

Людмила Григор'єва

Радіаційна екологія та радіаційна безпека

Навчальний посібник



Міністерство науки і освіти України
Чорноморський національний університет імені Петра Могили

Григор'єва Л. І.

РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ ТА РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА

Навчальний посібник



Миколаїв – 2023

УДК 502.2:620.267](075.8)

Г83

Рекомендовано до друку вченою радою Чорноморського національного університету імені Петра Могили (протокол № 10 від 22 грудня 2022 р.)

Рецензенти:

Матвєєва І. В. – д-р техн. наук, професор, декан факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій Національного авіаційного університету.

Ракша-Слюсарєва О. А. – д-р біол. наук, канд. мед. наук, професор, професор кафедри медичної біології, мікробіології, вірусології та імунології ДНМУ МОЗУ.

Трохименко Г. Г. – д-р техн. наук, професор, завідувачка кафедри екології та природоохоронних технологій НУК ім. адмірала Макарова.

Г83

Григор'єва Л. І. Радіаційна екологія та радіаційна безпека : навч. посіб. / Л. І. Григор'єва. – Миколаїв : Вид-во ЧНУ ім. Петра Могили, 2023. – 228 с.

ISBN 978-966-336-447-6

У посібнику послідовно викладено основні теми, які необхідні при опануванні студентами-екологами знань: від основних понять і принципів дії іонізуючого випромінювання на біологічні системи до міграції радіонуклідів в екосистемах і сучасної системи захисту від випромінювання. Кожен розділ завершується контрольними питаннями для перевірки знань студентів. Окремі розділи присвячено практичним роботам з дозиметрії і радіометрії, а також контрольним завданням за матеріалами курсу. Наведено термінологічний словник основних дозиметричних понять.

Рекомендовано для впровадження у навчальний процес при підготовці екологів. Може бути корисним біологам, екологам та фахівцям у галузі екологічної безпеки.

УДК 502.2:620.267](075.8)

ISBN 978-966-336-447-6

© Григор'єва Л. І., 2023.

© ЧНУ ім. Петра Могили, 2023.

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	5
РОЗДІЛ 1. ІОНІЗУЮЧЕ ВИПРОМІНЕННЯ: ДІЯ І БІОЕФЕКТИ	7
1.1. Явище радіоактивності. Природна і штучна радіоактивність. Типи дозиметричної і радіометричної апаратури.....	8
1.2. Механізм дії іонізуючого випромінювання на організм	13
1.3. Природа первинних радіаційно-хімічних ушкоджень організму людини	19
1.4. Наслідки взаємодії іонізуючого випромінювання різних типів з організмом	23
1.5. Дія іонізуючого випромінювання на основні метаболічні процеси у клітині та радіочутливість клітин	26
1.6. Радіобіологічні ефекти. Їх типи	31
1.7. Радіотоксичність та токсикодинамічні особливості радіоактивних речовин	36
1.8. Радіопротектори. Принципи радіозахисного харчування.....	43
Контрольні питання до розділу 1	47
РОЗДІЛ 2. РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА	50
2.1. Особливості взаємодії різних видів випромінювання з біологічними системами. Дозиметричні характеристики	50
2.2. Моделі розрахунку ефективної дози опромінення людини від різних джерел.....	57
2.3. Види дозиметричної та радіометричної апаратури.....	61
2.4. Опромінення людини від природних та техногенно-підсиленних джерел природного походження.....	65
2.5. Опромінення людини від штучних джерел іонізуючого випромінювання	79

2.6. Світові підходи до нормативно-технічного регулювання у галузі радіаційної безпеки	95
2.7. Національна база нормативно-технічного регулювання у галузі радіаційної безпеки України	97
2.8. Міжнародне регулювання ядерної і радіаційної безпеки. Директиви ЄС	100
2.9. Атомна енергетика. Безпека і перспективи розвитку ..	104
Контрольні питання до розділу 2.....	112
РОЗДІЛ 3. РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ	114
3.1. Загальні відомості. Проблеми і завдання радіоекології.....	114
3.2. Взаємозв'язок між радіоекологією та екологією.....	116
3.3. Коефіцієнти акумуляції радіонуклідів компонентами екосистеми	123
3.4. Камерні моделі в радіоекології	128
3.5. Міграція і розподіл радіонуклідів у прісноводній, морській екосистемі	130
3.6. Міграція радіонуклідів в агроекосистемі зрошуваного землеробства	143
3.7. Міграція радіонуклідів у наземних екосистемах (лучній, лісовій). Радіоемність наземної екосистеми	157
3.8. Екологічні ефекти від впливу радіонуклідного забруднення на екосистеми водойм.....	161
3.9. Радіоемність екосистеми. Використання теорії радіоемності при оцінці стану екосистеми	164
3.10. Контрзаходи в радіоекології.....	172
Контрольні питання до розділу 3	179
ПРАКТИЧНІ РОБОТИ	181
ПИТАННЯ ТЕСТОВОГО КОНТРОЛЮ	206
КОНТРОЛЬНІ ЗАВДАННЯ	208
ТЕРМІНОЛОГІЧНИЙ СЛОВНИК КУРСУ	221
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	225

ПЕРЕДМОВА

Останнім часом дедалі актуальнішою стає проблема захисту живого організму від дії іонізуючого випромінювання. Це зумовлено зростанням кількості присутніх у довкіллі радіонуклідів, унаслідок чого живі організми зазнають усе більшого впливу іонізуючого випромінювання.

Радіонуклідне забруднення біосфери через аварії на об'єктах атомної енергетики, поширене зараз використання джерел іонізуючого випромінювання у промисловості, сільському господарстві, медицині, а також радіоактивних речовин у техніці і наукових дослідженнях – усе це вказує на те, що людині необхідно вміти протидіяти впливу іонізуючого випромінювання на екосистемному рівні.

Радіаційна екологія як самостійна наука отримала свій розвиток порівняно недавно: інтерес значною мірою виріс, коли людство вступило в атомне століття і розширило застосування іонізуючого випромінювання у народному господарстві.

Радіоекологічна освіта має безумовну актуальність для вирішення сучасних науково-практичних задач екології і екологічної безпеки, бо надає знання та практичні навички щодо задіяння проліферативних заходів відносно радіонуклідного забруднення навколишнього середовища. Основне завдання фахівців з радіаційної екології – не допустити негативних ефектів від збільшеної, понад природної, радіоактивності у навколишньому середовищі. Для вирішення поставленого завдання фахівцю у цій галузі необхідно, як мінімум, мати уявлення про фізико-хімічні основи явища радіоактивності; про особливості впливу іонізуючого випромінювання на живі організми, на екосистеми; мати знання з дозиметрії, розуміння методів захисту від дії випромінювання, сучасних принципів регламентації і нормування впливу випромінювання на окремих організм та екосистеми в цілому. При цьому потрібно зазначити, що розуміння механізмів дії іонізуючого випромінювання на живий організм та причин виникнення тих чи інших біологічних ефектів внаслідок цієї дії важливо і для формування загальної культури усіх майбутніх спеціалістів природничих спеціальностей.

Автором пропонується структура навчального посібника, яка враховує надання знань та вмінь за Стандартами вищої освіти першого і другого рівнів спеціальності 101 «Екологія»^{1,2}. Навчальний посібник

¹ СТАНДАРТ вищої освіти за спеціальністю 101 «Екологія» галузі знань 10 «Природничі науки» для першого (бакалаврського) рівня вищої освіти (затв. Наказом МОН України від 10.10.2018 р.) – К.: МОН України – 14 с.

має три основних розділи: Розділ 1. Іонізуюче випромінювання: дія і біо-ефекти; Розділ 2. Радіаційна безпека; Розділ 3. Радіаційна екологія.

Розуміння радіоекологічних явищ неможливо без базових радіобіологічних знань, тому у першому розділі наведено основні відомості щодо взаємодії іонізуючого випромінювання з біооб'єктом та виникнення радіобіологічних ефектів. Розкрито природу первинних радіаційно-хімічних ушкоджень організму, наслідків взаємодії випромінювання з організмом, механізм радіопротекторної дії речовин. У другому розділі послідовно наведено матеріал дозиметрії іонізуючого випромінювання, оцінювання опромінення людини від природних, техногенно-підсилених природних та штучних джерел іонізуючого випромінювання, світових підходів до нормативно-технічного регулювання у галузі радіаційної безпеки. У третьому розділі наведено методологічний апарат сучасної радіоекології, схеми міграції і перенесення радіонуклідів в екосистемах, камерні моделі. При цьому використано праці відомих вітчизняних радіоекологів: Гудкова І. М., Кутлахмедова Ю. О., Полікарпова Г. Г., Томіліна Ю. А., а також матеріали власних досліджень автора.

Кожний розділ навчального посібника закінчується контрольними питаннями, за якими студенти можуть самостійно перевірити набуті знання.

² СТАНДАРТ вищої освіти за спеціальністю 101 «Екологія» галузі знань 10 «Природничі науки» для другого (магістерського) рівня вищої освіти (затв. Наказом МОН України від 04.10.2018 р.) – К.: МОН України – 14 с.

Розділ 1. ІОНІЗУЮЧЕ ВИПРОМІНЕННЯ: ДІЯ І БІОЕФЕКТИ

Іонізуючим випромінюванням є ті види випромінювань, які при поширенні у певному об'єкті (живому чи неживому) призводять до перетворення стабільних атомів (молекул) цього об'єкту на заряджені частинки (іони) або до переходу їх у збуджений стан. До іонізуючих випромінювань відносять:

- електромагнітні випромінювання:
 - рентгенівське (довжина хвилі $\lambda=10^{-7}...10^{-12}$ м, частота $\nu=3 \cdot 10^{16}... 3 \cdot 10^{20}$ Гц, енергія $E=12,4...1,24 \cdot 10^6$ eV);
 - гамма-випромінювання ($\lambda=10^{-10}...10^{-13}$ м і менше, $\nu=3 \cdot 10^{18}... 3 \cdot 10^{21}$ Гц і більше, $E=1,24 \cdot 10^4... 1,24 \cdot 10^7$ eV);
 - ультрафіолетове випромінювання ($\lambda=3,8 \cdot 10^{-7}... 10^{-8}$ м, $\nu=7,9 \cdot 10^{14}... 3 \cdot 10^{16}$ Гц, $E=3,27...1,24 \cdot 10^2$ eV);
- корпускулярні випромінювання: випромінювання α -, β - частинок, протонів, нейтронів.

Дія іонізуючого випромінювання на будь-який об'єкт залежить, перш за все, від виду випромінювання і фізичних характеристик його розповсюдження у цьому об'єкті, які випливають з характеристик самого випромінювання (наведених вище), а для живого організму – залежить, головним чином, від тієї біологічної системи, яка піддається впливу випромінювання.

Біологічною системою є сукупність живих організмів, окремий живий організм і будь-яка його частина, наприклад, орган, тканина, сукупність клітин, окрема клітина, частина клітини, метаболіти, ферменти, рецептори, які взаємодіють і взаємно перетворюються у складі живого організму.

Вивчити у всіх деталях процеси, які відбуваються у біологічних системах, як правило, можливо лише після того, як ми ізольовемо деяку частину цілого організму і на цьому ізольованому об'єкті будемо проводити експерименти, тобто створювати ситуації, які, як ми думаємо, виникають і в живому організмі. Живий організм, з яким проводять експерименти, або виділені з нього частини (органи, клітини, частини клітин, клітинні органели), мають назву *біологічних об'єктів*.

Оцінити вплив на організм іонізуючої радіації можна дослідивши усю сукупність як характеристик іонізуючої здатності певного виду випромінювання, так і характеристик радіочутливості біологічної системи до певного виду випромінювання.

1.1. Явище радіоактивності. Природна і штучна радіоактивність. Типи дозиметричної і радіометричної апаратури

Схеми радіоактивного розпаду. Атом схожий на сонячну систему у мініатюрі: навколо ядра рухаються по орбітах електрони (рис.1.1.). Розміри ядра у сто тисяч разів менше самого атома. Ядро складається з протонів і нейтронів. Число протонів в ядрі визначає, до якого хімічного елементу відноситься певний атом. Ядра атомів одного і того ж елементу завжди містять одне і те ж число протонів, але число нейтронів в них може бути різним. Атоми, що мають ядра з однаковим числом протонів, але що розрізняються по числу нейтронів, відносяться до різних різновидів одного і того ж хімічного елементу, званими ізопами даного елементу. Щоб відрізнити їх один від одного, до символу елементу приписують число, яке дорівнює сумі всіх частинок у ядрі даного ізопа. Так, ^{238}U містить 92 протони і 146 нейтронів; у ^{235}U теж 92 протони, але 143 нейтрони. Ядра усіх ізопаів хімічних елементів утворюють групу «нуклідів».

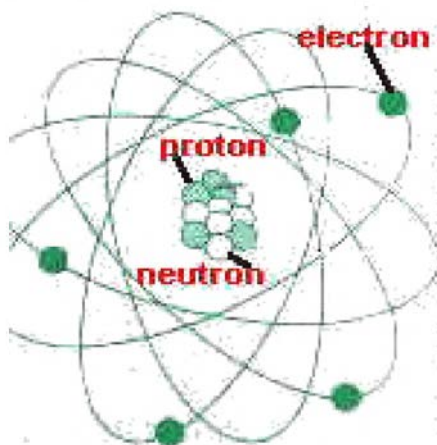


Рис. 1.1. Схема будови атома

Деякі нукліди стабільні, тобто не зазнають жодних перетворень. Більшість же нуклідів нестабільні, тобто без якої-небудь зовнішньої дії перетворюються на інші нукліди. Наприклад, ^{238}U перетворюється на ^{234}Th , випускаючи при цьому два протони і два нейтрони (а-частинки) (рис.1.2.). У ядрі ^{234}Th містяться 90 протонів і 144 нейтрони. Але ^{234}Th також нестабільний. Його перетворення, проте, відбувається інакше.

Один із його нейтронів перетворюється на протон, і ^{234}Th перетворюється на протактиній-234, в ядрі якого містяться 91 протон і 143 нейтрони. Ця метаморфоза, що відбулася в ядрі, позначається і на електронах, які рухаються за своїми орбітами: один з них стає неспареним і вилітає з атома. Протактиній дуже нестабільний і йому необхідно трохи часу на перетворення, яке супроводжується випромінюваннями. Увесь цей ланцюжок перетворень закінчується появою стабільного нукліду свинцю.

Випускання ядром частинки, що складається з двох протонів і двох нейтронів, – це *альфа* (α -) *випромінювання*³; випускання електрона – це *бета* (β -) *випромінювання*⁴. Часто нестабільний нуклід виявляється настільки збудженим, що випускання частинки не приводить до повного зняття збудження; тоді він викидає порцію чистої енергії, яка має назву *гамма* (γ -) *випромінювання*⁵.

³ *α -випромінювання* – це корпускулярне випромінювання частинок, які складаються з 2 нейтронів і 2 протонів (ядра атому гелію), це достатньо важка частинка (в 7500 разів важча за електрон). Має високу величину ЛПЕ (лінійна передача енергії – кількість енергії (Дж), яку передано речовині при взаємодії випромінювання й речовини на одиницю довжини треку: [ЛПЕ]=1Дж/м). Проходячи крізь речовину ця важка частинка рухається дуже повільно і тому має достатньо часу для іонізації атомів середовища, через яке проходить. Через те, що α -частинка має заряд +2, вона вивільнює енергію у 4 рази швидше протона (втрати енергії при русі частинки дорівнює квадрату заряду частинки). Через те, що вони мають малу швидкість руху і мають коротку довжину пробігу, α -частинки всю свою енергію віддають на короткій відстані, а їх рух має вид коротких прямих щільних треків. Пробіг α -частинки енергії 1 МеВ у повітрі дорівнює декільком см; у біологічній тканині – декільком десяткам мкм. Саме через те, що α -частинки (мають велику щільність іонізації) віддають всю свою енергію на коротких ділянках руху, вони становлять велику небезпеку з біологічної точки зору у випадках проникання в клітину, що може статися при безпосередньому контакті з ізотопами, які випромінюють α -частинки (при внутрішньому їх поглинанні).

⁴ *β -випромінювання* – це корпускулярне випромінювання електронів (β -розпад) або позитронів (β^+ -розпад). β -розпад супроводжується викиданням електрона з ядра, що утворюється через перетворення нейтрона в протон. β^+ -розпад супроводжується аналогічно викиданням позитрону, під час перетворення протона в нейтрон (утворення елемента за періодичною системою на 1 попереднього). Через невелику масу β -частинка може проникати на більші глибини у речовині, ніж α -частинки (має більшу здібність проникнення). Але її рух у речовині не є прямолінійним (завдяки одиночному заряду). Максимальна іонізація відбувається у кінці руху β -частинки, коли енергія достатньо знижується і рух сповільнюється (до декількох сотень еВ). Завдяки тому, що β -частинки мають достатню довжину пробігу, вони можуть викликати як внутрішнє опромінення організму, так і зовнішнє.

⁵ *гамма- і рентгенівське випромінювання* – це електромагнітне випромінювання, яке складається з потоку квантів, які мають конкретну величину енергії і спроможні проводити іонізацію. Внаслідок хвильової структури, ці види іонізуючих випромінювань мають великі довжини вільного пробігу у речовині і характеризуються найбільшою здібністю проникнення. Іонізуюча здібність (через відсутні удари) значно

Вид излучения	Нуклид	Период
	Уран – 238	4.47 млрд.
α		
	Торий – 234	24.1 суток
β		
	Протактиний – 234	1.17 минут
β		
	Уран – 234	245 000 лет
α		
	Торий – 230	8 000 лет
α		
	Радий – 226	1 600 лет
α	Радон – 222	3.823 суток
	Полоний – 218	3.05 минут
α		
	Свинец – 214	26.8 минут
β		
	Висмут – 214	19.7 минут
β		
	Полоний – 214	0.000 164
α		
	Свинец – 210	22.3 лет
β		
	Висмут – 210	5.01 суток
β		
	Полоний – 210	138.4 суток
α		
	Свинец – 206	

Рис. 1.2. Схема радіоактивних перетворень у ряді ^{238}U

менша, ніж α - і β -частинок. Це непряме іонізуюче випромінювання: фотони самі не формують треків у середовищі, але внаслідок зіткнення фотонів з атомами виникають заряджені частинки (електрони високих енергій), які і спричиняють формування треку. Таким чином, при проходженні через речовину частина енергії фотонів переходить в енергію вторинних заряджених частинок (електронів, позитронів), а частина – в енергію вторинного фотонного випромінювання (характеристичне розсіяне випромінювання).

Одиниці вимірювання радіоактивності

Радіоактивний розпад залежить лише від внутрішнього стану ядра. Тому вірогідність радіоактивного розпаду λ ядра за одиницю часу постійна. Звідси витікає, що число актів радіоактивного розпаду dN за інтервал dt пропорційно кількості радіоактивних ядер у момент часу t :

$$dN = -\lambda \cdot N(t) \cdot dt \quad (1.1.1)$$

Величину λ , що має розмірність s^{-1} , називають *сталою радіоактивного розпаду*, або стисло – *сталою розпаду*. Знак мінус у диференціальному рівнянні вказує на спад числа радіоактивних ядер з часом. Вирішимо диференціальне рівняння. Для цього запишемо його у наступному вигляді:

$$\frac{dN}{N(t)} = -\lambda \cdot dt \quad (1.1.2)$$

Після інтегрування лівої і правої частин отримаємо:

$$N(t) = B \cdot e^{-\lambda t} \quad (1.1.3)$$

Сталу інтегрування знаходять з початкових умов розпаду: при $t=0$ число радіоактивних ядер було N_0 , тому $B = N_0$. Після заміни B на N_0 в останній формулі отримаємо рівняння, яке відоме під назвою *закон радіоактивного розпаду*:

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (1.1.4)$$

Цей закон справедливий для великого числа радіоактивних ядер. Функція $\ln N(t)$ лінійно залежить від часу t . Графік цієї функції приведений на рис.1.3.

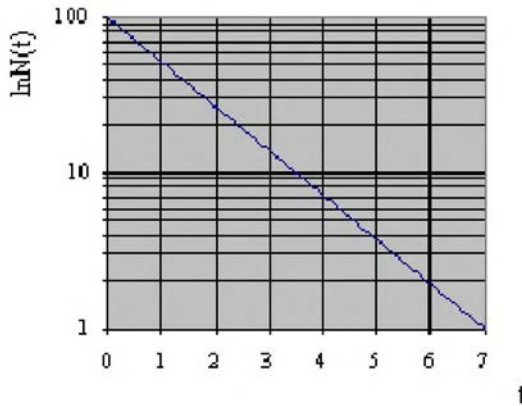


Рис. 1.3. Закон радіоактивного розпаду

Через час, який дорівнює періоду напіврозпаду $T_{1/2}$, число радіоактивних ядер зменшується удвічі. Визначимо зв'язок між λ і $T_{1/2}$:

$$\frac{N(T_{1/2})}{N_0} = \frac{1}{2} = e^{-\lambda \cdot T_{1/2}} \quad (1.1.5.)$$

Звідси $T_{1/2} = 0,693 / \lambda$.

В інтервалі часу між t і $t+dt$ розпадається $\lambda N dt$ ядер, кожне з яких існувало час t . Загальний час життя цих ядер дорівнює $t \cdot N dt$, а сумарна тривалість життя усіх N_0 ядер дорівнює інтегралу від добутку $t \cdot N dt$ з границями інтегрування від нуля до нескінченності. Середній час життя радіоактивних ядер τ дорівнює відношенню інтеграла до N_0 :

$$\tau = \frac{1}{N_0} \cdot \int_0^{\infty} t \cdot \lambda \cdot N dt = \lambda \int_0^{\infty} t \cdot e^{-\lambda t} dt \quad (1.1.6.)$$

Після інтегрування отримаємо:

$$\tau = \frac{1}{\lambda} \quad (1.1.7.)$$

Формула (1.7.) вказує, що чим більшою є стала розпаду λ , тим швидше розпадаються радіоактивні ядра. Підставимо у формулу (1.6)

$\tau = 1/\lambda$ і отримаємо зв'язок між періодом напіврозпаду $T_{1/2}$ і середнім часом життя τ :

$$T_{1/2} = 0.693 \tau \quad (1.1.8.)$$

У таблицях радіоактивних речовин указуються величини сталої розпаду λ і періоду напіврозпаду $T_{1/2}$ або одна з них, а також тип частинки, що випускається, і енергія. У таблиці 1.1 наведено деякі радіоактивні речовини і їх характеристики.

Таблиця 1.1

Фізичні характеристики деяких радіоактивних речовин

Радіонуклід	Період напіврозпаду	Стала розпаду, с^{-1}	Частинка	Повна енергія розпаду E , MeV
$^{238}_{92}\text{U}$	$4,5 \cdot 10^9$ років	$4,84 \cdot 10^{-18}$	α	4,20
$^{234}_{92}\text{U}$	$2,48 \cdot 10^5$ років	$8,17 \cdot 10^{-14}$	α	4,75
$^{210}_{83}\text{Bi}$	4,97 діб	$1,61 \cdot 10^{-6}$	β	1,17
$^{210}_{81}\text{Pb}$	1,32 хвилини	$8,75 \cdot 10^{-3}$	β	1,80

В експериментах вимірюють активність речовини, яка дорівнює числу ядер, що розпадаються за секунду. Активність A розраховують з рівняння

$$A = \left| \frac{dN}{dt} \right| = \lambda N \quad (1.1.9.)$$

Одиницею активності радіонукліда у Міжнародній системі одиниць (СІ) прийнятий **бекерель (Бк)**; 1 Бк – це активність радіонукліда, за якої відбувається один розпад атома за 1 с.

Часто користуються позасистемною одиницею Кюрі: 1 Кі = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк

1.2. Механізм дії іонізуючого випромінювання на організм

Внаслідок впливу іонізуючого випромінювання у тканинах організму можуть відбуватися складні фізичні, хімічні й біологічні процеси. Для з'ясування ефектів, які з'являються у живому організмі при дії на нього іонізуючого випромінювання, потрібно з'ясувати процеси, що відбуваються з будь-якою речовиною при дії на неї іонізуючого випромінювання.

Механізм поглинання енергії різного за своєю фізичною природою випромінювання (корпускулярного або електромагнітного) неоднаковий. Але результат взаємодії іонізуючого випромінювання різних типів

з речовиною виражається через наступні послідовні етапи цієї взаємодії.

! Первинним фізичним актом взаємодії іонізуючого випромінювання з біологічним об'єктом є *іонізація*⁶. Саме через іонізацію відбувається передача енергії об'єкту. Не завжди передача енергії атомам чи молекулам завершується утворенням іонів, можливим є утворення атомів чи молекул у стані збудження (або *збудження*⁷ атомів чи молекул). Завдяки цим двом процесам (іонізації та збудження), перший етап впливу іонізуючого випромінювання на будь-який об'єкт має назву *фізико-хімічного етапу* (рис. 1.2.1).

Фізичне пояснення I етапу дії іонізуючого випромінювання.

Ефект іонізації полягає в тому, що заряджена частинка електрично взаємодіє з електроном на зовнішній орбіталі атома чи молекули речовини, крізь яку вона пролітає, що призводить до розриву зв'язку цього електрона з відповідним атомом чи молекулою. Т.ч. завдяки іонізації відбувається передача енергії випромінювання електронам зовнішніх орбіталей у такій кількості, що електрони відриваються від молекули чи атома й переносяться у середовищі. Тобто для того, щоб відбулася іонізація потрібно, щоб кількість енергії, яку передано атому чи молекулі, мала перевищувати енергію зв'язку електрона зі своїм атомом чи молекулою (енергія, яка при цьому витрачається (тобто, для відриву електрона від атома чи молекули) – називається *потенціалом іонізації* I_0). Атом чи молекула при цьому втрачає електрон і становиться позитивно зарядженим іоном, а разом з відрваним електроном вони утворюють пару іонів.

Якщо електрону передано енергії більше, ніж йому потрібно для відриву від атому, то він є здатним іонізувати інші атоми середовища (це буде тривати доти, доки він не витратить повністю свою кінетичну енергію і не приєднається до нейтральної молекули з утворенням негативного іону). Таким чином, внаслідок повної передачі енергії іонізуючої частинки (α -, β -), в поглинаючому середовищі утворюється багато пар іонів.

Крім іонів, у поглинаючому середовищі утворюються атоми чи молекули в стані збудження. Процес *збудження* атомів виникає, коли

⁶ *іонізація* – це перетворення нейтральних атомів чи молекул на частинки, які несуть позитивний або негативний заряд (іони)

⁷ *збудження* – це такий стан атомів чи молекул, коли вони мають енергію, яка більша ніж в основному стані, що відбувається шляхом електронних переходів (переміщення електрона з ближньої до ядра орбіталі на орбіталь, яка більш віддалена від ядра)

атомам чи молекулам середовища передається енергія, яка є меншою за потенціал іонізації – тобто її недостатньо для відриву електрону; при цьому вона поглинається речовиною, а атоми чи молекули переходять у стан збудження (або виникають *збуджені атоми*). Це такий стан атомів чи молекул, коли вони мають енергію, яка більша, ніж в основному стані, що відбувається шляхом електронних переходів (переміщення електрона з ближньої до ядра орбіталі на орбіталь, яка більш віддалена від ядра).

Пояснення збудженого стану. У молекулі існує система електронних енергетичних рівнів. Для хімічних властивостей молекули визначальними є два рівні – верхній за значенням енергії, заповнена молекулярна орбіталь, і не заповнені орбіталі. На кожній заповненій орбіталі може бути два електрони, які характеризуються протилежними власними магнітними моментами (антипаралельні спини). Якщо ж на орбіталі залишається один електрон, то говорять про наявність неспареного електрону. В разі поглинання молекулою енергії, яка відповідає різниці значень енергії верхнього заповненого й одного з незаповнених рівнів, то матиме місце електронний перехід. Молекула при цьому переходить у збуджений стан. Зі стану збудження молекула може повернутися до основного стану кількома способами: перетворенням енергії збудження на тепло (теплова конверсія), випромінюванням кванта енергії, який за значенням відповідає різниці енергій певних електронних рівнів (флуоресценція), передаванням енергії збудження іншій молекулі т.ін.

! Другим етапом є хімічна стадія, на якій утворюються *вільні радикали* – електро-нейтральні атоми чи молекули з неспареним електроном на зовнішній орбіталі (або ті, які мають електрони з неспареними спінами). На прикладі молекули води (рис. 1.2.1.) показано, як утворюється вільний радикал **OH** під дією іонізуючого випромінювання.

Вільні радикали є дуже реакційноспроможними, бо мають сильну тенденцію спарювати неспарені електрони в іншому вільному радикалі або видаляти цей електрон шляхом електронного випромінювання. В присутності кисню утвориться також вільний радикал гідроперекису (HO_2) і перекис водню (H_2O_2), які є сильними окислювачами (див. рис. 1.2.1.).

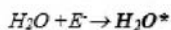
Вільні радикали й окислювачі завдяки тому, що мають високу хімічну активність, вступають у хімічні реакції з молекулами білків, ферментів й інших структурних елементів біологічної тканини, що приводить до зміни біологічних процесів в організмі. Через це пору-

шуються обмінні процеси, придушується активність ферментних систем, сповільнюється й припиняється ріст тканин, виникають нові хімічні сполуки, не властиві організму – *токсини*. Це приводить до порушень життєдіяльності окремих функцій або систем організму в цілому. Залежно від величини поглиненої дози й індивідуальних особливостей організму, викликані зміни можуть бути зворотними або незворотними.

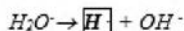
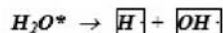
Хімічна стадія взаємодії іонізуючого випромінювання з речовиною є дуже важливою, бо головною складовою частиною живих організмів, в яких інтенсивно йдуть процеси обміну речовин, є вода.

І етап – фізико-хімічні перетворення:

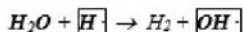
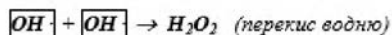
Збурженість



II етап – хімічні перетворення:

$$H_2O^+ \rightarrow H^+ + \boxed{OH}$$


Різні наступні перебудови



Іонізуюче випромінювання

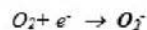
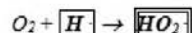
$$\text{H}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \boxed{\text{OH}} + \boxed{\text{HO}_2}$$

$$\boxed{HO_2} + e^- \rightarrow HO_2^-$$
$$HO_2^- + H^+ \rightarrow H_2O_2$$

Рис. 1.2.1. Схема перетворень молекул води під дією іонізуючого випромінювання

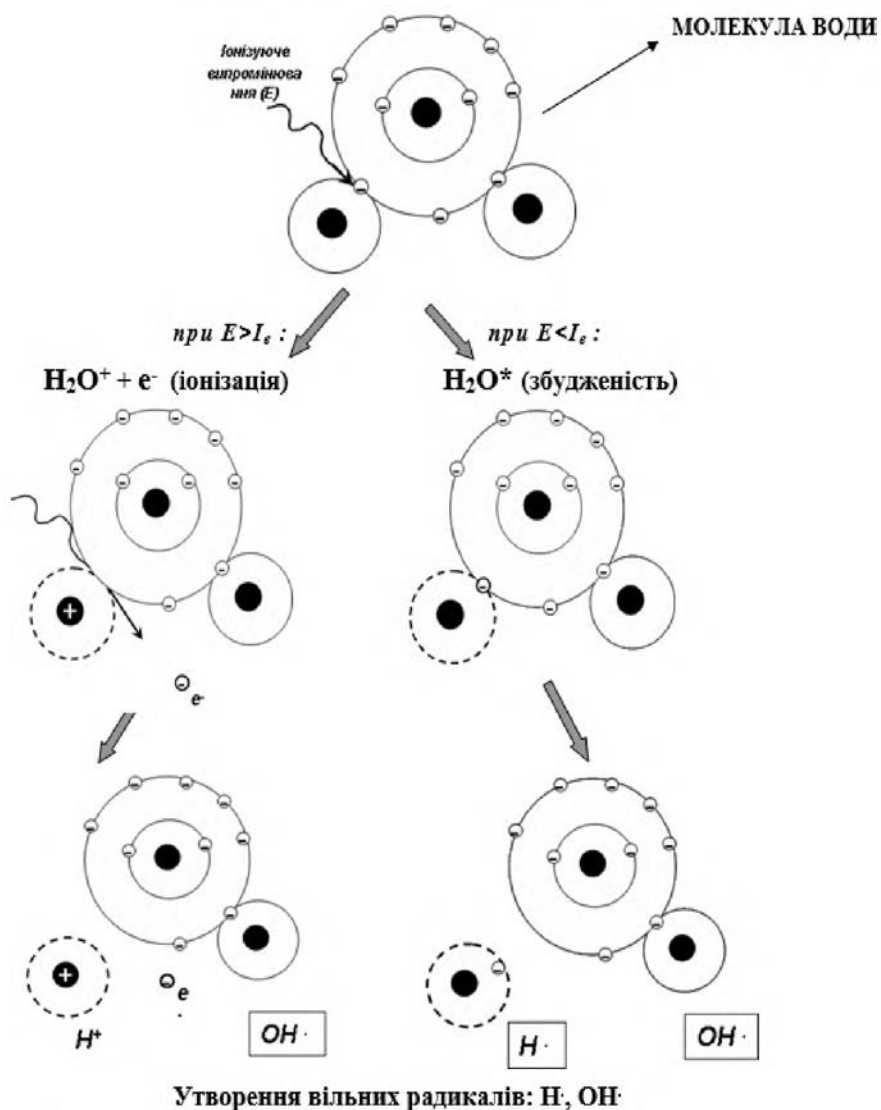


Рис. 1.2.2. Утворення вільних радикалів з молекули води під дією іонізуючого випромінювання

Через те, що організм людини на 60-80% складається з води, ефектам, які відбуваються під дією іонізуючого випромінювання з молекулами води, вчені приділяють окрему увагу, бо вони відносяться до первинних радіаційно-хімічних ушкоджень живого організму.

Таким чином, після фізико-хімічної стадії дії іонізуючого випромінювання на будь-який орган (утворення електрично заряджених іонів та збуджених молекул), на хімічній стадії (через утворення нестійких вільних радикалів) відбувається перенесення енергії випромінювання, що спричиняє хімічні ушкодження та хімічні перетворення атомів та молекул (через окиснення молекул речовини). Причому, цей процес триває доти, доки не з'являться стабільні продукти. З цим і пов'язані первинні радіаційно-хімічні ушкодження молекул речовини чи організму. Крім того, радикали можуть діяти як безпосередньо (ушкоджуючи конкретні клітини), так і опосередковано (виступаючи в якості посередників у переносі енергії випромінювання біомолекулам). Вільні радикали також можуть реагувати з молекулами кисню, що призводить до «кисневого ефекту» – підвищення ефективності випромінювання у присутності кисню.

1.3. Природа первинних радіаційно-хімічних ушкоджень організму людини

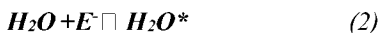
Основним процесом, який характеризує хімічну стадію в організмі людини, є *радіоліз* – хімічні перетворення молекул речовини (розщеплення молекули води на різні складові) з утворенням вільних радикалів, перекисних молекул, гідроперекисних радикалів та інших нестійких реакційно активних форм, які підлягають постійним змінам з утворенням нових нестабільних форм; цей процес триватиме доти, доки не з'являться стабільні продукти.

Розглянемо, що відбувається при опроміненні молекул води (з яких, в основному, складається організм людини). Як вказано вище, первинними продуктами взаємодії випромінювання і води є іонізовані й збуджені молекули:

1) *іонізація*: нейтральна молекула втрачає електрон і перетворюється в позитивний іон:

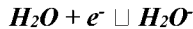


2) через поглинання надлишкової енергії молекула переходить у *збуджений стан*:

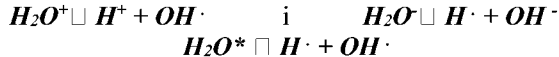


У випадку (1) електрон, який відлітає, взаємодіє з іншою нейтраль-

ною молекулою води, при цьому перетворюється у від'ємно заряджений іон:



Іонізовані та збуджені атоми чи молекули організму (H_2O^+ , H_2O^- , H_2O^*) є дуже нестійкими, вони розщеплюються і утворюються вільні радикали.



Таким чином, у результаті первинної дії іонізуючого випромінювання на чисту воду виникають реакціоактивні вільні радикали $H\cdot$ і $OH\cdot$, гідратований електрон.

Ці радикали не можуть існувати довго, з ними відбувається ряд наступних перебудов: наприклад, радикал водню $H\cdot$ може існувати тільки дуже короткий час – 10^{-5} , 10^{-6} сек. У цей час:

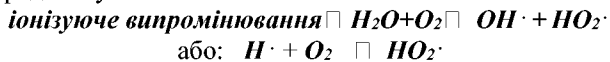
– або два атоми водню поєднуються разом, утворюючи молекулу водню,

– або $H\cdot$ втрапить електрон, віддавши його іншому атому, і перетвориться в атом водню,

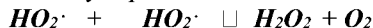
– або ж, якщо у воді розчинена якась речовина, $H\cdot$ може приєднатися до неї.

Також нестійким і хімічно реактивним є і вільний радикал $OH\cdot$, який є добрим окисником.

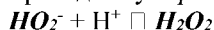
При наявності у воді розчиненого кисню відбувається утворення радикалу $HO_2\cdot$



У рідинах організму, як правило, розчинений кисень, тому утворення радикалу $HO_2\cdot$ (гідроперекисний радикал) є першим кроком перетворення енергії іонізуючого випромінювання в енергію хімічних реакцій. Вважається, що цей радикал, поєднуючись з іншим таким же радикалом, перетворюється у *перекис водню* і *кисень*:



При наявності у воді розчиненої речовини радикал $HO_2\cdot$ (гідроперекисний радикал), у силу своїх окислюючих властивостей, буде віднімати електрон від іншої сполуки і перебудовуватися при цьому в іон HO_2^- , який у всіх розчинах переходить у *перекис водню*:



Тобто *перекис водню* є одним з первинних продуктів радіолізу води.

Таким чином (рис. 4.1.), при дії іонізуючого випромінювання на

воду, внаслідок утворення вільних радикалів **OH**, гідроперекисних радикалів **HO₂·**, перекисних молекул **H₂O₂**, відбуваються процеси окиснення розчиненої у воді речовини, що є причиною виникнення наступних хімічних перебудов у молекулах і клітинах живого організму.

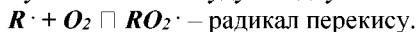
А взагалі продуктами радіолізу води є гідратований електрон, вільні радикали **H·**, **OH·**; молекули водню, перекис водню, гідроперекисний радикал та деякі інші сполуки, які взаємодіють з молекулами інших речовин, змінюючи їх, що і спричиняє виникненню *первинних радіаційно-хімічних ушкоджень* речовини під дією іонізуючого випромінювання.

У загальному випадку виділяють наступні механізми перетворень нестабільних хімічних форм, що з'являються в первинних процесах радіолізу:

1. Відщеплення атому водню з утворенням вільного радикалу:



2. Подальші реакції залежать від того, чи є в середовищі кисень. У присутності кисню будуть відбуватися реакції приєднання кисню:

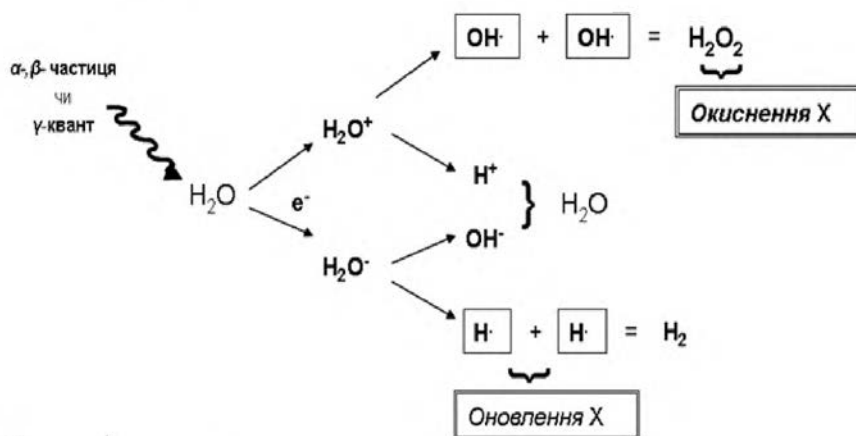


3. Наступні реакції цього радикалу перекису можуть бути різними, наприклад:



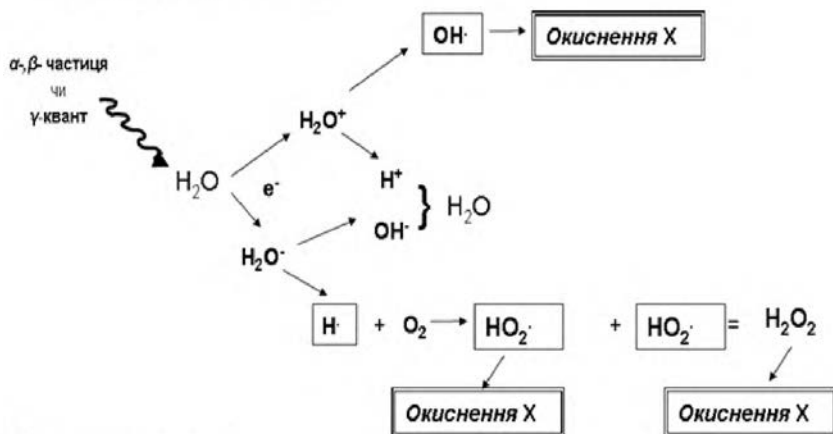
Важливим є, які саме органічні речовини у клітинах і тканинах реагують у першу чергу з вільними радикалами води, внаслідок чого виникають перекисні сполуки. Сьогодні є багато різних поглядів на предмет виникнення первинних радіохімічних ушкоджень клітини (наприклад, є думки, що початковими продуктами впливу випромінювань є ненасичені жирні кислоти і їх перекиси, через що продукти окислення жирів діють токсично на клітини, з чим і пов'язують ланцюг первинних ланцюгових реакцій; останнім часом з'явилося багато доказів, що унікальною структурою клітини при дії іонізуючого випромінювання є не лише ядро, ДНК, а і клітинна мембрана – з цим також пов'язують наступні ланцюгові реакції у клітині, в організмі в цілому).

I. Вода без O_2



X – розчинена речовина

II. Вода, в якій розчинено O_2



X – розчинена речовина

Рис. 1.3.1. Схема дії іонізуючого випромінювання на молекули води

1.4. Наслідки взаємодії іонізуючого випромінювання різних типів з організмом

При взаємодії α -, β - частинок з будь-яким об'єктом (біооб'єктом) 1/3 їх енергії припадає на іонізацію, 2/3 – на збудження і 1/10 – на пружне співударяння. Деяка частина енергії заряджених частинок витрачається на утворення гальмівного рентгенівського випромінювання, з чим пов'язані радіаційні втрати. Тобто, повна передача енергії іонізуючих частинок супроводжується утворенням багатьох пар іонів, причому на кожну пару іонів виникає 2-3 збуджених атоми молекули.

Процес іонізації біологічної речовини через вплив на неї іонізуючого випромінювання характеризується тим, що через відрив електрону від атому утворюється «+» заряджений іон, а електрон створює «-» заряджений іон. Цей електрон спроможний іонізувати інші атоми, доки не витратить свою кінетичну енергію і не приєднається до нейтральної молекули, створюючи «-» заряджений іон. На утворення пари іонів витрачається лише частина енергії іонізованої частинки. Повна передача її енергії супроводжується утворенням багатьох пар іонів. Крім цього, на кожну пару іонів виникає 2-3 збуджених атоми молекули, а впродовж траєкторії руху зарядженої частинки у речовині, внаслідок цих процесів, утворюється *трек*⁸ цієї частинки.

Розглянемо, які треки формуються від іонізуючого випромінювання різних типів, що, у свою чергу, визначає біологічні наслідки дії того чи іншого виду випромінювання на живий організм (рис. 5.1.).

Іонізаційні треки від α -випромінювання.

1. Через те, що α -частинка є достатньо важкою (у 7500 разів важча за електрон), бо складається з ядрів гелію, вона має малу швидкість руху і коротку довжину пробігу. Так, пробіг α -частинки з енергією 1 MeV у повітрі дорівнює декільком см; у біологічній тканині – декільком десяткам мкм.

2. Через те, що α -частинка має заряд +2 (складається з 2 нейтронів і 2 протонів), то вона буде звільняти енергію у 4 рази швидше протона (втрата енергії при русі частинки пропорційна квадрату заряду частинки), тобто щільність іонізації об'єкту, крізь який вона проходить, дуже велика.

Завдяки цьому α -частинки усю свою велику енергію віддають на короткій відстані, а їх рух має вид коротких прямих щільних треків (див. рис. 5.1.) з певним розподілом у просторі (рис. 5.2.). Саме через

⁸ *трек* – сукупність іонів або збуджених станів атомів вздовж лінії руху частинки

велику щільність іонізації α -випромінювання складає велику небезпеку з біологічної точки зору у випадках проникання у клітину, що може статися при безпосередньому контакті живої речовини із радіонуклідами, які випромінюють α -частинки (при внутрішньому їх поглинанні: при *інгалаційному*⁹ або *пероральному*¹⁰ їх надходженні до організму). Тому радіобіологічні ефекти від випромінювання α -частинок настають, в основному, або у результаті заковтування з повітрям, або при надходженні їх у травну систему. При цьому, ефективність α -іонізуючого випромінювання на одиницю дози є значно вищою за інші типи іонізуючого випромінювання (див. розділ 2).

Іонізаційні треки від β -випромінювання

1. Через невелику масу β -частка може проникати на більші глибини в об'єкті (біооб'єкті), ніж α -частки – тобто, вона має здатність іонізувати об'єкт на більшій глибині.

2. Рух β -частки в об'єкті не є прямолінійним (завдяки одиночному заряду), а максимальна іонізація відбувається наприкінці руху β -частинки (коли енергія достатньо знижується і рух сповільнюється до декількох сотен eV).

Завдяки цьому трек β -частинки має характерний вигляд: менш щільний, але має більшу довжину. Через те, що β -частинки мають достатню довжину пробігу, вони можуть викликати як внутрішнє опромінення організмів, так і зовнішнє, тобто дія на організм опромінення β -частинками проявляється у наявності процесів іонізації як при надходженні усередину організму, так і зовні.

Іонізаційні треки від γ -випромінювання і рентген-випромінювання

1. Внаслідок хвильової структури (як електромагнітне випромінювання), ці типи іонізуючого випромінювання мають велику довжину вільного пробігу в об'єкті і характеризуються найбільшою здатністю проникнення у біооб'єкт.

2. Завдяки тому, що це є *непрямим іонізуючим випромінюванням*¹¹, щільність іонізації цих видів іонізуючого випромінювання є значно

⁹ *інгалаційний шлях* – надходження при вдиханні повітря

¹⁰ *пероральний шлях* – надходження через шлунково-кишковий тракт (з їжею, питною водою)

¹¹ *непряме іонізуюче випромінювання* – випромінювання, яке безпосередньо не формує трек: через відсутність безпосередніх ударів фотони самі не формують треків у середовищі, але внаслідок зіткнення фотонів з атомами, виникають заряджені частинки (електрони та позитрони високих енергій), які і спричиняють формування треку

меншою, ніж α - і β -частинок.

Тому трек γ - (рентген) випромінювання є менш щільним, але більш довгим, через що електромагнітні іонізуючі випромінювання створюють і зовнішнє, і внутрішнє опромінення організму.

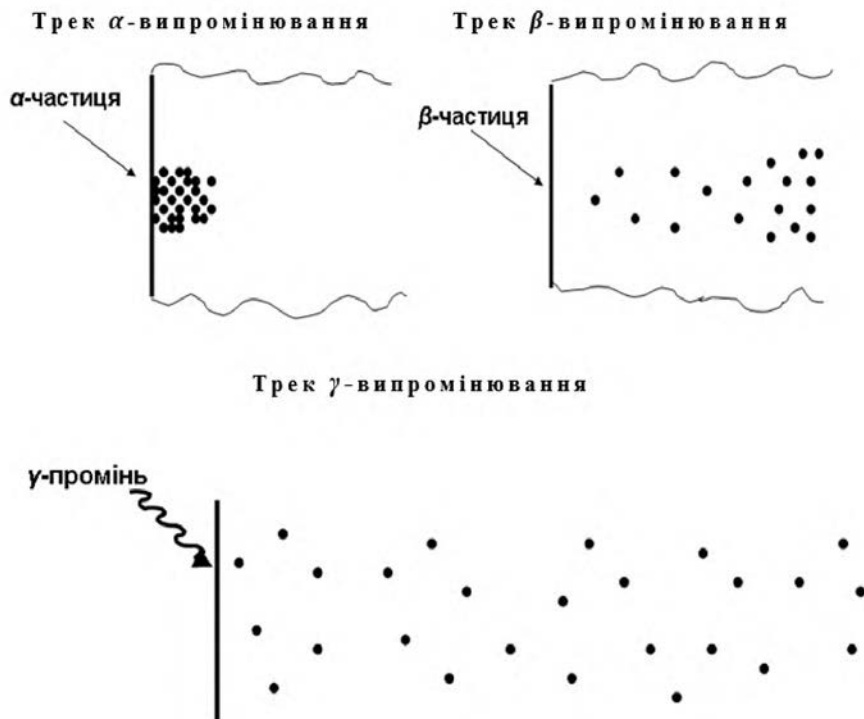


Рис. 1.4.1. Іонізаційні треки для різних видів випромінювання

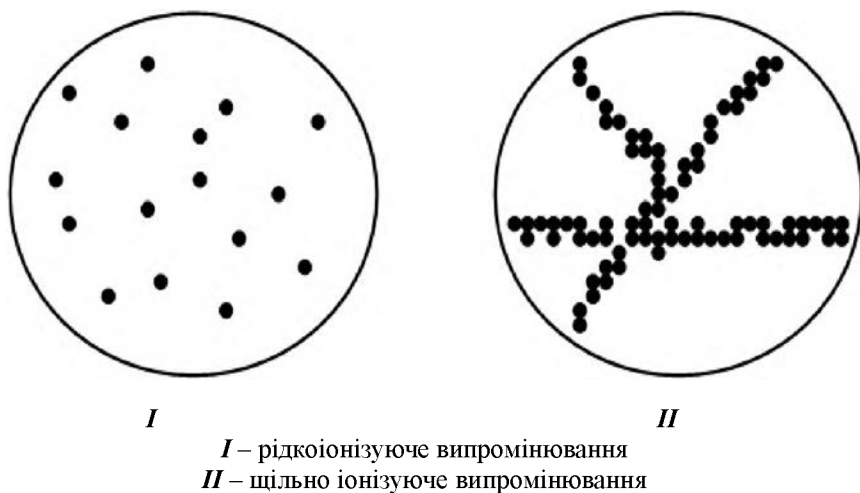


Рис. 1.4.2. Розподіл актів влучання в ядро клітини для рідко- та щільно-іонізуючих випромінювань

Таким чином, фізична природа того чи іншого типу іонізуючого випромінювання зумовлює певний ефект взаємодії випромінювання з живим організмом, а це, в свою чергу, є основою появи певного біологічного ефекту. Потрібно також зазначити, що радіус треку залежить від природи випромінювання і речовини. Початковий радіус треку може бути малим, але з часом збуджені і іонізовані молекули в ході радіаційно-хімічних перетворень утворюють нові хімічні форми, які знають дифузійного перенесення, і радіус треку збільшується.

1.5. Дія іонізуючого випромінювання на основні метаболічні процеси у клітині та радіочутливість клітин

Вплив іонізуючого випромінювання позначається, у першу чергу, на обміні речовин, тобто на нормальному протіканні усіх метаболічних процесів у клітині (поглинання важливих продуктів, розщеплення їх в організмі на складові, засвоєння цих речовин для побудови своїх тканин та виведення з клітини).

По-перше, це вплив на нуклеїновий обмін. До числа найбільш ранніх, загальних для всіх живих організмів і відносно специфічних змін обміну речовин відносять порушення обміну нуклеїнових кислот, і особливо, ДНК (дезоксирибонуклеїнова кислота):

- 1) розриви ланцюжків молекули, порушення основ і їх репарації;
- 2) дефіцит синтезу ДНК і затримка поділу клітини.

Іонізуюче випромінювання гальмує нормальний синтез ДНК у клітині: як синтез по зменшенню азотистих основ в ДНК, так і по припиненню з'єднання фосфорної кислоти з іншим компонентом ДНК – дезоксирибозою. Цей процес гальмування синтезу ДНК пов'язаний з гальмуванням мітозів у клітині (способу поділу клітини, при якому розподіл генетичного матеріалу між клітинами тотожній).

По-друге, це впливає на білковий обмін: відбувається підсилений розпад білка, втрата здібності здійснювати білком своїх функцій. Особливо це стосується ферментів. Дія іонізуючого випромінювання на ферменти заключається в наступному:

- 1) зменшення молекулярної маси внаслідок розриву поліпептидних зв'язків;
- 2) зміна розчинності;
- 3) порушення вторинної і третинної структури;
- 4) порушення амінокислот.

В цілому це проявляється на зниженні ферментативної активності.

Особливістю цього впливу є те, що ферменти є чутливими до опромінення тільки при опроміненні у розчинах і при відсутності інших білків, бо будь-який білок буде захищати фермент від радіаційного ураження. З порушенням синтезу білка пов'язано зниження опроміненого організму виробляти антитіла, що пов'язано зі зниженням імунітету організму.

По-третє, це зміни в обміні жирів і жироподібних речовин: підвищення швидкості синтезу жирів і водночас підвищення швидкості їх розпаду. Чутливими до іонізуючого випромінювання є жироподібні речовини – фосфоліпіди. Їх ушкодження призводить до їх розщеплення, тобто, до змін в структурній організації клітини, до порушення проникливості клітинних мембран (бо мембрани складаються з жирів-ліпідів).

По-четверте, це порушення мінерального обміну. Опромінення у високих дозах змінює проникненість клітинних мембран для іонів калію і натрію і призводить до виходу калію з клітини. Дія опромінення, навіть у невеликих дозах, проявляється, перш за все, у зниженні числа білих кров'яних тілець (лейкоцитів) у крові. Опромінення гальмує також утворення червоних тілець (еритроцитів) у червоному кістковому мозку, що проявляється на їх числі у периферичній крові.

По-п'яте, це розривання окислювального фосфорилювання¹², яке відбувається у мітохондріях, через що відбувається порушення утворення АТФ (головного енергоносія у клітині).

Вплив іонізуючого випромінювання на процес поділу клітин

Розглянемо клітинний цикл – цикл життєдіяльності клітини (рис. 1.5.1):

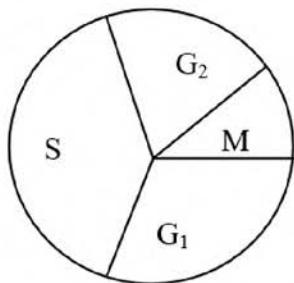


Рис. 1.5.1. Клітинний цикл (на прикладі фібробластів щура у культурі тканини)

G_1 – це фаза, де клітина будує складний біохімічний апарат, який складається з невеликих молекул, які необхідні для синтезу ДНК (предсинтетична фаза: 9,1 година).

S – це фаза синтезу (реплікації) ДНК (9,9 годин).

G_2 – це фаза, де ДНК підлягає складній реплікації, яка призводить до утворення хромосом (постсинтетична фаза: 2,3 години).

M – фаза мітозу (безпосереднього поділу клітини: 0,7 години).

! Дуже чутливими до радіаційно-індукованого інгібування¹³ синтезу ДНК є мітоз і границя G_1 - S фаз. При цьому мітоз вважається найбільш чутливим процесом у клітині до впливу іонізуючого випромінювання: так, загибель опроміненої рослини чи тварини часто відбувається тому, що випромінювання гальмує чи припиняє процес поділу клітини. У різних видів організмів залежності радіостійкості клітин від фази клітинного циклу є неоднаковими, але дуже виразними.

¹² фосфорилювання – це зв'язування неорганічного фосфору в результаті окислення

¹³ інгібування – ушкодження, руйнація

Це варіювання значень радіостійкості клітин у різні фази клітинного циклу виявляється не лише за змінами проліферативної¹⁴ виживаності клітин, а й за проявами інших радіобіологічних реакцій, наприклад, за інтенсивністю індукції мутаційних змін. Так, чотириразове збільшення виходу мутацій спостерігається внаслідок опромінення клітин у синтетичній або пресинтетичній фазі.

Види загибелі клітини при впливі іонізуючого випромінювання

Розрізняють два типи загибелі клітини: *інтерфазна загибель* та *проліферативна загибель*.

Опромінення клітини у великих дозах (декілька десятків Грей) може викликати швидке закінчення метаболізму і повне знищення клітини. Тобто, відбувається повна втрата життєздатності клітини. Це є *інтерфазною (неміотичною)* загибеллю. Цей тип загибелі спостерігається у клітинах, які або зовсім не діляться, або діляться рідко (клітини печінки, нирок, м'язової та нервової тканини).

Однак опромінення у більш низьких дозах також може призвести до загибелі клітини через зниження здатності або повної втраті до поділу клітини. Цей вид клітинної загибелі, яку можна визначити як втрату клітинної здатності до необмеженого поділу, називають *проліферативною (репродуктивною)* загибеллю.

Клітини, які зазнали проліферативної загибелі, виявляють певні ознаки життєдіяльності: у них відбуваються основні процеси метаболізму, біосинтез білків та інших речовин, рух цитоплазми, зберігається мембранна проникність, але вони або повністю втратили здатність до поділу, або можуть ділитися лише обмежено.

Репараційні процеси у клітині після дії іонізуючого випромінювання

Існують три типи усунення ушкоджень, які збільшують пострадіаційне виживання клітин: *репарація сублетальних ушкоджень* (СЛУ), *репарація потенційно летальних ушкоджень* (ПЛУ), «тривала» репарація¹⁵.

¹⁴ здатність до проліферації – здатність до поділу

¹⁵ репарація – процес ліквідації молекулярних ушкоджень

Сублетальні uszkodження – це такі, які за теорією мішені¹⁶, не отримали достатнього числа влучань, щоб загинути. Тобто, СЛУ – це uszkodження, ефект від яких проявляється при їх взаємодії, тобто при ефекті фракціонування¹⁷.

Ефект фракціонування можна трактувати так: uszkodження, яких зазнала клітина внаслідок опромінення першою фракцією дози, мають певним чином провзаємодіяти з uszkodженнями, що з'явилися після опромінення наступними фракціями, аби сформувався ефект (загибель клітини). Тобто сублетальні uszkodження – це такі, для реалізації яких потрібна їх взаємодія з іншими такими ж uszkodженнями.

Через це репарація клітини від СЛУ є можливою. Рівень виживаності після фракціонованого випромінювання є набагато вищим, ніж після одноразового. Таким чином, клітини можуть відновлюватись від деякої частини uszkodжень, які викликані першою дозою опромінення до початку другої фракції.

Кінетику репарації від СЛУ можна описати наступним чином:

$$q = e^{-\Delta t \tau}$$

де: q – середнє число СЛУ, Δt – інтервал часу між фракціями дози; τ – середня тривалість існування СЛУ.

Особливістю є те, що зі збільшенням Δt виживаність клітин збільшується й досягає сталого значення, яке вже не залежить від Δt . Подальше збільшення Δt не призводить до збільшення виживання. Різниця між повною виживаністю й виживаністю, яка відповідає стану насичення ефекту фракціонування, характеризує *нерепарабельну* компоненту СЛУ.

Крім того, СЛУ залежить від клітинного метаболізму. Реакція СЛУ після впливу іонізуючого випромінювання з високою ЛПЕ дуже знижена, але підпорядковується тій самій залежності. Неефективність репарації від СЛУ у разі дії щільноіонізуючого випромінювання пояснюється тим, що щільність СЛУ, які виникають внаслідок опромінення, настільки велика, що взаємодія між ними, яка необхідна для реалізації променевого ураження, відбувається швидше, ніж репарація від них.

¹⁶ *теорія мішені* – це теорія механізму виникнення радіобіологічних ефектів, яка за К. Уіммером, М. Ф. Тимофесвим-Ресовським ґрунтується на трьох принципах: влучання, мішені, посилювача.

¹⁷ *ефект фракціонування* – зменшення ефективності опромінення у разі передачі дози кількома порціями через певні часові інтервали.

Потенційно летальні ушкодження (ПЛУ) – це такі, які можуть виправлятися або ні. Підвищення виживаності клітини у «голодному» середовищі (наприклад, у водопровідній воді) пов'язано саме із репарацією від ПЛУ.

! Репарація від ПЛУ залежить від:

- складу поживного середовища (за його відсутності, наприклад, у воді, призупиняються різні метаболічні процеси, тому призупиняється поділ клітин → можлива репарація);

- температури: за температури, яка істотно нижче фізіологічного оптимуму, створюються умови, що вповільнюють поділ клітини, тобто створюються умови для репарації від ПЛУ.

Але навіть за найсприятливіших умов для репарації від ПЛУ і СЛУ не всі ушкодження виправляються. Саме цим пояснюється відсутність граничного значення доз у радіобіологічних ефектах.

З точки зору механізму ушкоджень, СЛУ – це одониткові розриви ДНК, а ПЛУ – двониткові. Репарація від СЛУ і ПЛУ знижується при впливі на клітини випромінювань з більш високою ЛПЕ.

! Відомий закон «радіочутливості клітини» (закон Бергонье-Тримондо): радіочутливість тканини прямо пропорційна їх мітотичній активності і зворотно пропорційна степені їх функціональної диференціації (зрілості) клітини.

Через те, що найрадіочутливим є процес мітозу, то найбільш чутливими до іонізуючого випромінювання є популяції клітин, які швидко діляться: клітини шкіри, кісткового мозку, статевих залоз.

1.6. Радіобіологічні ефекти. Їх типи

Радіобіологічний ефект – це відповідь живої клітини або багатоклітинного організму на опромінювання.

1. Детерміністичні і стохастичні ефекти.

За характером дозових залежностей розрізняють ефекти 2-х типів:

1) *детерміністичні* – ефекти, прояв і тяжкість яких залежить від значення поглиненої дози;

2) *стохастичні* – ефекти, ймовірність яких не залежить від дози, а від величини дози залежить частота їх прояву.

Стохастичні ефекти ґрунтуються на імовірнісній природі влучань іонізуючих частинок або фотонів у певні клітинні структури (мішені), але не відображають кількості поглиненої мішенню енергії. Ймовірність виникнення стохастичних ефектів зумовлена тим, що у цих ефектах відбуваються явища, які або проявляються повною мірою, або не проявляються зовсім (трансформація: є чи ні; мутація: є чи ні, т. ін.).

Тобто, наявність чи відсутність прояву цих процесів залежить не від сили впливового сигналу (дозы), а лише від факту його зміни. Для виникнення стохастичних ефектів не потрібні великі значення дози, потрібним є лише сам акт влучання у певну мішень: якщо влучання у відповідну мішень відбулося, навіть за дуже малих значень дози – ефекти проявляються повною мірою. Через це криві, що характеризують дозові залежності частоти прояву стохастичних ефектів, не мають межі (інтервалу доз, у межах якого ефект не спостерігається). Цей інтервал розпочинається з нульового значення дози. Дозові криві відображають або лінійною, або квадратичною, або лінійно-квадратичною функціями.

Детерміністичні ефекти проявляються у тому разі, коли розвиток радіобіологічної реакції зумовлено ушкодженнями масових структур клітини або прояв реакції залежить від кількості інактивованих клітин. Тобто, можна вважати, що ці ефекти ґрунтуються на стохастичних ефектах для окремих клітин. Тому дозові криві для детерміністичних ефектів описують залежність інтенсивності прояву власне ефекту, а не його частоти, від значення дози. Через це ці дозові криві можуть мати певну межу – границю.

Стохастичними ефектами є втрата проліферативної активності клітиною, як наслідок цитогенетичних ушкоджень, поява мутацій, трансформація клітини, що супроводжується канцерогенезом. Наприклад, формування точкових мутацій того чи іншого гена спричиняється відповідними структурними перебудовами у ділянках генів, відкладення енергії випромінювання у яких є ймовірнісним процесом.

Трансформація клітин відбувається внаслідок перебудов у хромосомах, зокрема, делецій та інверсій. Щоб сталася така перебудова хромосоми необхідне влучання фотона або частинки іонізуючого випромінювання у певні її ділянки, а це влучання є імовірнісним явищем. Тому і трансформація клітини – стохастичний ефект. А через те, що трансформацією клітин розпочинається пухлинне перетворення тканини, то формування злоякісних пухлин, індукованих опроміненням, також є стохастичним ефектом. До стохастичних ефектів належать і появи хромосомних аберацій.

Впливаючи на ефективність репарації ДНК або на інтенсивність клітинної селекції, можна змінювати вихід стохастичних ефектів. Наприклад, кількість точкових мутацій на одиницю дози істотно збільшується у разі блокування репарації ДНК.

Стохастичні і детерміністичні ефекти у багатьох складних системах досить тісно пов'язані між собою через те, що первинні процеси про-

меневого ураження є імовірнісними за своєю природою. У багатоклітинних системах внаслідок опромінення у досить високих дозах, коли частота інактивації клітин є значною, навіть за умов стохастичності окремих актів інактивації клітин, у ході інтеграції множинних ушкоджень формується цілковито детерміністичний ефект.

2. Прямі і опосередковані радіобіологічні ефекти.

Ефекти бувають при прямих радіаційних ушкодженнях молекулярних структур клітини, або такими, які спричинені вторинними процесами цитогенетичного, метаболічного та фізіологічного характеру.

Саме поняття прямих і опосередкованих радіобіологічних ефектів стосується різних рівнів біологічної системи. Так, із радіохімічних реакцій до прямих ефектів опромінення належать ушкодження молекул під час безпосередньої передачі їм енергії фотона або зарядженої частинки. До опосередкованих ефектів належать ушкодження молекул внаслідок дії на них активних хімічних форм, що виникли у результаті прямих радіохімічних перетворень. У клітинах опосередковані радіохімічні ефекти зумовлюються атакуванням молекул продуктами радіолізу води.

На вищих рівнях біологічних систем виділяють прямі і опосередковані біологічні ефекти, хоча будь-який ефект на вищих рівнях біологічної системи є опосередкованим.

Небажані радіаційні ефекти, від яких потрібний захист, поділяються на: *соматичні*¹⁸ й *спадкоємні (генетичні)*. Соматичні ефекти проявляються безпосередньо у самій опроміненій особині, генетичні – у її нащадків.

Соматичні ефекти опромінення є стохастичними й нестохастичними. До *стохастичних соматичних* ефектів відносять втрату клітиною проліферативної активності, появу мутацій, трансформацію клітин, злоякісні пухлини, які становлять основний соматичний ризик малих доз радіації. До *нестохастичних соматичних* ефектів відносяться патологічні стани, для яких тяжкість ураження залежить від дози опромінення і для появи яких існує границя. До них відносять: катаракти, незлоякісні ураження шкіри, зниження кістково-мозкового кровотворення, ушкодження статевих клітин, які призводять до порушень плодовитості, косметичні дефекти шкіри, склеротичні й дистрофічні ушкодження різних тканин й інші. Ці ефекти з'являються тільки у тих випадках, коли перевищується дуже висока гранична доза (30 Зв – для

¹⁸ *соматичні ефекти* – це ефекти у всіх клітинах, крім статевих

кристалика ока, 50 Зв – для інших органів і тканин). Нестохастичні ефекти не можуть виникати у діапазоні малих доз опромінення.

Зміст стохастичності цих ефектів проявляється у таких процесах:

1. Втрата проліферативної активності клітиною – наслідок імовірнісних цитогенетичних ушкоджень;

2. Формування точкових мутацій – наслідок імовірнісного процесу відкладення енергії випромінювання у ділянках генів;

3. Трансформація клітин – наслідок перебудов у хромосомах, що відбувається через імовірнісний процес влучання фотона або частинки у певні ділянки хромосоми. Через те, що трансформацією клітин розпочинається пухлинне перетворення, то й формування злоякісних пухлин є стохастичним процесом. Також до стохастичних ефектів відносять і появи хромосомних аберацій.

*Генетично значимі ефекти опромінення*¹⁹ віднесені до стохастичних ефектів дії малих доз. Розмір цього ураження може складати приблизно 1/3 збитку від канцерогенних ефектів опромінення. Одним із видів променевих ушкоджень є ембріотоксичні ефекти (ушкодження плоду), які можуть виникати при порівняно малих дозах опромінення, однак сьогодні це явище ще мало досліджено.

3. Залежність радіочутливості організму людини від статі та віку

За існуючими даними залежність радіочутливості організму людини від статі характеризується підвищеними показниками радіочутливості жіночого організму порівняно з чоловічим.

Щодо залежності від віку, то відомо, що радіочутливість організму людини з віком зменшується, тобто найбільш чутливим до іонізуючого випромінювання є молодий організм.

Через це при нормуванні опромінення людини у НРБУ-97 передбачено віковий розподіл, який враховує 6 фіксованих вікових одиниць:

1 – до 30 місяців

2 – 1 рік

3 – 5 років

4 – 10 років

5 – 15 років

6 – «доросла» людина (після 20 років)

¹⁹Генетично значимі ефекти опромінення – це порушення репродуктивної системи клітин, які можуть відобразитись у спадкоємців

Зниження радіочутливості організму з віком виражено, у першу чергу, до індукції гострої лейкемії, пухлин ембріонального типу. Стосовно кісткового мозку, зниження не виявлено (публікація №14 МКРЗ).

4. Ефекти хронічної дії іонізуючого випромінювання на живий організм

Особливостями хронічної дії іонізуючого випромінювання є те, що її наслідками є віддалені ефекти. У віддаленому періоді після опромінення можуть виникати стохастичні ефекти: соматичні-злоякісні пухлини та генетичні ефекти – порушення, що передаються потомству. Ефекти цих типів виникають у результаті мутацій та інших порушень у структурах клітин, які несуть спадковість.

Крім цього, відповідно до сучасних уявлень, вихід генетичних і соматико-стохастичних ефектів при хронічному опроміненні мало залежить від потужності дози: тобто ефект, перш за все, визначається сумарною накопиченою дозою, незалежно від того, отримана вона за 1 день, 1 секунду чи за 50 років. Тобто оцінюючи ефект хронічного опромінення, потрібно мати на увазі, що ці ефекти накопичуються у організмі протягом тривалого часу. У зв'язку з цим опромінення людини малими дозами радіації стало актуальним у наш час. При цьому потрібно враховувати, що через неминуче опромінення внаслідок тривалого радіаційного ефекту жодна людина не може мати нульову дозу. Опромінення природною радіацією дає індивідуальну дозу біля 2,6 мЗв/рік для людини у нормальних умовах, так, до середини життя людина накопичує дозу приблизно 0,1 Зв.

Таким чином, особливостями впливу іонізуючого випромінювання на живий організм є:

- висока ефективність поглиненої енергії: малі кількості поглиненої енергії випромінювання можуть викликати глибокі біологічні зміни в організмі;
- наявність прихованого або інкубаційного прояву дії іонізуючого випромінювання. Цей період часто називають періодом уявного благополуччя. Тривалість його скорочується при опроміненні більшими дозами;
- ефекти дії малих доз можуть підсумовуватися або накопичуватися. Цей ефект називається *кумуляцією*;
- випромінювання впливає не тільки на певний живий організм, але й на його нащадків – це так званий генетичний ефект;

- різні органи живого організму мають свою чутливість до опромінення. При щоденному впливі дози 0,02-0,05 Р вже настають зміни у крові;
- не кожен організм у цілому однаково реагує на опромінення;
- опромінення залежить від частоти. Одноразове опромінення у великій дозі викликає більш глибокі наслідки, ніж фракціоноване.

1.7. Радіотоксичність та токсикодинамічні особливості радіоактивних речовин

Широке використання ядерної енергетики та радіоактивне забруднення довкілля внаслідок аварій на ядерних об'єктах призвели до активного включення радіонуклідів у біологічні ланцюги і потрапляння у живі організми.

Ядерні реактори є генераторами величезної кількості штучних радіонуклідів, які за своїм походженням поділяються на продукти ядерного поділу (ПЯП), продукти наведеної активності (ПНА) та ізотопи трансуранових елементів (ІТЕ).

Продукти ядерного поділу виникають у процесі розщеплення ядер урану або плутонію під дією нейтронів. До них відносяться близько 200 радіоактивних ізотопів 35 хімічних елементів, що знаходяться в середині таблиці Д. І. Менделєєва – від цинку (порядковий номер 30) до гадолінію (порядковий номер 64). ПЯП, як правило, є бета- і гамма-випромінювачами. Періоди їх напіврозпаду знаходяться в межах від кількох секунд до десятків років.

Продукти наведеної активності з'являються при опроміненні нейтронами елементів конструкції активної зони, теплоносія, що циркулює через неї. До ПНА відносяться близько 400 радіонуклідів, які, як і ПЯП, є, в основному, бета- і гамма-випромінювачами з періодами напіврозпаду від секунд до десятків і тисяч років.

Ізотопи трансуранових елементів (ІТЕ) виникають при «бомбардуванні» урану-238 повільними нейтронами. До ІТЕ відносяться близько 60 радіонуклідів, які в переважній більшості є альфа-випромінювачами з великими періодами напіврозпаду. Таким чином, під час роботи ядерного реактора утворюється близько 700 різних радіонуклідів.

Науковий комітет з дії атомної радіації Організації об'єднаних націй (НКДАР ООН) вважає, що головне значення в опроміненні людей мають тільки 20 радіоізотопів 14 хімічних елементів. Це тритій, вуглець-14, магній-54, залізо-55, криптон-85, стронцій-89, стронцій-90, цирконій-95, рутеній-103, рутеній-106, йод-131, цезій-134, цезій-137,

барій-140, церій-141, церій-144, плутоній-238, плутоній-239, плутоній-241, америцій-241. З цього переліку можна виділити 8 радіонуклідів, внесок кожного з яких в ефективну еквівалентну дозу перевищує 1%. До них відносяться тритій, вуглець-14, цезій-137, стронцій-90, цирконій-95, рутеній-103, йод-131, церій-144.

Шкідливий вплив при надходженні (інкорпорації) радіонуклідів до організму зумовлений, з одного боку, їх фізичними властивостями (вид та енергія випромінювання, період напіврозпаду), а з іншого – біологічними особливостями (величинами коефіцієнту резорбції, характером розподілу в організмі, біологічним періодом напіввиведення з організму). При надходженні до організму радіонуклідів з однаковою активністю найбільшу небезпеку несуть ті, які мають альфа-розпад, більший період напіврозпаду, добре всмоктуються у кров, вибірково накопичуються у певних органах та які мають більший період біологічного напіввиведення.

Особливості токсичної дії радіонуклідів на організм:

1. На відміну від більшості хімічних речовин, токсична дія радіонуклідів проявляється при їх незрівнянно малій масовій кількості. Біологічно значимі активності радіонуклідів, що надходять до організму, мають масу в межах 10^{-14} - 10^{-11} г/добу. Це в мільйони разів менше, ніж надходження до організму відповідних стабільних елементів, межі надходження яких вимірюються величинами порядку 10^{-4} - 10^{-2} г/добу.

2. Токсична дія радіонуклідів зумовлена не стільки хімічними, скільки фізичними властивостями (здатність до іонізації²⁰ середовища, з яким взаємодіють). Хімічні ж властивості радіонуклідів впливають на їх надходження, розподіл та виведення з організму. Механізм токсичної дії радіонуклідів суттєво відрізняється від дії хімічних токсикантів. Ця відмінність зумовлена дією іонізуючого²¹ випромінювання, джерелами якого є радіонукліди, що надійшли до організму.

Радіотоксичність характеризує ступінь важкості радіаційного ураження при надходженні радіонукліду до організму. В медичній радіології та радіаційній гігієні за мінімально значимою активністю (МЗА) на робочому місці всі радіонукліди, як джерела внутрішнього опромі-

²⁰ **іонізація** – це перетворення нейтральних атомів чи молекул на частинки, які несуть позитивний або негативний заряд (іони)

²¹ **Іонізуюче випромінювання** – це випромінювання, яке призводить до утворення іонів.

нювання, прийнято поділяти на чотири групи радіаційної токсичності (небезпечності) – А, Б, В, Г (табл. 1.7.1).

Таблиця 1.7.1

Класифікація радіонуклідів, що входять до складу аварійних викидів ядерних реакторів, за рівнем радіаційної токсичності

Індекс групи	МЗА, Бк (мкКі)	Рівень радіотоксичності	Радіонукліди
А	$3,7 \cdot 10^3$ (0,1)	Особливо токсична	Плутоній-239 Плутоній-240 Плутоній-241 Америцій-241 Кюрій-242
Б	$3,7 \cdot 10^4$ (1,0)	Висока	Стронцій-90 Рутеній-106 Йод-131 Церій-144
В	$3,7 \cdot 10^5$ (10)	Середня	Цирконій-95 Цезій-134 Цезій-137
Г	$3,7 \cdot 10^6$ (100)	Низька	Тритій Вуглець-14

Основними чинниками, що обумовлюють рівень радіотоксичності нукліду, є:

- тип та схема радіоактивного розпаду,
- період напіврозпаду,
- вид та енергія випромінювання,
- шлях та тривалість надходження до організму,
- характер розподілу в організмі,
- час перебування та шлях виведення з організму.

Радіонукліди, що рівномірно розподіляються в організмі, складають відносно рівномірне променеве навантаження на усе тіло. У такому випадку гостра променева хвороба (ГПХ) має клінічну картину, яка характерна для зовнішнього рівномірно опроміненого тіла. У разі радіаційних катастроф виникнення навіть одиничних випадків гострої променевої хвороби обумовлено поєднаною дією зовнішнього та внутрішнього опромінення з перевагою останнього. Хоча, слід зауважити, що ГПХ від внутрішнього опромінення все ж має свої особливості і характеризується меншим вираженням первинної реакції, але довшою тривалістю у часі і більш сильним ураженням критичних органів, в яких вибірково накопичуються радіоактивні ізотопи.

Надходження до організму радіонуклідів (в кількості, яка є недостатньою для виникнення гострих ефектів) може призвести до виникнення різних соматичних ушкоджень і навіть хронічної променевої хвороби (ХПХ) різного рівня вираження. До ранніх і відносно неспецифічних проявів хронічного надходження радіонуклідів відносять астеновегетативні розлади, що проявляються загальною слабкістю, підвищеною стомлюваністю, запамороченнями, серцевими болями тощо. До віддалених наслідків відносять: скорочення тривалості життя, розвиток новоутворень, а також розвиток деяких патологічних станів (склеротичні процеси, ураження ЦНС тощо).

При інкорпорації радіонуклідів, які вибірково накопичуються в окремих органах і тканинах, має місце нерівномірне опромінення організму. Поглинені дози бета-випромінювання в окремих органах можуть відрізнятися у 100-1000 і більше разів.

Найбільш вивчена дія радіоактивного йоду, що накопичується у щитовидній залозі, опромінення якої призводить до розвитку пухлинних процесів. Основними непухлинними наслідками опромінення є радіаційний тиреоїдит та гіпотиреоїдизм.

Біологічні ефекти від деяких радіонуклідів наведено у таблиці 1.7.2.

Таблиця 1.7.2.

Біологічна дія основних радіонуклідів, викинутих у довкілля внаслідок Чорнобильської катастрофи (за Козловим Ф. М., 1990)

Радіоактивні ізотопи	Хімічна характеристика	Період напіврозпаду	Критичні органи	Органи депонування
^{131}I	галоген	8,04 доби	Все тіло: щитовидна, паращитовидна залози, епіфіз	Щитовидна залоза
^{137}Cs	аналог К	30,2 років	Все тіло	М'язи
^{90}Sr	аналог Са	29,1 років	Скелет, легені	Кістки (практично не виводиться)
^{90}Y	метал, лантаноїд	2,64 доби	Скелет	- » -
^{144}Ce	- » -	284,3 доби	Все тіло: скелет, легені	Печінка

Продовження таблиці 1.7.2

⁹⁹ Mo	токсичний метал, аналог Cr	2,75 доби	Нирки, кишечник	Нирки
¹³² Te	аналог S	3,26 доби	Кишечник	-
¹⁴⁰ Ba	аналог Ca	12,7 діб	Все тіло: скелет, легені	Кістки
⁹⁵ Zr	метал, аналог Ti	64,05 діб	Все тіло: скелет, легені	Все тіло, кістки
¹⁰⁶ Ru	метал, аналог Fe	368 діб	Все тіло, легені	Все тіло
²³⁹ , ²⁴⁰ Pu	токсичний метал, трансуранід	тисячі років	Все тіло: скелет, печінка	Печінка, кістки, все тіло (практично не виводиться)
²⁴¹ Am	- » -	433 роки	Скелет, печінка	Печінка, кістки (практично не виводиться)
¹³³ Xe	інертний газ	5,24 діб	Все тіло: шкіра, підшкірна клітковина	-
⁸⁵ Kr	- » -	64,05 діб	- » -	-

Токсикокінетичні особливості радіонуклідних полупотантів. Надходження радіоактивних речовин до організму можливе через органи дихання, шлунково-кишковий тракт, неушкоджену шкіру та поверхню ран і опіків. Органи, через які радіонукліди надходять до організму, першими зазнають впливу їх ушкоджуючої дії.

Надходження радіоактивних речовин через органи дихання є найбільш небезпечним. Це пояснюється, по-перше, відомими біолого-анатомічними особливостями, а саме – великою площею поверхні альвеол (100 м^2), через яку відбувається безпосереднє всмоктування радіонуклідів у кров, а також великим об'ємом легеневої вентиляції ($2,2 \cdot 10^6$ л/рік); по-друге, досить високим значенням коефіцієнтів затримки радіоактивних речовин у бронхіальному дереві.

Надходження радіонуклідів через органи дихання має місце під час випадіння радіоактивних опадів при формуванні сліду, при перебуванні у шлейфі радіоактивної хмари, а також при сильному пилоутворенні на вже сформованому сліді.

Інгаляційно можуть надходити радіоактивні гази і випари, а також радіоактивні аерозолі. Гази і випари легко проникають в альвеоли, де, в залежності від їх фізико-хімічних властивостей, можуть всмоктува-

тися. Встановлено, що дрібнодисперсна фракція аерозолів з діаметром частинок від 0,001 мкм (дим) доходить до альвеол, фракції аерозолів з діаметром частинок від 0,1 до 10 мкм (туман) затримуються у трахеї чи бронхах, а великодисперсна фракція з діаметром частинок більше 10 мкм (пил) – у носоглотці. Малорозчинні аерозолі, які затримуються в межах трахеобронхіальної ділянки, швидко виводяться епітелієм, але при ковтанні можуть надходити до організму через шлунково-кишковий тракт.

Надходження радіонуклідів через шлунково-кишковий тракт має найважливіше значення, особливо в середню та пізню фази аварії: на забруднених радіонуклідами територіях таке надходження носить тривалий характер, і дози внутрішнього опромінення людей, як правило, стають більшими, ніж зовнішнього опромінення. Для оцінки наслідків надходження радіоактивних речовин через шлунково-кишковий тракт велике значення має величина *коефіцієнту резорбції*, що характеризує ту кількість радіоактивної речовини, яка потрапляє безпосередньо у кров. В залежності від природи радіоізоотопу та хімічної форми сполуки, що потрапила до організму, коефіцієнт резорбції змінюється в широких межах: від 0,01% (цирконій, ніобій, рідкоземельні елементи, актиноїди) – до кількох відсотків (вуглець – 1%, барій – 5%, полоній – 6%), десятків відсотків (залізо – 10%, кобальт, стронцій, радій – 30%) і 100% (водень, лужноземельні елементи, йод, цезій).

Резорбція через неушкоджену шкіру є меншою у 200-300 разів, ніж через шлунково-кишковий тракт і, як правило, не відіграє суттєвої ролі. Виключення становить тритій, що легко проникає у кров через шкіряні покриви. Тривале надходження радіонуклідів до організму людини відбувається при пересуванні через харчові ланцюги: рослина – людина; рослина – тварина – м'ясо – людина; рослина – тварина – молоко – людина; вода – гідробіоти – людина.

Розподіл радіонуклідів в організмі відбувається так само, як і стабільних ізоотопів хімічних елементів. За характером розподілу в організмі людини їх поділяють на дві групи:

- радіонукліди, що рівномірно (відносно рівномірно) розподіляються в організмі людини – тритій, натрій-24, рубідій-86, ніобій-95, цезій-134, цезій-137 та ін;
- радіонукліди, що вибірково накопичуються в окремих органах і тканинах (органотропні радіонукліди):
 - в щитовидній залозі (тиреотропні радіонукліди) – радіоізотопи йоду, найбільш значимим з яких є йод-131;
 - в скелеті (остеотропні радіонукліди) – фосфор-32, кальцій-

45, стронцій-90, барій-140, плутоній-239 та ін.;

- в печінці (гепатотропні радіонукліди) – марганець-54, церій-139 та ін.;

- в нирках (ренотропні радіонукліди) – молібден-99, телур-121, телур-125 та ін.

За інтенсивністю накопичення радіонуклідів основні органи і тканини розташовують наступним чином: щитовидна залоза > печінка > нирки > скелет > м'язи.

Слід відзначити, що радіонукліди з досить короткими періодами напіврозпаду не встигають досягнути органу свого потенційного депопування. Швидко розпадаючись, вони реалізують дозу опромінення на шляху до цього органу, тобто в органах первинного проникнення (легені чи шлунково-кишковий тракт) або в кровоносних чи лімфатичних судинах. Через це при надходженні радіонуклідів з різними періодами напіврозпаду розподіл і формування поглинутих доз в окремих органах відбувається неоднаково. При надходженні радіонуклідів з малим періодом напіврозпаду дози внутрішнього опромінення формуються швидко: 30-50% – протягом першої доби, повністю – до кінця тижня.

Швидкість виведення радіонуклідів з організму людини залежить від багатьох чинників, серед яких найбільше значення мають:

- фізико-хімічний стан депонованих радіонуклідів;
- інтенсивність обміну речовин в органах і тканинах місця основного їх депопування;
- функціональний стан систем видалення.

Через легені та шкіру порівняно швидко виводяться газоподібні радіонукліди, такі, як тритій, а також інертні радіоактивні гази ксенон і криптон. Основна кількість радіонуклідів, що надходять до організму у вигляді важкорозчинних сполук, виводиться через шлунково-кишковий тракт.

Сполуки тритію, натрію-24, йоду-131, цезію-137 і деяких інших радіонуклідів, що добре розчиняються у воді, легко виводяться з організму через нирки, потові залози й з молоком. Вони також добре виділяються і через слинні залози, а також печінкою (із жовчю), але при цьому повторно надходять у шлунково-кишковий тракт. Ці ж радіонукліди, легко долаючи плацентарний бар'єр, надходять і до організму плоду.

При виведенні короткоживучих радіонуклідів (наприклад, йоду-131) швидкість зниження активності органів і тканин (T_a) залежить від тривалості періоду напіврозпаду ($T_{1/2}$), а при виведенні довго існуючих (наприклад, плутонію-239) – від біологічного періоду напіввиведення (T_b) (табл.1.7.3).

Таблиця 1.7.3

Періоди напіврозпаду ($T_{1/2}$) та напіввиведення (T_6 і T_a) окремих радіонуклідів з організму

Радіонуклід	$T_{1/2}$	T_6	T_a
Стронцій-90	29 років	13000 діб	5850 діб
Йод-131	8 діб	138 діб	7,4 доби
Цезій-137	30 років	70 діб	69,5 діб
Плутоній-239	24000 років	65000 діб	654000 діб

За величиною поглинутої дози при внутрішньому опроміненні органи складають такий ряд: щитовидна залоза > органи дихання ШКТ > печінка > нирки > скелет > м'язи. Зі збільшенням періоду напіврозпаду у радіонуклідів змінюється характер опромінення: зменшуються дози опромінення одних органів (наприклад, щитовидної залози) і збільшуються дози опромінення інших органів (наприклад, скелету).

1.8. Радіопротектори. Принципи радіозахисного харчування

Радіопротектори

Це речовини, які сприяють зменшенню радіаційного ураження. Радіопротектори частково запобігають виникненню хімічно активних радикалів, які утворюються під впливом випромінювання.

Радіопротектори класифікують за хімічною природою радіопротекторних речовин або за клінічними проявами захисних ефектів.

Класифікація радіопротекторів за проявами захисних ефектів:

1. *профілактичні радіопротектори*, які ефективні при їх дії до опромінення. Вони іонізують процеси, що забезпечують зростання радіостійкості клітини;

2. *радіопротектори*, які діють саме під час опромінення. Під їх впливом інактуються продукти радіолізу, а отже, зменшується вихід радіаційних ушкоджень макромолекул в клітинах;

3. *терапевтичні радіопротектори*, які є ефективними в разі дії їх після опромінення. Їх радіозахисна дія зумовлена активацією репараційних процесів або впливом на інші процеси пострадіаційного відновлення.

Класифікація радіопротекторів за хімічними властивостями:

1. *Сульфогідрильні сполуки* – речовини, до складу яких входять SH-група (сірковміщуючі амінотіоли і їх дисульфіди). Найси-

льнішими радіопротекторними властивостями характеризуються такі речовини: цистеамін, цистамін, цистеїн. Сьогодні відомо понад 400 сульфогідрильних сполук радіопротекторної дії.

Механізм дії: атоми H переносяться сульфогідрильного з'єднання $M-SH$ до біологічно вільного радикалу $R\cdot$, тому $R\cdot$ репарується і переходить у RH : $MS-H+R \Rightarrow RH+MS$ (репарація).

2. *Відновники* – аскорбінова кислота та її похідні, бутиловий спирт, гідроксиамін, гідросульфат натрію, метиловий спирт, пропіловий спирт, сульфат натрію, етиловий спирт та інші.

3. *Окисники* – кисень, перекис водню, меланіни, перекисульфат натрію, піросульфат натрію, ферасульфат.

4. *Комплексні сполуки* – 9-гідроксигіномін, діотилдитіокарбінат, купферон, тринон Б, етилендіамінтетраоцтова кислота (ЕДТА).

5. *Іони металів* – Fe^{2+} , Fe^{3+} , Cu^{+} , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Hg^{2+} , Co^{2+} ті інші.

Радіопротекторну дію справляють також і деякі вітаміни: тіамін, ціанокобаламін.

До синтетичних речовин – радіопротекторів – відносять меланіни (комплекс з полімерів тирозину й білків), які мають ефект за низької потужності поглиненої дози.

Природними речовинами, які мають радіопротекторні властивості, є сполуки, які екстрагують з таких рослин, як синьозелені водорості, радіола рожева.

Відомими є радіопротектор метаболічної дії: селен – знижує ризик прояву віддалених наслідків опромінення (лейкемії та різних форм злоякісних пухлин), синаптин.

Ефективність радіопротекторів визначають за їх *коефіцієнтом захисту* (це відношення різниці показників ушкоджуваності системи без захисного фактору E^- та при використанні захисного фактору E^+ до значення ефекту без захисту):

$$K_3 = \frac{E^- - E^+}{E^-} \quad (1.8.1)$$

Також використовують *фактор зменшення дози* ($\Phi 3Д$):

$$\Phi 3Д = \frac{LD_{50/30}}{LD_{50/50}} \quad (1.8.2)$$

Радіопротекторні ефекти оцінюють за виходом хромосомних аберацій, точкових мутацій, трансформацією клітини. Реальні значення ФЗД дорівнюють: 1,2; 1,5, і лише для найефективніших ФЗД=2.

Ефективність радіопротекторів хронічного опромінення є невисокою, бо їх дія базується на тривалому підтриманні гіпоксії, блокуванні просування клітин мітотичним циклом.

Принципи радіозахисного харчування

У сучасному світі, коли людина мешкає в умовах повсюдного розповсюдження радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища, потрібно знати, як вберегти своє здоров'я від надходження радіонуклідів з продуктами споживання.

Сучасна концепція радіозахисного харчування базується на трьох основних положеннях:

- максимально можливе зменшення надходження радіонуклідів з їжею;
- гальмування процесів сорбції і накопичення радіонуклідів в організмі;
- дотримання принципів раціонального харчування.

! Зменшення надходження радіонуклідів в організм з їжею можна досягти шляхом зниження їх вмісту у продуктах за допомогою різних технологічних або агрозоотехнічних прийомів, а також шляхом моделювання харчування – використання раціонів, які містять їх мінімальну кількість. За рахунок обробки, ретельного миття, правильної технології обробки рослинної та тваринної продукції можна видалити від 20 до 90% радіонуклідів.

Для виведення тих радіонуклідів, які вже надійшли до організму, потрібно високобілкова дієта. Встановлено, що білки сприяють зменшенню всмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті і накопиченню їх в організмі. Споживання білка повинно бути збільшено не менш, як на 10% від добової норми для поповнення носіїв SH-груп, які окислюються вільними радикалами, що утворюються при дії іонізуючого випромінювання (див. розділ 3). Джерелами білкових продуктів, крім м'яса і молочних продуктів, є продукти із насіння бобових рослин, морепродукти, особливо креветки та кальмари.

! На рівень відкладення радіонуклідів в організмі впливає вміст у харчових продуктах заліза, калія і кальція. Достатній рівень заліза є перешкодою для утримання у тканинах організму тварин і людини плутонію. Такі продукти, як білі гриби, персики, абрикоси, зелень петрушки, картопля, ріпчаста цибуля, гарбуз, буряк, яблука, айва, а також

м'ясо і риба містять багато заліза. Потрібно зауважити, що найбільш реальними джерелами заліза у нашому харчуванні можуть слугувати гречиха, продукти переробки вівса, сої, а також слива, інжир, шиповник, чорниця. Калій і кальцій, які містяться у харчових продуктах, також ефективні при радіозахисному харчуванні, бо ці іони діють за конкурентним способом. Чим більше організм отримує з їжею калію, який виступає антагоністом радіоіотопів цезія ($^{137,134}\text{Cs}$), тим менше цезія всмоктується у кишечнику. Чим більше надходить кальція – іонного антагоніста радіоактивного стронція – тим менше останнього відкладається у кістках. Процес гальмування сорбції і накопичення радіонуклідів особливо ефективний у тих випадках, коли калій або кальцій надходять в організм разом з радіонуклідами.

У шлунку радіонукліди знаходяться у вільному стані, не взаємодіючи з хімічними компонентами продуктів, що перетравлюються. Цим створюються відносно благоприємні умови для поглинання (зв'язування) їх радіозахисними речовинами або радіопротекторами.

У радіопротекторів виражена здатність попередження змін у радіочутливих органах і тканинах. Вони захищають клітини кровотворних тканин у більшій мірі, ніж засоби загальнобіологічної дії. Під їх впливом у кровотворних органах і кишечнику послаблюють некробіотичні процеси, зменшується кількість клітин з хромосомними перебудовами.

! Провідну роль потрібно віддавати радіопротекторам природного походження, які не мають побічної дії на організм і які проявляють достатній радіозахисний ефект. До числа таких радіопротекторів відносяться пектинові речовини, які містять вільні карбоксильні групи галактуронової кислоти, які здатні зв'язувати радіонукліди з утворенням нерозчинних комплексів, що не всмоктуються і виводяться з організму. Ці властивості пектинових речовин дозволили використовувати їх у профілактичному і лікувальному харчуванні. Комплексоутворююча здатність пектинів збільшується з підвищенням рН середовища. Так, пектин, який отриманий з кошиків соняшника, при рН 1,8-2,0 зв'язує 28,5% стронція, при рН 3,6-3,7 – 52%, а при рН 7,6-7,7 – 72%. Бураковий пектин при тих же значеннях рН відповідно зв'язує 26,4, 36 і 64% від загальної кількості стронція, який надійшов до організму. Відповідно з'ясовано, що пектинопрофілактика сприяє зниженню вмісту в організмі радіоцезію від 20 до 100%. Оптимальна профілактична доза пектина в умовах радіоактивного забруднення складає не менше 15-16 г.

Найбільша кількість пектинових речовин міститься у плодах коренеплодів (6-30%), гарбузових овочах (1,7-23,6%), винограді, агрусі, смородині, журавлині (4,2-12,6%).

Одним з напрямків радіозахисного харчування є збільшення споживання вітамінів-антиоксидантів (А, Е), які також характеризуються радіопротекторними властивостями. Тому бажано споживати багато рослинних олій – оливкової, соняшникової, кукурудзяної (по 2-3 столові ложки). Прискорює виведення з організму радіонуклідів, у тому числі цезія, аскорбінова кислота (вітамін С), щавелева і лимонна кислоти.

! Для гальмування процесів всмоктування і накопичення радіонуклідів в організмі необхідно створити умови для активної перистальтики кишечника, щоб зменшити час опромінення організму радіонуклідами, які проникають у шлунково-кишковий тракт. Цьому сприяє споживання продуктів, які містять харчові волокна – це хліб з борошна грубого помолу, перлова і гречана каші, страви з сирих і варених овочів, а також молочні продукти, які містять органічні кислоти – кефір, простокваша та інші кисломолочні продукти.

У період підвищеного радіаційного впливу необхідно для підсилення захисних біохімічних реакцій в організмі збільшити кількість рідини за рахунок соків з м'якоттю (який багатий на пектинові речовини), хлібного квасу, вітамінних напоїв, чаю.

Склад харчового раціону здатен здійснювати важливу роль на реакції організму не лише при великих рівнях опромінення, але і при тривалому внутрішньому опроміненні малими дозами.

Регулювання надходження радіонуклідів у внутрішнє середовище організму шляхом включення у раціон продуктів і речовин, які володіють радіозахисною, імуноактивною або адаптогенною дією, кулінарною і технологічною їх обробкою є реальним шляхом зниження наслідків внутрішнього опромінення організму людини.

Контрольні питання до розділу 1

1. Що таке радіоактивність? Одиниці радіоактивності. Що таке період напіврозпаду радіонукліду?
2. Закон радіоактивного розпаду.
3. Яке випромінювання має назву іонізуючого?
4. Що є первинним наслідком впливу іонізуючого випромінювання на живий організм?
5. На які стадії можна поділити наслідки дії іонізуючого випромінювання на тканину живого організму?

6. У чому полягають первинні радіаційні ушкодження?
7. У чому полягає природа первинних радіаційно-хімічних ушкоджень організму людини?
8. Які продукти утворюються при первинній дії іонізуючого випромінювання на будь-який біологічний об'єкт? Які продукти є наслідком впливу іонізуючого випромінювання на рідини тканин біологічного об'єкту?
9. Що таке радіоліз води і які продукти є його наслідками?
10. Що спричиняє процес радіолізу у тканинах і рідинах організму?
11. Що представляє собою фізична стадія радіаційних ушкоджень організму?
12. Що представляє собою хімічна стадія радіаційних ушкоджень організму?
13. Опишіть процес передачі енергії при взаємодії іонізуючого випромінювання з тканиною.
14. Які відомі наслідки впливу іонізуючого випромінювання на метаболічні процеси у клітині?
15. Опишіть наслідки впливу іонізуючого випромінювання на нуклеїновий обмін у клітині.
16. Опишіть наслідки впливу іонізуючого випромінювання на обмін жирів і жироподібних речовин у клітині.
17. Опишіть наслідки впливу іонізуючого випромінювання на мінеральний обмін у клітині.
18. Опишіть наслідки впливу іонізуючого випромінювання на процес поділу клітин.
19. Які відомі типи загибелі клітин при дії іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт? Опишіть їх характерні риси.
20. Що таке репарація від радіаційних ушкоджень? Які відомі види репараційних процесів?
21. Що таке сублетальні ушкодження при дії іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт?
22. Що таке потенційно летальні ушкодження при дії іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт?
23. Від яких, сублетальних чи потенційно летальних ушкоджень, репарація можлива, а від яких – ні? Відповідь обґрунтуйте.
24. Що представляє собою радіобіологічний ефект?
25. Що представляє собою детерміністичний ефект впливу іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт?

26. Що представляє собою стохастичний ефект впливу іонізуючого випромінювання на біологічний об'єкт?
27. Яка різниця між виникненням біологічних наслідків при стохастичному і при детерміністичному ефектах?
28. Яка різниця між виникненням прямих і опосередкованих радіобіологічних ефектів?
29. Що таке соматичні ефекти від дії іонізуючого випромінювання?
30. Що представляють собою нестохастичні радіобіологічні ефекти?
31. Що таке радіопротектори?
32. Які існують види радіопротекторів?
33. На якому принципі побудовано радіопротекторну дію сульфгідрильних сполук-радіопротекторів?
34. На якому принципі побудовано радіопротекторну дію радіопротекторів-відновників, радіопротекторів-окисників?
35. Які відомі природні сполуки, що характеризуються радіопротекторними властивостями?
36. Як визначити ефективність радіопротектору?

РОЗДІЛ 2. РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА

2.1. Особливості взаємодії різних видів випромінювання з біологічними системами. Дозиметричні характеристики

Іонізуюче випромінювання супроводжується вивільненням різної кількості енергії й має різну проникаючу здатність. Альфа-випромінювання, яке являє собою потік важких часток, (ядра атомів гелію), мало проникає крізь зовнішній шар шкіри, утворений відмерлими клітинами. Тому воно не становить небезпеки доти, доки радіоактивні речовини, що випускають α -частинки, не потраплять усередину організму через відкриту рану, з їжею або через процес вдихування повітря – тоді вони стають надзвичайно небезпечними. Бета-випромінювання має більшу проникаючу здатність: воно проходить у тканини організму на глибину 1-2 см. Проникаюча здатність гамма-випромінювання, що поширюється зі швидкістю світла, дуже велика: його може затримати лише товста свинцева або бетонна плита.

Ушкоджень, які викликані у живому організмі випромінюванням, буде тим більше, чим більше енергії воно передає тканинам. Дозу випромінювання організм може одержати від будь-якого джерела випромінювання незалежно від того, чи перебувають радіонукліди поза організмом або всередині нього (у результаті потрапляння з їжею, водою або повітрям). Кількість енергії випромінювання, яка передана одиниці маси органу/тканини (i) організму, що опромінюється, має назву *поглинена доза* D_i . Ця величина вимірюється у системі СІ у Гр (Грей): $1 \text{ Гр} = 1 \text{ Дж/кг}$, позасистемна одиниця рад: $1 \text{ рад} = 0,01 \text{ Гр}$.

Але при використанні цієї величини не передбачено той факт, що при однаковій поглиненій дозі, α - випромінювання створює більше ушкоджень, ніж β - чи γ - випромінювання. Тому потрібно враховувати біологічний ефект певного виду випромінювання. Для оцінки біологічного ефекту потрібно кількісно оцінити передачу енергії іонізуючого випромінювання атомам і молекулам органа/тканини організму. Для характеристики цього використовується поняття *лінійної передачі енергії* (ЛПЕ) – це кількість енергії, яку передано в актах взаємодії випромінювання і організму на одиницю довжини треку $[ЛПЕ] = 1 \text{ Дж/м}$ (позасистемна одиниця – еВ/нм).

Зрозуміло, що значення ЛПЕ істотно залежить від енергії фотонів або частинок і для іонізуючих випромінювань різних типів значно розрізняються:

- для γ -променів (з енергією $\sim 1,2$ MeV): 0,3 кеВ/нм
- для β -часток (з енергією ~ 1 MeV): 0,25-0,3 кеВ/нм
- для α -часток (з енергією ~ 5 MeV): 100 кеВ/нм

Через високі значення ЛПЕ (що обумовлює високу щільність іонізації) випромінювання альфа-часток належить до *щільноіонізуючих* випромінювань, а випромінювання β -часток та γ -променів з низькою енергією випромінювання – до *рідкоіонізуючих* випромінювань. Просторовий розподіл іонів для випромінювань з різними ЛПЕ (щільно та рідкоіонізуючих випромінювань) також сильно відрізняється (рис. 1.4.1.).

Для випромінювань з низькими значеннями ЛПЕ опромінення речовини є більш рівномірним, ніж у разі дії щільноіонізуючих променів, коли формуються ділянки з високою щільністю розташування іонів. Це відіграє певну роль у характері радіаційно-хімічних ушкоджень у разі опромінення рідко- і щільноіонізуючим випромінюваннями: за рідкого розташування іонів значні мікрооб'єми речовини не одержують якої б то не було порції енергії й залишаються неушкодженими, натомість щільноіонізуюче опромінення спричинює локальні масові ураження молекул, що буде позначатися на ефективності репараційних процесів у клітині. Зрозуміло, що для щільноіонізуючих випромінювань ці процеси або малоймовірні, або зовсім неможливі. Це і лежить в основі відмінності *біологічної ефективності* рідко- і щільноіонізуючих випромінювань.

! Для характеристики біологічної реакції організму на той чи інший тип іонізуючого випромінювання використовується поняття відносної *біологічної ефективності випромінювання (БЕВ)*, яка виражає відносну ефективність випромінювання до дози стандартного типу випромінювання. Тобто визначаючими БЕВ показниками певного виду випромінювання є: лінійна передача енергії, щільність іонізації та довжина треку. Через те, що БЕВ залежить від кількості іонізацій і розподілу їх по траєкторії, частинки з високою ЛПЕ несуть більшу шкоду на одиницю дози, ніж випромінювання з низькою ЛПЕ.

Кількісно ВБЕ виражають через *коефіцієнт якості випромінювання (k_{eq})* – коефіцієнт, який характеризує відносну ефективність дії радіації з різними значеннями ЛПЕ щодо певного біологічного ефекту (табл. 2.1.1.).

Таблиця 2.1.1

Коефіцієнти якості випромінювання k_{eq}	
γ - , рентген-випромінювання	1
β - частинки	1
α -частинки	20
Протони (понад 2 МеВ)	5
Нейтрони (до 10 кеВ)	5
(10 - 100 кеВ)	10
(100 кеВ - 2 МеВ)	20

k_{eq} – це коефіцієнт, на який слід помножити значення поглиненої дози, аби врахувати ефективність дії різних типів випромінювань. Якщо D – поглинена організмом доза (кількість енергії, Дж) певного виду випромінювання, то величина $k_{eq} \cdot D$ несе порівнювальний характер дії на організм того чи іншого виду випромінювання. Він показує, у скільки разів певне випромінювання здійснює більший біологічний ефект, ніж γ -випромінювання, при однакових поглинених дозах обох випромінювань.

Поглинена доза для окремого органу/тканин, в якій враховано поправку на якість випромінювання (що дорівнює добутку поглиненої дози на коефіцієнт якості випромінювання), називається *еквівалентною дозою* H_i :

$$H_i = k_{eq} \cdot D_i \quad (2.1.1)$$

Одиницею еквівалентної дози у системі СІ є зіверт (Зв): $[H_i] = 1 \text{ Зв}$. Зіверт дорівнює еквівалентній дозі, за якої добуток поглиненої дози на відповідний коефіцієнт вагомості типу випромінювання, дорівнює 1 Дж/кг. Для рентгенівського, γ -, β - випромінювань один зіверт відповідає поглиненій дозі 1 Дж/кг. На практиці також використовується позасистемна одиниця еквівалентної дози, яка має назву біологічного еквіваленту радіо «бер» (1 бер = 0,01 Зв).

Дозу випромінювання, що віднесено до одиниці часу, називають *потужністю дози*. Якщо за інтервал часу від t_1 до t_2 біологічна система отримала дозу D (D_n), то середня *потужність дози* P визначається, як: $P = \frac{D}{t_1 - t_2}$

При рівномірному опроміненні усього організму інтенсивність прояву радіобіологічного ефекту інакша, ніж у випадку, коли опромінення зазнає окремий орган чи тканина, або коли опромінення окремих тканин неоднорідне. Зрозуміло, що наслідки від опромінення

усього тіла, в основному, будуть більшими, ніж при опроміненні одного органу. Для порівняння ефектів від опромінення конкретного органа чи тканини живого організму з ефектами від опромінення усього тіла організму використовують поняття *ефективної еквівалентної дози випромінювання* $H: [H] = 1 \text{ Зв}$. Ефективна еквівалентна доза опромінення (або просто ефективна) – це зважена сума еквівалентних доз на різні органи чи тканини:

$$H = \sum \omega_i H_i \quad (2.1.2.)$$

де ω_i – зважувальний коефіцієнт; H_i – еквівалентна доза для окремого органу чи тканини i , Зв

Коефіцієнт вагомості зв'язує стохастичний²² ризик від опромінення окремого органу чи тканини із загальним ризиком при рівномірному опроміненні усього тіла. Наприклад, при однаковій еквівалентній дозі опромінення, більш ймовірним є виникнення раку легенів, ніж щитовидної залози, а опромінення статевих залоз особливо небезпечно через ризик генетичних ушкоджень. Величини коефіцієнтів вагомості є наступними: для гонад – 0,25; для кісткового мозку, легенів, шлунку – 0,12; для молочної залози – 0,15; для печінки, щитоподібної залози – 0,05; для шкіри – 0,01; для решти органів – 0,05.

Поглинена, еквівалентна й ефективна дози описують лише індивідуально отримані дози для окремої людини. Додавши індивідуальні ефективні дози, які отримує група людей, знаходять *колективну ефективну дозу*, що вимірюється у людино-зівертах (люд-Зв). Така ієрархія понять являє собою логічно послідовну систему й дозволяє відобразити особливості впливу різних видів випромінювань на організм людини.

Для характеристики дози за ефектом іонізації застосовується *експозиційна доза* X рентгенівського і гамма-випромінювань. Експозиційна доза виражає енергію випромінювання, яка перетворена у кінетичну енергію заряджених частинок в одиниці маси атмосферного повітря. За одиницю експозиційної дози рентгенівського і гамма-випромінювань приймається кулон на кілограм (Кл/кг). Кулон на кілограм – це експозиційна доза рентгенівського і гамма-випромінювань, при якій зв'язана з цим випромінюванням корпускулярна емісія на кілограм сухого повітря за нормальних умов (при $t_0 = 0^\circ\text{C}$ і тиску 760 мм рт. ст.) утворює у повітрі іони, що несуть

²² *Стохастичний* – це імовірнісний ризик, тобто ймовірність виникнення якого залежить від дози.

заряд в один кулон електрики кожного знаку. Позасистемною одиницею експозиційної дози рентгенівського і гамма-випромінювань є рентген (Р).

Співвідношення між поглиненою дозою випромінювання D_n (що виражена у радах) і експозиційною дозою X рентгенівського і гамма-випромінювань (що виражена у рентгенах) для повітря має вигляд: $X = 0,877 * D_n$. Зі співставлення доз виходить, що в умовах електронної рівноваги при експозиційній дозі, яка дорівнює одному рентгену, поглинена доза дорівнює 0,877 рад.

Кількість кінетичної енергії, яку передано зарядженим частинкам, що утворилися в одиниці маси опроміненого середовища під дією іонізуючого випромінювання, має назву *керма К* (*kinetic energy released in material*). Для гамма-випромінювання керма виражає відношення сумарної кінетичної енергії ΔE_k електронів і позитронів, що утворилися під дією гамма-квантів у деякому об'ємі речовини, до маси речовини в цьому об'ємі Δm , тобто:

$$K = \frac{\Delta E_k}{\Delta m} \quad (2.1.3)$$

Отже, під кермою можна розуміти величину, яка характеризує перший рівень поглинання гамма-квантів об'єктом.

Потужність експозиційної дози (скорочено ПЕД) позначимо P , одиницею ПЕД виступає рентген за годину ($P/\text{год}$).

Потужність експозиційної дози, що створюється гамма-випромінюванням різних радіоактивних речовин, залежить від схеми розпаду, тобто кількості гамма-квантів, що приходяться на один розпад, а також від енергії випромінювання і активності радіонукліду. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання можна завжди визначити, якщо відома іонізаційна *гамма-стала* даного радіонукліду. Гамма-сталі можна розрахувати за експозиційною дозою (іонізаційна гамма-стала) або за інтенсивністю випромінювання (енергетична гамма-стала).

Іонізаційні гамма-сталі більшості радіонуклідів визначені. На підставі цих розрахунків складені таблиці. Відповідно до визначення іонізаційна гамма-стала чисельно дорівнює потужності експозиційної дози P (у рентген за годину), яка створюється точковим ізотропним джерелом гамма-випромінювання активністю 1 МКі на відстані 1 см без початкової фільтрації. Якщо позначити гамма-сталу як G_j , то:

$$P = G_j \frac{A}{R^2} \left[\frac{P}{\text{год}} \right]; \quad G_j = P \frac{R^2}{A} \left[\frac{P \cdot \text{см}^2}{\text{год} \cdot \text{мКі}} \right] \quad (2.1.4)$$

де P – потужність експозиційної дози, $P/\text{год}$; R – відстань, см; A – активність, мКі.

Експериментально встановлено, що точкове джерело радію (Ra) з фільтром із платини завтовшки 0,5 мм і активністю 1 мКі, що знаходиться у рівновазі з усіма продуктами розпаду, створює на відстані 1 см потужність експозиційної дози $8,25 \frac{P \cdot \text{см}^2}{\text{год} \cdot \text{мКі}}$. Це значення гамма-

сталої для точкового джерела Ra приймається для порівняння потужностей дози від джерел гамма-випромінювання, що мають різні гамма-сталі. Іонізуюча дія гамма-випромінювання будь-яких радіоактивних препаратів оцінюється шляхом порівняння з радієвим еталонним джерелом за однакових умов вимірювання. Так з'явилася величина *гамма-еквіваленту*, яка вимірюється у міліграм-еквівалентах радію (мгекв Ra) або грам-еквівалентах радію (гекв Ra). Гамма-еквівалент препарату дорівнює гамма-еквіваленту радію, якщо гамма-випромінювання препарату у тотожних умовах вимірювання створює таку ж іонізацію, як і гамма-випромінювання одного граму радію, що знаходиться у рівновазі з короткоіснуючими продуктами розпаду і що знаходиться у фільтрі з платини товщиною 0,5 мм. Отже, активність радіонукліду, що створює таку саму потужність експозиційної дози гамма-випромінювання, як і m мгекв Ra за однакових умов вимірювання, відповідає гамма-еквіваленту у m мгекв Ra .

Для визначення гамма-еквіваленту у мгекв Ra будь-якого радіонукліду активністю A (мКі) потрібно помножити величину цієї активності на відношення гамма-сталої певного радіонукліду до гамма-сталої точкового джерела Ra ($G_{jRa} = 8,25 \frac{P \cdot \text{см}^2}{\text{год} \cdot \text{мКі}}$).

Основні дозиметричні одиниці. Співвідношення між різними одиницями дози випромінювання та їхніми похідними наведено в таблиці 2.1.2.

Таблиця 2.1.2

**Співвідношення між системними та позасистемними
одиницями дозиметричних одиниць**

Величина, її позначення	Одиниця, позначення		Співвідношення між одиницями
	СІ	Поза- системна	
Активність радіонукліду, <i>A</i>	Бекерель (Бк)	Кюрі (Ки)	1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк
Поглинена доза випромінювання, <i>D</i>	Грей (Гр)	Рад (рад)	1 рад = 0,01 Гр
Еквівалентна доза випро- мінювання, <i>H</i>	Зіверт (Зв)	Бер (бер)	1 бер = 0,01 Зв
Потужність експозиційної дозы випромінювання, <i>P</i>		Рентген за хвилину (Р/хв)	

Похідні дозиметричні одиниці. При описі радіо-екологічних процесів використовують похідні одиниці для визначення активності радіонуклідів у воді, повітрі, ґрунті і на поверхні різних середовищ.

Одиниці питомої (1) та об'ємної (2) активності радіонуклідів: 1) Бк/кг (Ки/кг); 2) Бк/л (Ки/л); Бк/м³ (Ки/м³); Бк/км³ (Ки/км³).

Одиниці поверхневої активності радіонуклідів (щільності поверхневого радіонуклідного забруднення): Бк/м² (Ки/м²); Бк/км² (Ки/км²).

У практичній радіоекології часто використовують перевідні коефіцієнти для перерахування поверхневої активності в об'ємну і навпаки. Для ґрунту прийнято розраховувати активність радіонуклідів у шарі 20 см завтовшки. Тоді за поверхневої активності $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1 Ки/км²) активність радіонуклідів в об'ємі ґрунту можна обчислити за формулою:

$$1 \text{ (Бк/км}^2\text{)} = 5 \cdot 10^{-9} \text{ (Бк/кг)} / \rho ,$$

де ρ – щільність ґрунту.

Цю формулу використовують для переораного ґрунту і для ґрунту, який не придатний для трав'яної і лучної рослинності. Якщо практично весь основний коренезаселений шар трав становить 5 см завтовшки, для визначення об'ємної активності ґрунту потрібне інше співвідношення:

$$1 \text{ (Бк/км}^2\text{)} = 2 \cdot 10^{-8} \text{ (Бк/кг)} / \rho .$$

Ще складніше робити перерахування у разі випадання радіонуклідів на дзеркало водоймищ через розподіл радіонуклідів за глибиною і

адсорбції у донних відкладах. Для оцінки активності донних відкладень часто також використовують такі одиниці, як Бк/м² (Ки/км²).

2.2. Моделі розрахунку ефективної дози опромінення людини від різних джерел

У дозиметрії розроблено й отримано формули для розрахунку ефективних доз від точкових, площинних і об'ємних джерел випромінювання різного розміру. Нижче розглянуто найпростіші способи розрахунку ефективних доз опромінення для людей, які мешкають на забруднених радіонуклідами територіях, тобто в умовах радіоекологічної аномалії.

Розрахунок ефективної дози при зовнішньому опроміненні. Існують кілька можливих способів розрахунку й оцінки цієї дози для конкретної людини і певної популяції в цілому. Найбільш простим і точним способом є оцінка поглиненої дози опромінення за показами особистого дозиметра, що носять постійно (конденсаторного, плівкового типу чи термolumінісцентні детектори). Інший спосіб – це оцінка дози, що отримана внаслідок зовнішнього опромінення за даними зовнішньої дозиметрії фону гамма- і бета-випромінювання на території пересування, роботи і відпочинку людей. Тут враховують дозу від хмари, поверхні землі на початку аварії й у процесі ліквідації її наслідків тощо. Простий спосіб розрахунку поглинених доз при зовнішньому опроміненні передбачає оцінку середніх значень потужності ефективної дози гамма-випромінювання на території перебування людей і часу проживання. Для цього використовують формулу для визначення ефективної дози зовнішнього опромінення ($H_{з.о.}$):

$$H_{з.о.} = P_{ef} \cdot T, \quad (2.2.1)$$

де P – потужність ефективної дози випромінювання, Зв/год; T – час, год.

У випадках аварійних ситуацій джерелами зовнішнього опромінення є хмара радіоактивних аерозолів і частинок, будівлі, споруди і ґрунт після осадження на них радіонуклідів. Будівлі і споруди на території перебування людей можуть частково екранувати і знижувати ефективну дозу при зовнішньому опроміненні. За таких умов прийнято використовувати коефіцієнт екранування будівлями (приміщеннями) – K_e (таблиця 1.2), що є співвідношенням потужності ефективних доз опромінення всередині приміщення і поза ним.

У розрахунках середніх показників рекомендовано використовувати значення $K_e = 0,4$. Коефіцієнт екранування дає змогу враховувати при оцінці поглиненої дози опромінення час перебування людей у приміщеннях і на відкритому повітрі.

Таблиця 2.2.1

Коефіцієнти екранування іонізуючого опромінення від різних джерел будівлями (приміщеннями)

Місце знаходження чи вид споруди	K_e залежно від потужності ефективної дози опромінення	
	від хмари радіоактивних аерозолів	від ґрунту, забрудненого радіонуклідами
На 1 м вище від рівня ґрунту (без екранування)	1,0	0,7
Цегляний будинок	0,6	0,05-0,3
Невеликий багатоповерховий будинок:		
підвал	-	0,01
земляна підлога чи перший поверх	-	0,5
Великий багатоповерховий будинок:		
підвал	0,2	0,05
верхній поверх	-	0,01

Розрахунок ефективної дози при надходженні радіонуклідів до організму. Для цього використовують прийняті МКРЗ таблиці *дозових цін* (або *дозових коефіцієнтів*) радіонуклідів – ефективних доз при надходженні радіонукліду активністю 1 Бк до організму людини при вдихуванні чи при проковтуванні. Ці таблиці розроблено за даними аварій, вибухів і результатами спостережень за рентгенологами і радіотерапевтами; вони постійно уточнюються і доповнюються. Останній варіант цих дозових цін наведено у таблиці 2.2.2.

Таблиця 2.2.2

Дозові ціни різних радіонуклідів при різних шляхах надходження до організму людини (за Публікаціями МКРЗ)

Радіонуклід	Дозова ціна, Зв/Бк		Радіонуклід	Дозова ціна, Зв/Бк	
	при проковтуванні	при вдиханні		при проковтуванні	при вдиханні
^{90}Sr	$4 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-7}$	^{144}Ce	$1 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$
^{93}Zr	$1 \cdot 10^{-9}$	$4 \cdot 10^{-9}$	^{238}Pu	$5 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-5}$
^{131}I	$2 \cdot 10^{-8}$	$2.5 \cdot 10^{-8}$	^{239}Pu	$7 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-5}$
^{134}Cs	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-9}$	^{248}Pu	$5 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-5}$
^{135}Cs	$3 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-8}$	^{241}Pu	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-9}$
^{137}Cs	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	^{242}Pu	$5 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-5}$
^{141}Ce	$1 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-9}$			

З табличних показників бачимо, що для більшості радіонуклідів дозова ціна при вдихуванні є більшою, ніж при проковтуванні. Особливо великою є різниця (у 100 разів) для трансуранових елементів (ТУЕ), що для інгаляційної ефективної дози опромінення є визначальним.

Розрахунок *ефективної дози опромінення при інгаляції* потребують знання чи оцінки активності радіонуклідів у вдихуваному повітрі за певний період мешкання на забрудненій території чи роботи в умовах забруднення. Якщо це аварія, то важливо оцінювати активність радіонуклідів у повітрі, приміщеннях і на вулиці для різних її етапів. Потрібно також знати об'єм споживаного людиною (дитиною і дорослим) повітря в різних ситуаціях: на роботі, під час відпочинку тощо (табл. 2.2.3).

Знаючи активність певного радіонукліду i у вдихуваному повітрі протягом року та його річне надходження інгаляційним шляхом, ефективну дозу від інгаляції радіонукліду i ($H_{\text{інг},i}$) обчислюють за формулою:

$$H_{\text{інг},i} = \text{ДЦ}_i \cdot \text{РН}_i, \quad (2.2.2)$$

де ДЦ_i – дозова ціна радіонукліду i при інгаляції; РН_i – річне надходження до організму людини радіонукліду i при інгаляції.

Таблиця 2.2.3

Середня добова кількість повітря, яку вдихає людина різних вікових категорій за різних фізичних навантажень

Умови	Кількість вдихуваного повітря, м³/добу*				
	чоловіком	жінкою	дитиною 10 років	дитиною до 1 року	новонародженим
Стан спокою	3,6 (8)	2,9 (8)	2,3 (8)	1,3 (14)	0,69 (23)
Незначне фізичне навантаження (легка праця)	9,6 (8)	9,1 (8)	6,24 (8)	2,5 (10)	0,09 (1)
Професійна діяльність	9,6 (8)	9,1 (8)	6,24 (8)		
Усього за добу	23	21	15	3,8	0,8
У середньому за рік життя	9200	8400	6000	1520	

*У дужках наведено час у годинах

Такий розрахунок дозволяє визначити ефективну дозу при інгаляції для дорослих і дітей. Активність радіонуклідів у вдихуваному повітрі можна оцінити шляхом прямого вимірювання або розрахувати за активністю радіонуклідів у ґрунті і на поверхні доріг, у будинках та в інших об'єктах, використовуючи відповідні коефіцієнти вітрового підймання.

Розрахунок і визначення ефективної дози внаслідок споживання води та їжі, які містять радіонукліди, можна здійснювати кількома способами. Дози для конкретних осіб можуть бути розраховані за показаннями ЛВЛ (лічильник випромінювань людини), який відкалібрований за певним радіонуклідом (переважно за ^{137}Cs). Слід зазначити, що ЛВЛ не дає відомостей про активність в організмі людини інших радіонуклідів (^{90}Sr , ^{239}Pu тощо), а активність ^{137}Cs може істотно змінюватись навіть протягом доби.

Інший спосіб розрахунку ефективної дози ґрунтується на середніх оцінках активності радіонуклідів у продуктах харчування людини й у питній воді. Обчислюють цю дозу за формулою:

$$H_{\text{харч},i} = \text{ДЦ}_i \cdot \text{РН}_i, \quad (2.2.3.)$$

де $H_{\text{харч},i}$ – індивідуальна ефективна доза при проковтуванні радіонукліду i ;

ДЦ_{*i*} – дозова ціна радіонукліду i при проковтуванні;

RH_i – сумарне річне надходження радіонуклідів i до організму людини з продуктами харчування.

Як і при оцінці ефективної дози при інгаляції, додають ефективні дози від усіх радіонуклідів, що є у повітрі і/чи в продуктах харчування.

Третій спосіб розрахунку використовують, якщо немає систематичних даних про активність радіонуклідів у продуктах харчування та у воді. У цьому випадку за допомогою камерних моделей (стаціонарних і динамічних) розраховують активність радіонуклідів у продуктах харчування, виходячи з активності радіонуклідів на забруднених сільськогосподарських угіддях, а за цими показниками – у забруднених м'ясі та молоці. Далі використовують формулу (2.2.3) для розрахунку річної *піввікової*²³ ефективної дози від споживання місцевих продуктів харчування. Цей метод малопридатний у випадку оцінки доз для конкретних людей, але цілком виправданий, коли потрібно оцінити середні індивідуальні та колективні еквівалентні дози опромінення для популяції населення, яка проживає на певній території.

Колективна доза опромінення. Для оцінки загальної небезпеки радіоекологічної ситуації для великих популяцій введено поняття *колективної ефективної дози опромінення*.

Визначення її дуже просте. Усю популяцію населення N , що проживає на забрудненій радіонуклідами території, можна поділити на кілька (i) груп з чисельністю населення в групі N_i , кожна з яких характеризується середньою ефективною дозою H_i . Колективна ефективна доза для популяції становить суму добутків N_i і H_i

$$H_{\text{кол}} = \sum N_i D_i \quad (\text{люд} \cdot \text{Зв})$$

Зрозуміло, що для малих популяцій цю дозу оцінювати недоцільно. Це поняття використовується для популяції в 1000 чи 10 000 людей.

2.3. Види дозиметричної та радіометричної апаратури

Типові *дозиметри* – прилади для вимірювання дози випромінювання (еквівалентної та експозиційної) або потужностей цих доз – наведено на рис. 2.3.1.

Багато з приладів, крім вимірювання дози або її потужності, мають можливість вимірювати інші характеристики поля випромінювання (інтенсивність випромінювання, поверхневе забруднення, питому активність радіонуклідів) – це *радіометри*.

²³ Доза називається *піввіковою*, бо в значеннях ДПЦ – дозових цін – ураховано піввіковий термін впливу радіонуклідів на людину, до його виведення з організму



Дозиметр типу ДРГ-01Т



Дозиметр типу ДБГ-06Т



Дозиметр типу ДБГ-01Н



Радіометр типу СРП

Рис. 2.3.1. Приклади дозиметрів і дозиметрів-радіометрів

Окремий вид радіометричних приладів – *спектрометри* (рис. 2.3.2). Спектрометри – це прилади, які формують спектр залежності інтенсивності заряджених частинок або гама-квантів від енергії. Це дає можливість визначати активність одного, декількох чи багатьох радіонуклідів в пробі за одним спектрометричним аналізом.



а)



б)

Рис. 2.3.2. Вигляд спектрометру: а) гамма-спектрометр СЕГ-001м «АКП-С» б) бета-спектрометр СЕБ-01-150

Всі кількісні методи вимірювання радіоактивності можна виразити у вигляді:

$$A = kN$$

де A – активність препарату, Бк;

N – швидкість лічби або кількість імпульсів, які зареєстровані протягом певного часу (імп/сек);

k – градуїровочний коефіцієнт ($\frac{Бк}{імп/сек}$)

Майже усі радіометричні методи є відносними. Сутність *відносного методу* полягає в тому, що активність зразка проби визначають через порівняння зі зразковим препаратом, який є ідентичним зразку проби (за товщиною шару у мг/см², за розмірами і за енергетичним спектром) і які вимірюються в однакових умовах. За допомогою такого зразкового препарату градують вимірювальну установку, тобто визначають коефіцієнт перерахунку k , який зв'язує активність препарату з певним спектром випромінювання і швидкість лічби його на цій установці.

Апаратура для β -радіометрії

Енергія β -часток, які утворюються при радіоактивному розпаді ядер одного типу, не є однаковою, а вимірюється від 0 до деякої величини $E_{\text{макс}}$. За цією максимальною енергією можна ідентифікувати нукліди.

Послаблення β -випромінювання у речовині характеризується шаром речовини (звичайно в мг/см²), який послаблює потік β -часток у два рази. Ця величина має назву шару напівпослаблення.

Для вимірювання радіоактивності проб β -випромінювачів необхідно мати відповідну вимірювальну установку, яка зазвичай складається з:

- детектора β -часток;
- пристрою реєстрації імпульсів;
- джерела електромережі.

В якості детектора β -часток зазвичай використовуються циліндричні (СБМ-20, СТС-6) і торцеві (СБТ-13, СБТ-15, МСТ-17 т.ін.) лічильники Гейгера-Мюллера, сцинтилюючі пластмаси або сцинтилюючі рідини та іонізаційні камери, іноді – напівпровідникові детектори.

Для градуїрування апаратури використовуються або готові зразкові препарати, або ті, які виготовлені зі зразкових радіоактивних розчинів (ЗРР), які виготовляються на основі таких радіонуклідів: ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P ,

^{35}S , ^{42}K , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{65}Zn , ^{88}Y , $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{109}Cd , ^{131}I , ^{137}Cs та ін.

Апаратура для α -радіометрії

Особливості α -радіоактивності пов'язані з тим, що α -випромінювання є моноенергетичним, а пробіг α -частинок у речовині є дуже малим (в $\text{мг}/\text{см}^2$). Це призводить до того, що зразки проби для вимірювання α -радіоактивності повинні бути дуже тонкошаровими (товщина шару яких менша за $1\text{мг}/\text{см}^2$). Для вимірювання товстошарових препаратів проб характерним є те, що швидкість лічби від них при інших однакових умовах (ефективність установки, площа джерела т. ін.) залежать лише від масової активності зразка.

Для вимірювання α -активності зазвичай використовують *сцинтиляційні лічильники*. Такі лічильники складаються зі сцинтилятора (сірчистий цинк, який активовано сріблом чи іншим металом), що нанесений тонким шаром на прозору підкладку проби (скло або органічне скло). Світлові спалахи, які виникають у сцинтиляторі під впливом α -частинок, перетворюються фотоелектронним помножувачем (ФЕП) в електричні імпульси, що реєструють звичайні перерахункові прилади.

Для вимірювання α -активності (наприклад, ^{222}Rn) також використовуються *трекові дозиметри* – прилади, які реєструють кількість треків, які залишають α -частки на спеціальному полімерному матеріалі.

Апаратура для γ -радіометрії

У радіоактивних нуклідів γ -переходи характеризуються випусканням моноенергетичних γ -квантів з відомими квантовими виходами і часом життя збуджених рівнів – періодами напіврозпаду. Вимірюючи енергію і інтенсивність γ -квантів, а також оцінюючи період напіврозпаду їх окремих моноенергетичних груп, можна ідентифікувати радіонукліди у зразку проби і достатньо точно визначати абсолютні значення їхньої активності. Ці задачі вирішують *γ -спектрометричні методи* аналізу з використанням сцинтиляційних або напівпровідникових детекторів.

Найбільш широко використовуються сцинтиляційні детектори на основі монокристалу NaI (Tl) і напівпровідникові Ge-Li (Ge) детектори. Перевага перших – це найвища ефективність реєстрації γ -квантів, яка обумовлена високою щільністю речовини $\rho=3,67\text{ г}/\text{см}^3$, більшим атомним номером $Z_{\text{еф}}=51$ і можливістю використання кристалів великих розмірів до $150\times 150\text{ мм}$ і більше, включаючи кристали з колодязем.

Недосконалість сцинтиляційних детекторів полягає у незадовільній енергетичній роздільній здатності (наприклад, 8-12% (50-80 кеВ) для ^{137}Cs ($E_\gamma=0.667$ МеВ), яка обумовлена низькою величиною квантового виходу фотоелектронів (ймовірність утворення фотоелектрону при попаданні на фотокатод фотопомножувача світлового кванту) і статистичною природою утворення вторинних електронів.

Перевага Ge-Li (Ge) детекторів полягає у високій енергетичній роздільній здатності (4-7 кеВ для γ -квантів ^{60}Co з $E_\gamma=1,332$ МеВ), яке обумовлюється майже повним збором вільних електронів, які утворюються в результаті взаємодії γ -квантів.

2.4. Опромінення людини від природних та техногенно-підсилених джерел природного походження

Людина у своєму повсякденному житті підлягає впливу чималої кількості джерел іонізуючого випромінювання. За сучасними відомостями, у структурі опромінення людини переважна частина приходить на природні джерела радіації, які утворюють природний радіаційний фон. Цей фон формується за рахунок космічного випромінювання, космогенних радіонуклідів, радіоактивних елементів земної кори, будівельних матеріалів, води, повітря, продуктів харчування, а також радіоактивних елементів, що входять до складу живих організмів. Переважна кількість природних радіоактивних речовин (^7Be , ^{10}Be , ^{35}S , ^{32}P , ^{33}P , ^{21}Na , ^{22}Na , ^{14}C , ^3H), які виникають при взаємодії космічного випромінювання з атомами хімічних елементів повітря, утворюється в стратосфері, причому головними космогенними чинниками зовнішнього опромінення людини виступають ^7Be , ^{10}Be , ^{21}Na , ^{22}Na , а космогенними чинниками внутрішнього опромінення людини – ^3H і ^{14}C .

Окрім радіонуклідів, що індукуються космічним випромінюванням, у природі існують три радіоактивних ряди: ряд урану-радію (родоначальник ^{238}U), ряд торію (родоначальник ^{232}Th) і ряд актинію, які створюють земні джерела радіації. Найбільше радіаційне навантаження на людину здійснюють радіонукліди з найпоширеніших у природі перших двох рядів – важкі природні радіонукліди (ВПРН). При мешканні у районах з нормальним природним радіаційним фоном внесок ВПРН у сумарну поглинуту дозу різних тканин людини складає 1,2 – 2,1%, а в дозу на легені – 31% (табл. 2.4.1.).

Таблиця 2.4.1

Річні поглинуті дози у населення від природних джерел у районах з нормальним радіаційним фоном, 10^{-5} Гр/рік

Джерело опромінення (вид випромінювання)	Гонади	Легені	Ендостальні клітини	Червоний кістковий мозок
Зовнішнє опромінення:				
Космічне випромінювання	28	28	28	28
Земне випромінювання	32	32	32	32
Внутрішнє опромінення				
<i>Космогенні радіонукліди</i>				
^3H (β), ^7Be (γ), ^{14}C (β), ^{22}Na ($\beta+\gamma$)	0,521	0,6221	2,021	2,221
<i>Природні радіонукліди:</i>				
^{40}K ($\beta+\gamma$), ^{87}Rb (β)	15,8	17,4	15,9	27,4
<i>Ряд урану-радію:</i>				
^{238}U - ^{234}U (α), ^{230}Th , ^{226}Ra - ^{214}Po (α), ^{210}Pb - ^{210}Po ($\alpha+\beta$), ^{222}Rn - ^{214}Po (α)	0,838	0,81	8,5	1,42
<i>Ряд торію:</i>				
^{232}Th (α), ^{228}Ra - ^{208}Tl (α), ^{220}Rn - ^{208}Tl (α)	0,072	4,064	1,9	0,34
<i>Усього:</i>				
поглинута доза, 10^{-5} Гр	78	110	86	92
еквівалентна доза, 10^{-5} Зв	83	775	226	132
<i>Частина дози від α-випромінювання:</i>				
поглинутої дози, %	1,2	31	8,5	2,1
еквівалентної дози, %	22,7	89	65,5	26,7
<i>Доза від ВПРН, які надходять з їжею:</i>				
поглинута доза, 10^{-5} Гр	0,74	0,51	7,0	1,36
еквівалентна доза, 10^{-5} Зв	14,8	10,2	140	27,2

Внесок ВПРН в еквівалентну дозу опромінення тканин складає 22,7 – 89%. Підвищення внеску еквівалентної дози від ВПРН по відношенню до внеску поглиненої дози від них пов'язано з більш високою відносною біологічною ефективністю α -випромінювання по відношенню до β - і γ -випромінювання. Внесок еквівалентної дози опромінення тканин при надходженні ВПРН з їжею складає 1,3% (легені), 17,7% (гонади), 20,6% (червоний кістковий мозок) і 62% (клітини ендосту).

Еквівалентні дози опромінення тканин організму людини змінюються у широких межах, і в районах з підвищеним вмістом ВПРН у земних породах вони у десятки разів перевищують середні рівні [299]. Це обумовлює різницю між ефективними еквівалентними дозами опромінення людини у районах з нормальним і підвищеним природним радіаційним фоном.

Структуру радіаційного навантаження на мешканців планети від природних джерел іонізуючого випромінювання у районах з нормальним радіаційним фоном представлено у таблиці 2.4.2.

Таблиця 2.4.2

Ефективна еквівалентна доза опромінення людини від природних джерел у районах з нормальним радіаційним фоном, мЗв/рік

Джерело випромінювання	Зовнішнє опромінення	Внутрішнє опромінення	Сумарна доза
<i>Космічне випромінювання</i>			
Фотонна компонента	0,240	-	0,240
Корпускулярна компонента	0,042	-	0,042
<i>Космогенні радіонукліди</i>	-	0,015	0,015
<i>Земні радіонукліди</i>			
<i>Ряд урану-радію:</i>			
^{238}U і ^{234}U	-	0,005	
^{230}Th	-	0,007	
^{226}Ra	0,100	0,007	1,239
^{222}Rn і ^{214}Po	-	1,000	
^{210}Pb і ^{210}Po	-	0,120	
<i>Ряд торію:</i>			
^{232}Th	0,160	0,003	
^{228}Ra і ^{224}Ra	-	0,013	0,336
^{220}Rn і ^{208}Tl	-	0,160	
<i>Радіонукліди поза рядами:</i>			
^{40}K	0,150	0,180	0,330
^{87}Rb	-	0,006	0,006
Всього:	0,692	1,516	2,208

З таблиці 2.4.2. бачимо, що ефективна еквівалентна доза опромінення людини від природних джерел у районах з нормальним радіаційним фоном складає 2,2 мЗв/рік. Земні джерела радіації обумовлюють більший внесок у дозу опромінення людини серед джерел природного походження (5/6 річної ефективної еквівалентної дози). Також видно, що серед земних радіонуклідів основний внесок у сумарну дозу опромінення надають радіонукліди ряду урану-радію, які у районах з нормальним радіаційним фоном формують ефективну еквівалентну дозу понад 1,2 мЗв/рік.

На ^{40}K і ^{87}Rb разом припадає приблизно 1/5 усієї дози опромінення людини від природних джерел радіації. Перебуваючи повсюдно у довкіллі (у ґрунті, рослинах та ін.) ^{40}K спричиняє значне зовнішнє опромінення (150 мкЗв/рік) або близько 7% від усього природного радіаційного фону.

Сукупність природних джерел іонізуючої радіації земного походження значною мірою визначає природну радіоактивність ґрунтів і гірських порід. Чим ближче ці породи до поверхні землі, чим більша площа їх виходу на поверхню, тим більший внесок вони здійснюють у природний радіаційний фон. Природні радіоактивні речовини розподілені у земній корі нерівномірно, залежно від типу гірських порід. Найбільш радіоактивними є магматичні породи (граніти), меншою радіоактивністю характеризуються осадові породи (глини, піщаники, вапняки). Останнє пов'язано із вилуженням з них радіоактивних елементів під час формування.

Це обумовлює особливості зовнішнього опромінення людини від природних радіонуклідів, а також внутрішнього опромінення, пов'язаного з надходженням природних радіонуклідів до організму людини при вдиханні або через шлунково-кишковий тракт. Порівняння величин річної ефективної дози опромінення людини від природних джерел у районах з нормальним і підвищеним природним радіаційним фоном наведено у табл. 2.4.3. Як з неї видно, земні джерела іонізуючого випромінювання можуть формувати ефективну еквівалентну дозу до 4,3 мЗв/рік.

Таблиця 2.4.3

Річна ефективна доза опромінення людини від природних джерел у районах з нормальним і підвищеним природним радіаційним фоном,
 $\text{мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$

Джерело випромінювання	Ефективна еквівалентна доза	
	Типова	Підвищена
Космічне випромінювання	0,39	2,0
Земне гамма-випромінювання	0,46	4,3
Радіонукліди в організмі (за виключенням радону)	0,23	0,6
Радон та продукти його розпаду	1,30	10
Всього:	2,40	-

З таблиці 2.4.2. також видно, що у районах з підвищеним радіаційним фоном формуються підвищені рівні внутрішнього опромінення людей, в першу чергу, через радон та продукти його розпаду.

Кіровоградська область та центральні і північні райони Миколаївської області є головним радононосним і ураноносним районом України, понад 50% якого характеризуються аномальним вмістом радону й урану у ґрунтах і підземних водах (рис. 2.4.1. [2]). Скельні породи цього регіону (гнейси, магматити, мармур, граніти) характеризуються підвищеним вмістом природних радіоактивних елементів (урану, радію, торію). Також відмінною рисою регіону є локалізація населених пунктів вздовж русел річок Південний Буг, Інгул, Мертвовід, Арбузинка, Гнилий Єланець. Тому у роботі основний об'єкт досліджень з визначення радіаційного навантаження на людину від природних джерел радіації виконано у таких містах і їх промислових об'єктах: м. Первомайськ, смт. Мігія, м. Южноукраїнськ, с. Костянтинівка, с. Олександрівка, с. Бузьке, м. Вознесенськ, гранітні кар'єри Братського, Арбузинського, Новобузького і Казанківського районів Миколаївської області (рис. 2.4.2. [3]).



Рис. 2.4.1. Природні джерела радіації в Україні

призводить до підвищення рівня радіаційного фону всередині приміщення і до насичення приміщень радіоактивним газом радоном (^{222}Rn , ^{220}Rn).

Як видно з таблиці 2.4.3., відносно великий внесок ВПРН у дозу опромінення легенів пов'язаний з вдихуванням короткоіснуючих дочірніх продуктів розпаду радону (ДПР) (^{222}Rn , ^{220}Rn). З цим пов'язують основний внесок техногенно-підсилених джерел природного походження в ефективну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення людини.

За оцінками НКДАР ООН внесок ^{222}Rn в ефективну дозу опромінення населення планети від природних джерел становить 54%. В Україні ^{222}Rn створює до 79% (4,2 мЗв) цієї дози і близько 60% ефективної дози від усіх радіоактивних джерел.

Внесок ^{222}Rn у дозу опромінення людини на Україні (для нерадононосних і неураноносних районів), у порівнянні з іншими компонентами природних і штучних джерел іонізуючого випромінювання, за даними українських вчених [195], наведено на рис. 2.4.3.

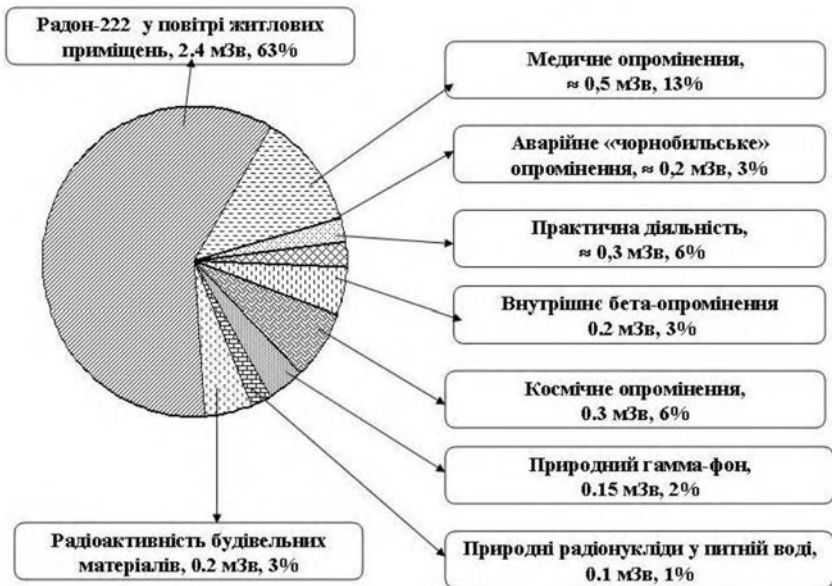


Рис. 2.4.3. Структура і середньорічної ефективної індивідуальної дози опромінення населення України

За даними вітчизняних авторів ефективна еквівалентна доза від ^{222}Rn у радононосних і ураноносних районах України складає $6,15 \text{ мЗв} \cdot \text{рік}^{-1}$.

У природі радон зустрічається у двох основних формах: у вигляді ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3,8 \text{ діб}$) – члена радіоактивного ряду ^{233}U , і у вигляді ^{220}Rn ($T_{1/2} = 51,4 \text{ с}$) – члена радіоактивного ряду ^{232}Th . Елемент радон є бла-

городним газом і обидва ізотопи розпадаються на ізотопи твердих елементів, атоми яких приєднуються до присутніх у повітрі центрів конденсації і частинок пилу. Основна небезпека полягає в тому, що дочірні продукти розпаду ^{222}Rn ($^{218,214}\text{Po}$, $^{214,210}\text{Pb}$, $^{214,210}\text{Bi}$, ^{214}Po , $^{206,210}\text{Tl}$) і ^{220}Rn ($^{212,216}\text{Po}$, ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{208}Tl) є альфа-випромінювачами і, маючи велику енергію випромінювання ($5\div 8 \text{ MeV}$), володіють високою іонізуючою здатністю. Ця здатність є головною небезпекою при інгаляційному надходженні ізотопів радону і продуктів їх розпаду у легеневу тканину людини.

Найбільшому опроміненню підлягає пульмональна і трехеобронхіальна частини легеневої тканини людини. При ЕРОА ^{222}Rn у повітрі 100 Бк/м^3 еквівалентні дози у цих тканинах складають $4,0$ і $26,8 \text{ мЗв/рік}$. Основні наслідки опромінення легеневої тканини – це індукція раку. За висновками МКРЗ, накопичення дочірніх продуктів ^{222}Rn у повітрі житлових приміщень обумовлює біля 10% випадків раку легень, з яких $3\text{--}15\%$ виникають при концентрації $10\text{--}25 \text{ Бк/м}^3$. Найбільш небезпечним визнано вплив ДПР радону на дітей і молодих людей до 20 років. За відомостями, наведеними у рекомендації 65 МКРЗ , усвідомлення значимості радонової проблеми сьогодні засновано, зокрема, на відносно високій еквівалентній дозі на чутливий бронхіальний епітелій.

Також визнано існування інших, крім раку легень, негативних наслідків від ДПР радону. Так, за дослідженнями зв'язку між середніми рівнями вмісту ДПР радону і коефіцієнтом смертності від різних типів раку, проведеними у США, найбільша кореляція встановлена для як раку легень, так і для тимусу та ротової порожнини. Довгоіснуючі продукти розпаду радону потрапляють у шлунково-кишковий тракт разом із водою, із мокротою і слиною, що приводить до опромінення слизових оболонок шлунку і кишечника. Існують дані щодо підвищеної частоти захворюваності на лейкоз, рак печінки і шлунку серед людей, які професійно контактували з радоном.

Внесок кожного ізотопу радону у сумарну дозу внутрішнього опромінення людини від природних джерел іонізуючого випроміню-

вання є різним: за висновками МКРЗ ^{220}Rn дає 13%, а ^{222}Rn – більше 60%. Через цей факт, а також враховуючи дані МКРЗ, що «опромінення ^{220}Rn зустрічається рідше...», а також, що серед ізотопів радону більший період напіврозпаду має ^{222}Rn , основна увага, з точки зору радіаційної безпеки, сьогодні привертається до ^{222}Rn .

Вміст ^{222}Rn і продуктів його розпаду у повітрі відкритої місцевості визначається, в основному, ексхаліцією з земної поверхні і турбулентною дифузією в атмосфері.

Вміст радону у ґрунтовому повітрі змінюється від $2,6 \cdot 10^3$ до $4,4 \cdot 10^4$ Бк/м³. Окрім земної поверхні, радон і продукти його розпаду надходять в атмосферу з рослин і природних вод, а також як результат господарської діяльності людини (утворення радону у будинках, спалювання кам'яного вугілля і природного газу). Локальними джерелами радону є геотермальні станції, підприємства з видобутку фосфатів і ін. Вміст ^{222}Rn у приземному шарі повітря вважається корельованим з вмістом ^{226}Ra у верхньому шарі ґрунту. Але при цьому відмічається, що райони з високим вмістом ^{222}Rn у повітрі частіше пов'язані з особливою геологічною структурою і особливими геохімічними характеристиками підстилаючих порід. Типові швидкості еманції радону із земної поверхні змінюються від $2 \cdot 10^{-4}$ Бк/(м²·с) для скельних порід до $(8-21) \cdot 10^{-3}$ Бк/(м²·с) для гірських ґрунтів, від $(4-50) \cdot 10^{-3}$ Бк/(м²·с) для підзолистих ґрунтів, $(5-38) \cdot 10^{-3}$ Бк/(м²·с) для пустинних ґрунтів і до $(21-53) \cdot 10^{-3}$ Бк/(м²·с) для чорноземів. У зонах з аномальною геологією і геохімією підстилаючих порід швидкість ексхаліції радону досягає $5,25 \cdot 10^2$ Бк/(м²·с). Середньозважена за площею землі швидкість ексхаліції ^{222}Rn складає $1,6 \cdot 10^{-2}$ Бк/(м²·с).

Вміст ^{222}Rn у повітрі відкритої місцевості залежить ще й від метеорологічних параметрів: температура, вологість повітря, вітер. Від них також залежить і стан рівноваги у повітрі між радоном і дочірніми продуктами його розпаду. Середнє значення коефіцієнта рівноваги ^{222}Rn і його короткоживучих ДПР на відкритій місцевості для висоти 1 м над поверхнею землі дорівнює $F=0,8$.

Зміна вмісту ДПР ^{222}Rn у повітрі обумовлена як радіоактивним розпадом, так і їх поведінкою: приєднанням вільних ДПР до аерозольних частинок, рекомбінацією, осадженням і седиментацією, переміщенням в результаті дифузії. Усі ці чинники призводять до порушення радіоактивної рівноваги між ^{222}Rn і його ДПР та до сильної залежності цієї рівноваги від зовнішніх умов. При середньосвітловому значенні концентрації ^{222}Rn в атмосферному повітрі 5 Бк/м³ і $F=0,8$ середні для континентальних районів величини еквівалентної рівноважної об'ємної активності ^{222}Rn складають 4 Бк/м³. Залежно від географічного регіону,

типовий інтервал варіації ЕРОА за регіонами є $1 \div 10$ Бк/м³. Загальний вміст радону (²²⁰Rn, ²²²Rn) в атмосфері оцінюється у 10^{18} Бк, з якого 10^{16} Бк обумовлено еманациєю з ґрунту.

Основне навантаження від ²²²Rn і його ДПР на людину створюється не на відкритій місцевості, а всередині приміщення. Джерелами надходження ²²²Rn у житлові приміщення є земні породи під будівлею, різні види будівельних матеріалів, вода з підземних джерел, леткі відходи при спалюванні природного вугілля, палива, газу. При цьому основний внесок у насичення ²²²Rn повітря приміщень, крім ексхалації з розломів корінних земних порід, вносять будівельні матеріали. Найбільшу радіоактивність мають будівельні матеріали з граніту, пемзи, глинозему, фосфогіпсу, червоної цегли, кальцієво-силікатних шлаків, відходів гірничорудної промисловості, золи (табл. 2.4.4.).

Таблиця 2.4.4

Вміст ²²⁶Ra, ²³²Th у будівельних матеріалах

Будівельний матеріал	²²⁶ Ra, ²³² Th, Бк/кг
Дерево	1,1
Зола (дерева)	241
Цемент	менше 45
Цегла червона	126
Цегла звичайна	30
Граніт	270
Пісок і гравій	34
Природний гіпс	29

Рівень збагачення повітря приміщень ²²²Rn, що виділяється тим або іншим типом будівельних матеріалів, окрім кількісної радіоактивності останніх, залежить також від рівня еманації ними ²²²Rn. За літературними даними, коефіцієнти еманації матеріалів, що піддалися високо-температурній обробці (червона цеглина, цемент, керамзит, золи і шлаки), є на порядок меншими їх значень для сировинних матеріалів. З цієї причини внесок таких матеріалів у радоновиділення стін і покриття є невеликим, тому максимальна радіоактивність повітря спосте-

рігається у приміщеннях, побудованих із застосуванням глини і в котрі можливе надходження радону з ґрунту.

Основна небезпека отримати більш високі дози опромінення від ^{222}Rn і його ДПР створюється всередині замкнутого приміщення. Це відбувається через те, що відносно великий період напіврозпаду ^{222}Rn ($T_{1/2}=3,82$ діб) і висока здатність до дифузії дозволяють йому поши-

рюватися через пори і щілини у ґрунті, через щілини у фундаменті будинків надходити з підвалів у приміщення, а при відсутності вентиляції накопичуватися там у значних концентраціях. Тому вміст ^{222}Rn з ДПР у закритому приміщенні є вищим, ніж його вміст у зовнішньому повітрі, в середньому, приблизно у 8 разів, а у старих будівлях – до 5000 разів. Коефіцієнт рівноваги F для закритих приміщень при цьому прийнято за рекомендаціями МКРЗ $F=0,4$.

Основними санітарними правилами ОСП 72/87 лімітовано вміст материнського ^{226}Ra у будівельних матеріалах, що використовуються для будівництва житлових будівель і споруд. Дещо складніше передбачати надходження радону з ґрунту, що спостерігається повсюдно і носить постійний характер. Ексхаляція ^{222}Rn більшою мірою залежить від типу ґрунту і підстилаючих порід, часу доби, сезонних матеріалів і метеорологічних умов. Так, у періоди промерзання або сильного зволоження ґрунтів спостерігаються мінімальні значення ексхаляції (взимку, восени), а у періоди прогрівання і максимального випаровування (влітку, весною) – підвищені значення. Але, оскільки земля під будинками взимку не промерзає, а повітрообмін у житлових приміщеннях через економію тепла знижений, найбільші концентрації ^{222}Rn у домах очікують взимку. В основному, проблеми виникають у випадках недостатнього обміну повітряних мас у приміщенні. У цьому випадку вміст ^{222}Rn у замкнутому приміщенні може досягти небезпечних рівнів.

Таким чином, джерела надходження радону у приміщення, які безпосередньо пов'язані із земними надрами, представлені двома групами:

- 1) джерелами є гірські породи, і радон потрапляє у будинки за рахунок високого геохімічного фону радону у породах (наприклад, сланці, граніти, магматити). Цей підвищений місцевий геохімічний фон (наприклад, при концентрації радону в ґрунтах більше 50-100 Бк/л) може створити значні за площею радононосні ділянки, в межах яких концентрація радону практично повсюдно може перевищувати граничнодопустиму концентрацію у десятки разів (до 1000 Бк/л);

2) джерелом є радононосні тектонічні зони, які характеризуються різко аномальними (що у багато разів перевищують місцевий геохімічний фон) концентраціями радону, чітко вираженими лінійними розмірами. Концентрація радону у повітрі будинків, розташованих над такими зонами, може досягати дуже високих значень.

Ще одним джерелом надходження ^{222}Rn з ДПР у приміщення є природний газ, вода і спалювання вугілля. Природний газ, який використовується у газових плитах (особливо зріджений пропан у балонах) є потенційним джерелом ^{222}Rn . Вміст ^{222}Rn у приміщенні може зрости, якщо при його спалюванні погано працюють витяжні пристрої.

^{222}Rn добре розчиняється у воді і добре накопичується у підземних водах. Розчинений у воді, ^{222}Rn потрапляє у травну систему людини, а через виділення ^{222}Rn з води – у дихальну систему. Інгаляційне надходження ^{222}Rn до організму людини вважається дуже небезпечним для здоров'я. Вміст ^{222}Rn у водопровідній воді надзвичайно малий, але якщо воду для побутових потреб качають з глибоких артезіанських свердловин, то високого вмісту ^{222}Rn у повітрі можна досягти навіть при пранні. Через це небезпеку від ^{222}Rn з ДПР створює не так питна вода (бо людина споживає воду, в основному, після її кип'ятіння, під час якого ^{222}Rn у значній мірі випаровується), а пари води. Відомо, що в середньому вміст ^{222}Rn у ванній кімнаті є у 3 рази вищим, ніж на кухні, і приблизно у 40 разів вищим, ніж у житлових кімнатах. Агентство з охорони довкілля США (USEPA) рекомендує утримувати вміст ^{222}Rn у воді на рівні 75 Бк/л.

Результати досліджень українських вчених показують, що найбільший вміст ^{222}Rn мають підземні водні джерела на Українському кристалічному масиві. Тому і річна ефективна доза опромінення людини при споживанні питної води зі свердловин, є достатньо високою і може складати більше 700 мкЗв (табл. 2.4.5.). У порівнянні, ефективна доза опромінення населення, яке споживає воду зі свердловин інших районів, є у 4-6 разів меншою.

Таблиця 2.4.5

Природна радіоактивність води і ефективна еквівалентна доза опромінення населення України

Геологічне утворення	^{226}Ra		^{238}U		^{222}Rn		РЕД, мЗв/рік
	Питома активність, Бк/л	РЕД, мкЗв/рік	Питома активність, Бк/л	РЕД, мкЗв/рік	Питома активність, Бк/л	РЕД, мкЗв/рік	
Український кристалічний масив	0,41	492,0	0,71	68,2	48,2	144,6	0,705
Приазовська града	0,01	12,0	0,4	38,4	37,8	113,4	0,164
Консько-Ялинська западина	0,04	48,0	0,33	31,7	15,5	46,5	0,126
Причорноморська западина	0,03	36,0	0,49	47,0	11,4	34,2	0,117

Історично шкідливий вплив радону на людський організм був помічений ще в XVI столітті, коли таємнича гірська хвороба шахтарів тривалий час привертала увагу медиків: смертність від раку легенів серед рудокопів була у 50 разів вищою, ніж серед іншого населення. Значно пізніше аналіз причин смерті працівників шахт на уранових копальнях Європи в південній Німеччині і Чехословаччині показав, що від 30 до 50% гірників, що працюють в уранових шахтах, помирають від раку легенів. Тому роботи з вивчення радіаційної дії радону стали інтенсивно розвиватися.

Для опису інтегральної об'ємної активності дочірніх продуктів розпаду радону в повітрі часто використовується поняття «прихована енергія». Прихована енергія – це сумарна енергія альфа-випромінювання, яка виділяється в одиниці об'єму повітря при розпаді усіх короткоживучих ДПР. Застосування поняття «прихована енергія» пов'язане з тим, що величина прихованої енергії пропорційна потужності еквівалентної дози, що створюється дочірніми продуктами розпаду радону в легеневій тканині.

Дослідження, проведені Агентством з охорони довкілля США, показали, що захворювання раком легенів, які пов'язані з радоном, серед

курців у три рази вищі, ніж серед частини населення, що не курить, незважаючи на те, що ризик куріння істотно менше радонового ризику [336].

При оцінках радонового ризику завжди потрібно пам'ятати, що внесок власне радону в опромінення відносно невеликий. При радіоактивній рівновазі між радоном і його ДПР цей вклад не перевищує 2%. Тому доза опромінення легенів від ДПР радону визначається величиною еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону.

До 1980 року у жодній країні світу не встановлювалися нормативи на вміст ^{222}Rn і його ДПР у приміщеннях. Тільки в останні десятиліття, коли стало зрозуміло, що радонова проблема, включаючи питання нормування і зниження доз опромінення, має істотне значення, були введені відповідні нормативи, рекомендовані МКРЗ, для існуючих і проєктованих будівель. У проблемі радону на сьогоднішній час існує багато невирішених питань. З одного боку, вони мають чисто науковий інтерес, а з іншої – без їх вирішення складно проводити які-небудь практичні роботи. Коротко ці проблеми формулюються в наступному вигляді:

1. Моделі радіаційних ризиків при опроміненні радоном отримані на основі аналізу даних опромінення шахтарів. Досі незрозуміло, наскільки справедливим є перенесення цієї моделі ризику на опромінення в житлі.

2. Досить неоднозначна проблема визначення ефективних доз опромінення при дії ДПР радону і торону. Для коректного переходу від ЕРОА радону або торону до ефективної дози необхідно брати до уваги такі чинники, як частка вільних атомів і розподіл активності за розмірами аерозолів. Опубліковані нині оцінки зв'язку іноді різняться у декілька разів.

3. Досі не існує надійної формалізованої математичної моделі, що описує процеси накопичення радону, торону і їх ДПР у повітрі приміщень з урахуванням усіх шляхів надходження, параметрів будівельних матеріалів, покриття і т. ін.

4. Існують проблеми, які пов'язані з уточненням регіональних особливостей формування доз опромінення від радону і його ДПР, оскільки, як правило, геологічна обстановка більшості міст вивчена погано.

2.5. Опромінення людини від природних та техногенно-підсилених джерел природного походження

Умовно усі штучні джерела іонізуючого випромінювання поділяють на наступні групи: джерела, які використовуються у медицині (для

рентгено- та радіонуклідної діагностики, променевої терапії); у науці і техніці; в атомній енергетиці (при нормальній роботі АЕС та при аваріях).

Медико-діагностична компонента радіаційного навантаження на людину. Помітний внесок у загальне навантаження на людину вносить опромінення при медичних обстеженнях і лікуванні (див. рис. 2.4.1.), адже використання іонізуючого випромінювання у медичній практиці для діагностики і лікування широко використовується у світі. Воно включає променеву діагностику, променеву терапію, ядерну медицину, інтервенціональну радіологію.

Проблема радіаційного захисту пацієнтів при медичних процедурах виникла тільки в останні роки XX сторіччя. До цього вважалося, що такі процедури є необхідними у таких об'ємах і кількостях, які потрібні для збереження здоров'я пацієнтів. При цьому зовсім не зверталось уваги на дози, які пацієнти отримували при обстеженнях.

Сьогодні встановлено, що опромінення людини при медичних процедурах здійснює основний внесок у загальну дозу, яка створена усім техногенним опроміненням. У різних країнах цей внесок оцінюється від 60 до 90% річної ефективної дози. За даними досліджень, опромінення у медичних цілях займає друге (після природного радіаційного фону) місце за внеском в опромінення населення на земній кулі.

Рентгенодіагностика. Рентгенівське й γ -випромінювання широко застосовуються у медичній діагностиці для ендоскопії²⁴ організму. Найбільш відомим з ендоскопічних методів є рентгенодіагностика, що поділяється на *рентгеноскопію* і *рентгенографію*. Для одержання більш яскравого зображення потрібне посилення інтенсивності рентгенівського опромінення, що негативно позначається на здоров'ї пацієнта. Тому в рентгенології застосовується цілий ряд технічних засобів для поліпшення якості зображення при малих інтенсивностях опромінення.

Для чіткого зображення досліджуваного органу або їх групи на рентгенограмі необхідно, щоб коефіцієнт поглинання рентгенівських променів в цьому органі відрізнявся від коефіцієнтів поглинання інших тканин. Для діагностичних цілей зазвичай використовується ви-

²⁴ *Ендоскопія* (від лат. *interior* – усередині й гр. *skopeo* – дивитися) – сукупність методів, що дозволяє досліджувати внутрішню структуру біологічних об'єктів, не порушуючи їхньої цілісності.

проміння з $\lambda = (1..2) \cdot 10^{-11}$ м, для якого масовий коефіцієнт ослаблення визначається за формулою:

$$\mu = k \cdot \lambda^3 \cdot z^3 \quad (2.5.1)$$

де k – коефіцієнт пропорційності; z – заряд ядра речовини-поглинач.

Останнім часом одержав широке поширення метод *комп'ютерної томографії*, що дозволяє за допомогою просвічування тонкими рентгенівськими променями одержувати зображення не цілого об'єму тканини, а лише її тонких шарів товщиною 3,5 мм. Цей метод має більш високу чутливість, порівняно з традиційними рентгенодіагностичними методами, тому що дозволяє визначити розходження в поглинанні випромінювання тканиною до 0,1%.

Радіонуклідна діагностика. Сучасний розвиток радіонуклідних досліджень для діагностики різних захворювань обумовлений тим, що радіодіагностика, на відміну від більшості існуючих методів медичної візуалізації (рентгенографія, комп'ютерна томографія, ядерно-магнітнорезонансна томографія, ультразвукова діагностика), які «націлені» на виявлення вже викликаних різними захворюваннями морфологічних змін в організмі, дозволяє зробити видимими обмінні процеси в органах і тканинах та виявити їх патологію ще до початку грубих структурних (морфологічних) змін, тобто виявити ці захворювання ще на ранніх стадіях.

Цілі та завдання радіонуклідних досліджень, які використовуються в діагностиці захворювань, достатньо різноманітні та різнопланові. За допомогою цих методів також проводять ентероскопічні дослідження, а також використовують для *радіографії, топографії, сцинтиграфічних досліджень*. Але при цьому всі радіонуклідні дослідження об'єднує те, що усі вони використовують спеціальні фармацевтичні препарати з радіонуклідною «міткою» – радіофармацевтичний препарат (РФП)²⁵. Для РФП вибирають радіонукліди, які характеризують-

²⁵ РФП – це спеціальний діагностичний засіб, до складу якого входить радіоактивний ізотоп якого-небудь елемента. РФП складається з носія (сполука, яка визначає поведінку препарату в організмі) та мітки (радіонуклід), випромінювання якої дозволяє якісно і кількісно прослідкувати поведінку РФП в організмі. Через це метод, який використовує радіонукліди в якості міток, має назву методу «мічених» атомів або методу ізотопної індикації. В якості міток у РФП найбільше використовуються: ⁵¹Cr, ⁶⁰Co, ^{99m}Tc, ²⁰³Rb, ^{52,59}Fe, ²⁰³Rb, ^{123,125,131}I, ³H. Для одного носія можуть бути використані різні мітки. Наприклад, альбумін людської сироватки (АЛС) можна помітити ¹³¹I, ^{99m}T чи

ся або короткими (години) та дуже короткими (хвилинами) періодами напіврозпаду – для *in vivo* діагностики: $^{123,125}\text{I}$, $^{99\text{m}}\text{Tc}$, $^{52,59}\text{Fe}$, ^{51}Cr , або які характеризуються низькими енергіями випромінювання та мають необхідні для аналізу властивості – для *in vitro* досліджень: ^3H , ^{14}C , ^{32}P .

При використанні джерел іонізуючого випромінювання у медичних цілях основний внесок у дозу опромінення людини вносить рентгенівська діагностика: в середньому, на одну людину на рік приходить одна рентгенодіагностична процедура (рентгенографія – 0,4, рентгеноскопія – 0,2, флюорографія – 0,4). Середня ефективна еквівалентна доза опромінення за рахунок цих процедур складає 1,5 мЗв/рік. Середні індивідуальні річні дози опромінення червоного кісткового мозку і шлунково-кишкового тракту складають відповідно – 1,7 і 1,4 мЗв/рік, а доза опромінення гонад – 0,35 мЗв/рік. За оцінками на 1993 р., у країнах з розвинутою рентгенодіагностикою щорічно здійснюється 320-1300 (в середньому 890) досліджень на 1000 населення.

Крім рентгенівської діагностики, потрібно також враховувати внесок інших видів променевої діагностики. До них, в першу чергу, відносяться радіонуклідні діагностичні дослідження, які володіють унікальною можливістю виявлення функціональних порушень різних органів і систем органів на ранніх стадіях розвитку хвороби, через що сьогодні у всьому світі простежується позитивна динаміка їх застосування у медицині як в напрямку зростання об'єму, так і в напрямку розширення діапазону досліджень. Середня доза за одну процедуру складає 2500 мкЗв. Внесок радіонуклідної діагностики в опромінення населення для країн, які широко використовують цей вид досліджень, складає 73 мкЗв/рік. Високими дозами опромінення характеризується терапевтичне опромінення (типові дози дорівнюють 20-60 Гр).

Опромінення людини при аварії на АЕС. Чорнобильська аварія є найбільшою техногенною катастрофою у світі. Вона спричинила безпрецедентне опромінення населення Білорусі, Росії та України. Аварійна хмара (рис. 2.5.1.), принесла на територію України величезну кількість радіоактивних речовин, у тому числі радіоактивний йод, який через дихальні шляхи, шкіру і молоко потрапив до організму людини і майже цілком сконцентрувався у щитоподібній залозі.

У перші після катастрофи дні частка опромінення від радіоактивного йоду в десятки і сотні разів перевищили величину опромінення за рахунок радіоактивного цезію та інших радіонуклідів (рис. 2.5.2.). Усе

^{51}Cr . Разом з тим один і той же радіонуклід використовується для мічення різних носіїв.

це призвело до накопичення радіоактивного йоду у щитоподібній залозі опромінених людей і, як наслідок, спричинило підвищення частоти захворюваності на її рак. Як свідчать результати обстеження населення Росії, Білорусі і України, на рак щитоподібної залози захворіло 13000 людей, а загальна кількість не онкологічних захворювань цієї залози доходила до 150 тисяч.

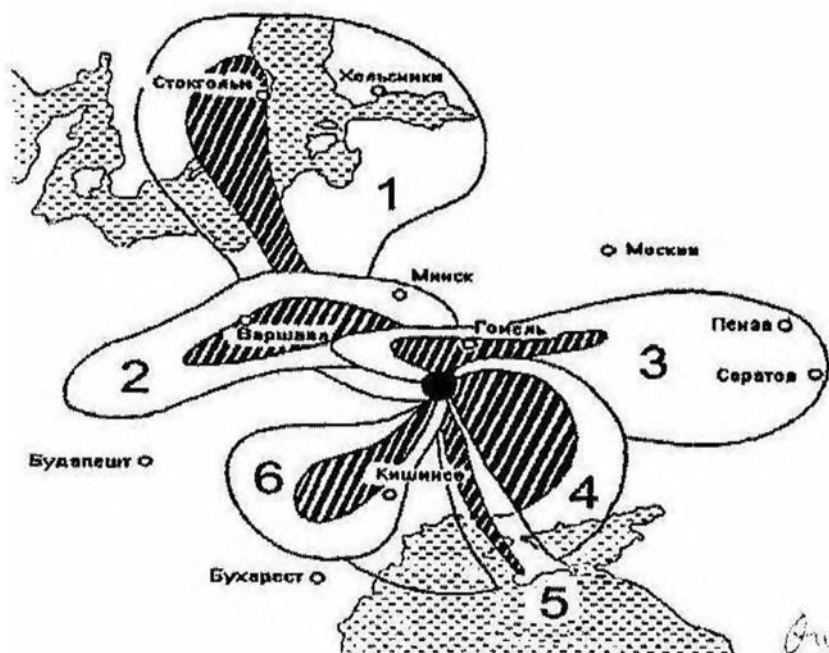


Рис. 2.5.1. Схема поширення радіоактивного викиду з ЧАЕС

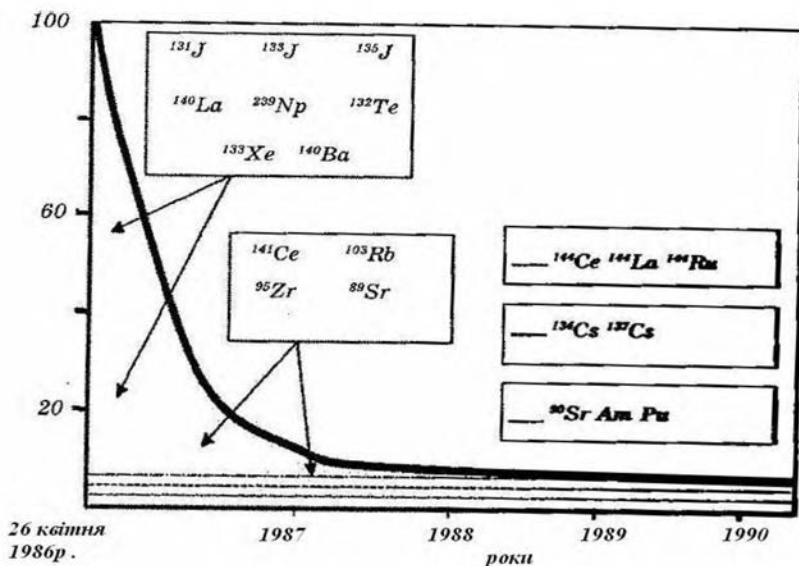


Рис. 2.5.2. Радіонуклідний склад аварійного викиду

Сумарна активність радіоактивних речовин, що потрапили до атмосфери з реактору ЧАЕС, оцінювалась НКДАР ООН (2000 р.) в $1,2 \cdot 10^{19}$ Бк, у т.ч. ^{131}I – $(1,2 - 1,7) \cdot 10^{18}$ Бк, ^{137}Cs – $3,7 \cdot 10^{16}$ Бк. Сьогодні, коли пройшло більше двадцяти років після цієї аварії, стало зрозумілим, що для повного усвідомлення особливостей впливу на людину і довкілля радіоактивності, пов'язаної з аварією на ЧАЕС, необхідно врахувати суттєві зміни у радіонуклідному складі випадіння як безпосередньо у перші дні після катастрофи, так і в послідовні місяці, роки, десятиліття.

Сьогодні відомо, що основна роль у формуванні радіаційного навантаження на людину від чорнобильського викиду одразу після аварії належала короткоіснуючим радіонуклідам ^{131}I , ^{133}I , $^{129,132}\text{Te}$. Внесок ^{137}Cs у дозу опромінення людини у ці дні не перебільшував 4% (в основному внаслідок зовнішнього опромінення). Наприкінці 1986 р. і у 1987 р. переважну роль у формуванні радіаційної обстановки відігравали вже ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{95}Zr , а після 1987 р. радіаційна обстановка визначалася ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{241}Am . В подальшому формування радіаційного навантаження на людину відбувалося, в основному, за рахунок ^{137}Cs і ^{90}Sr . У післяаварійний період виникла проблема відтворення доз опромінення. Дози опромінення людини у перші роки

після аварії в основному обчислювалися лише за гамма-випромінюванням ^{137}Cs , без врахування короткоіснуючих радіонуклідів (зокрема ^{131}I), що і призводило до недооцінки реально отриманих доз. Ця проблема виступала особливо актуально для південних районів України, які зазнали як прямого, так і опосередкованого впливу аварії. Відсутність достовірних даних про радіаційну обстановку на цих територіях не дозволяла визначити дозові навантаження, які отримало населення у перші дні після аварії і в наступні роки. Тому ретроспективне відтворення доз опромінення населення, яке мешкало під час аварії у південних районах України, сприяло розв'язку цієї проблеми [5].

Опромінення населення південного регіону України від аварії на ЧАЕС

На території України найбільших наслідків аварії зазнали райони, які відчули вплив західного, а також південного і східного радіоактивних слідів. Південний слід зумовив радіоактивне забруднення Кіровоградської, Одеської, Миколаївської областей та АР Крим, щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs досягала 100 кБк/м^2 .

Так, розповсюдження цих радіоактивних речовин у регіоні характеризувалося поступовим зниженням активності з півночі на південь: найбільші рівні вмісту радіонуклідів у повітрі спостерігалися у м. Кіровограді, м. Первомайську, смт. Арбузинці (Миколаївська область); менші приблизно в 1,5-2 рази – у м. Миколаєві, м. Одесі. Так, в останні числа квітня 1986 р. у приземному шарі атмосферного повітря над територією м. Кіровограда, м. Первомайська Миколаївської області вміст ^{131}I дорівнював $15 \pm 5 \text{ Бк/м}^3$, вміст $^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$ складав $15 \pm 2 \text{ Бк/м}^3$, вміст ^{137}Cs , ^{134}Cs дорівнював $10 \pm 2 \text{ Бк/м}^3$. На початку травня такі рівні цих радіонуклідів було зареєстровано у м. Вознесенську Миколаївської області, м. Миколаєві та м. Одесі.

Рівень вмісту цих радіонуклідів у приземному шарі атмосферного повітря зростав починаючи з останніх чисел квітня – до першої декади травня. Аналіз динаміки вмісту радіоактивного йоду у повітрі свідчив про максимум 3–4 травня: 95 Бк/м^3 у м. Первомайську, 60 Бк/м^3 – у м. Миколаєві. Після цього відбулося поступове зниження вмісту ^{131}I у повітрі, так, 5 травня він не перевищував гранично допустимої концентрації у повітрі ($5,55 \text{ Бк/м}^3$), а після 10 травня знизився до доаварійних величин. Результати апроксимації даних вмісту ^{131}I у повітрі цих населених пунктів наведено на рис. 2.5.3.

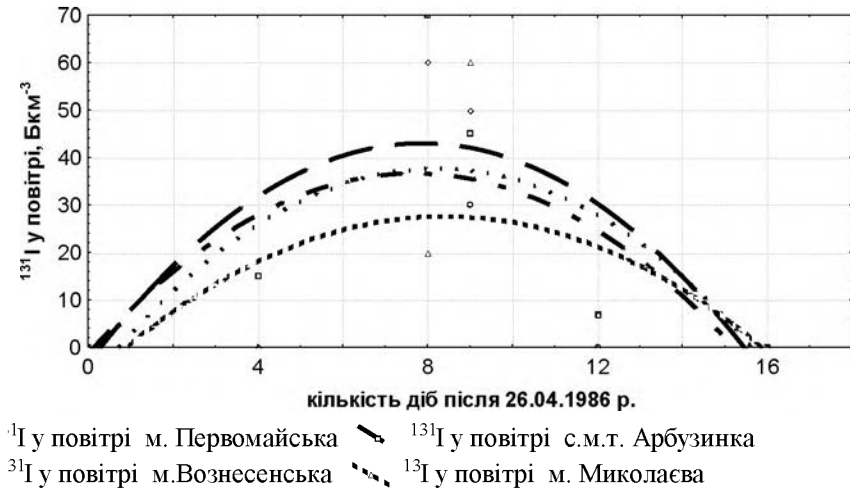


Рис. 2.5.3. Динаміка ^{131}I у повітрі різних населених пунктів регіону протягом квітня-травня 1986р.

Після 30 квітня у повітрі спостерігали також підвищення концентрацій інертних радіоактивних газів ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$) (рис. 2.5.4).

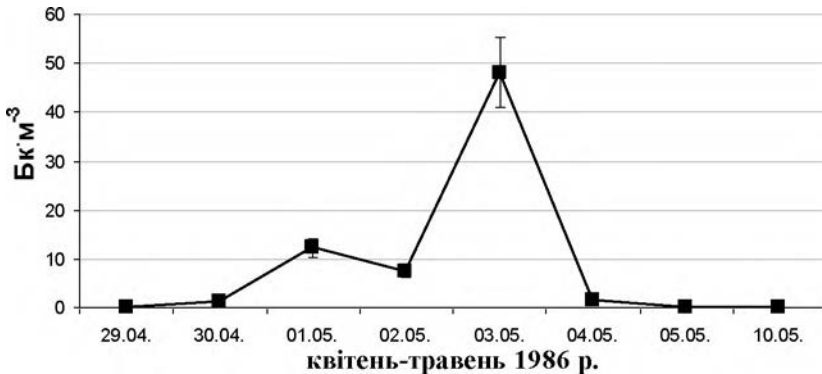


Рис. 2.5.4. Динаміка $^{85\text{m}}\text{Kr} + ^{133\text{m}}\text{Xe}$ у повітрі південного регіону України протягом квітня-травня 1986 р. (типові дані)

Так, 1 травня вміст цих радіоактивних газів у приземному шарі атмосферного повітря складав 12-13 Бк $\cdot\text{м}^{-3}$, а 3 травня у м. Первомай-

ську, м. Кіровограді, смт. Арбузинка досягнув $50-60 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$. Починаючи з 4 травня спостерігалось значне зменшення їх активності, а у другій половині травня ці радіоактивні гази взагалі перестали реєструватися у повітрі.

Динаміка вмісту радіоізоотопів цезію у повітрі була ідентична динаміці ^{131}I , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$. У перших числах травня відбувалося підвищення ^{137}Cs , ^{134}Cs у повітрі, максимум ($\sim 25 \text{ Бк/м}^3$ у м. Первомайську, $\sim 13 \text{ Бк/м}^3$ у м. Миколаєві) прийшовся на 3 травня, після чого спостерігалось поступове зниження вмісту радіоізоотопів цезію у повітрі (рис. 2.5.5).

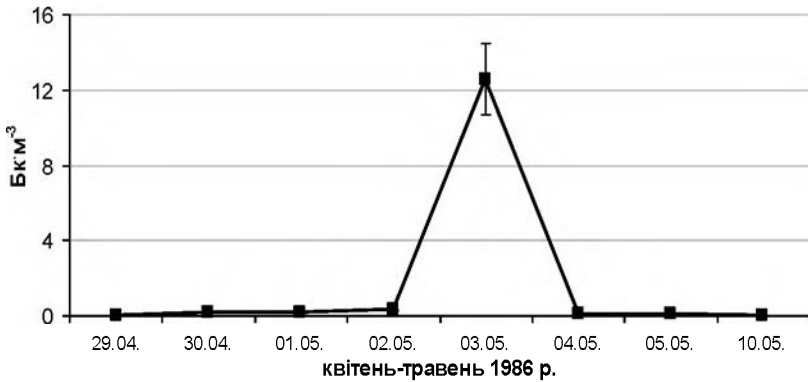


Рис. 2.5.5. Динаміка $^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ у повітрі південного регіону України протягом квітня-травня 1986 р. (типові дані)

Присутність вказаних радіонуклідів у повітрі регіону у перші дні після аварії на ЧАЕС призвела до підвищення сумарної радіоактивності приземного шару атмосферного повітря над територією м. Кіровограда, м. Первомайська, м. Вознесенська та м. Миколаєва від $10-15 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (30 квітня) до $130-200 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-3}$ (3 травня) (рис. 2.5.6). Більше 50% цієї активності було сформовано ^{131}I , майже 40% – інертними радіоактивними газами ($^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$).

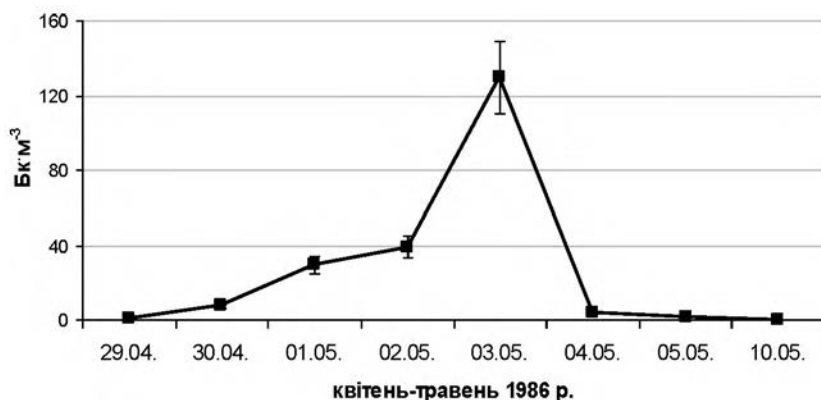


Рис. 2.5.6. Динаміка сумарної радіоактивності повітря у південному регіоні України протягом квітня-травня 1986 р.

Ретроспективний аналіз даних вимірів потужності експозиційної дози на місцевості свідчив, що динаміка ПЕД протягом квітня-травня 1986 р. була аналогічною до динаміки розповсюдження аварійно-радіаційного забруднення у повітрі (рис. 2.5.7).

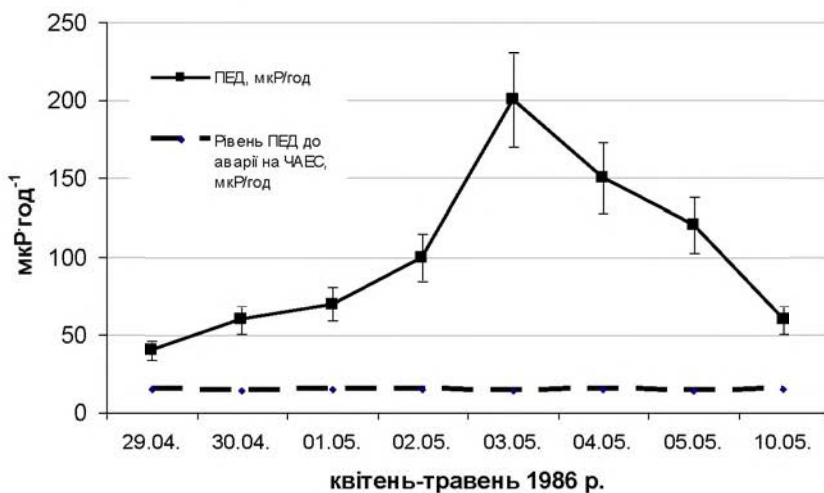


Рис. 2.5.7. Динаміка потужності експозиційної дози у повітрі південного регіону України протягом квітня-травня 1986 р. (типіві дані)

Так, після поступового з 28–29 квітня підвищення рівня потужності експозиційної дози до 30–40 мкР/год, максимум (200 мкР/год) зафіксовано 3 травня, після чого рівень потужності експозиційної дози став знижуватися, і в середині травня досягнув доаварійних величин.

За допомогою кореляційно-регресійного аналізу встановлено лінійний зв'язок ($R^2=0,93$) між вмістом ^{131}I у повітрі та рівнем потужності експозиційної дози. Це дозволило визначити рівень ПЕД (250 мкР/год), який відповідає гранично допустимій концентрації ^{131}I у повітрі ($5,55 \text{ Бк/м}^3$) (рис. 2.5.8.). Результати цього кореляційно-регресійного аналізу було використано при встановленні межі для сигнальних датчиків розгорнутої на території Миколаївської області у 1989 р. автоматизованої системи радіаційного контролю (АСРК).

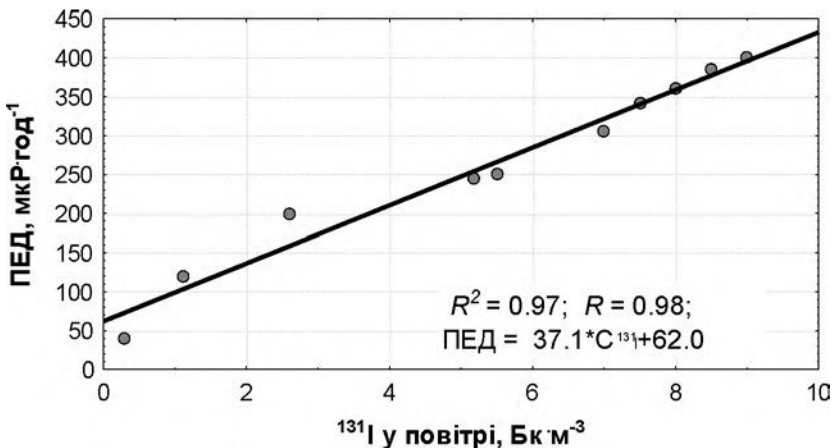


Рис. 2.5.8. Залежність між вмістом ^{131}I у повітрі ($C_{^{131}\text{I}}$) та потужністю експозиційної дози (ПЕД) на території Миколаївської області у травні 1986р.

Поверхнева активність ^{137}Cs на території Миколаївської області у 1986 р. складала від 12 до 30 $\text{кБк} \cdot \text{м}^{-2}$. Вміст цього радіонукліду у лучних травах з ділянок північно-західних районів Миколаївщини складав $70 \pm 20 \text{ Бк/кг}$. У м. Миколаєві поверхнева активність «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів на ґрунті складала такі величини: за ^{144}Ce до 50 кБк/м^2 , за ^{141}Ce до 24 кБк/м^2 , за ^{90}Sr – 3 кБк/м^2 , за ^{137}Cs – 16 кБк/м^2 . Вміст цих радіонуклідів у трав'яній рослинності у м. Миколає-

ві у травні 1986 р. дорівнював: за ^{144}Ce близько 140 Бк/кг, ^{141}Ce близько 350 Бк/кг, ^{90}Sr – близько 120 Бк/кг, за ^{137}Cs – близько 70 Бк/кг.

Станом на кінець травня 1986 р. у пробах молока реєструвалися радіонукліди: ^{131}I , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{140}La , ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{132}Te , ^{137}Cs у кількостях: ^{131}I – 3000 Бк/л, $^{133\text{m}}\text{Xe}$ – 200 Бк/л, $^{95\text{m}}\text{Nb}$ – 300 Бк/л, ^{140}La – 160 Бк/л, ^{103}Ru – 100 Бк/л, ^{141}Ce – 85 Бк/л, ^{132}Te – 100 ± 120 Бк/л, ^{137}Cs – 6 ± 2 Бк/л.

Найбільший рівень мав ^{131}I , який став основним дозостворюючим радіонуклідом за «молочним» шляхом надходження до організму людини у перший післяаварійний рік. Максимальні величини вмісту у молоці ^{140}La , ^{103}Ru складали майже 500 Бк/л. Максимальні значення вмісту $^{133\text{m}}\text{Xe}$ у молоці складали близько 500 Бк/л, $^{95\text{m}}\text{Nb}$ та ^{132}Te – 300 Бк/л, максимальний вміст ^{141}Ce дорівнював близько 100 Бк/л.

Проведені розрахунки за вищенаведеними даними свідчили, що ефективна доза зовнішнього опромінення людини від гамма-випромінюючих радіонуклідів, присутніх у повітрі у квітні-травні 1986 р., становила $0,25 \pm 0,05$ мЗв. Колективна доза зовнішнього опромінення для населення регіону склала 700 ± 50 мЗв. За результатами вмісту ^{131}I у повітрі населених пунктів регіону за двотижневий період (кінець травня – середина квітня) 1986 р. добова ефективна доза від інгаляційного надходження ^{131}I до людини змінювалася у цей двотижневий період, в середньому по регіону, від $1\text{--}1,5 \text{ мкЗв} \cdot \text{добу}^{-1}$ до $7\text{--}9 \text{ мкЗв} \cdot \text{добу}^{-1}$. Повна ефективна доза від інгаляційного надходження ^{131}I до людини за цей двотижневий термін склала $0,02 \pm 0,005$ мЗв, а від суміші радіонуклідів, присутніх у повітрі у 1986 р., ефективна доза склала $0,026 \pm 0,005$ мЗв. Еквівалентна доза для щитовидної залози склала 6,6 мЗв.

Визначено, що ефективна доза опромінення людини від надходження радіонуклідів з молоком у перший післяаварійний рік склала для дорослих і дітей (10 років) відповідно:

- від ^{131}I : $(1,03 \pm 0,12) \cdot 10^{-4}$ Зв – для дорослих, $(1,36 \pm 0,12) \cdot 10^{-4}$ Зв – для дітей;
- від ^{140}La : $(3,70 \pm 0,78) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дорослих, $(4,87 \pm 1,12) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дітей;
- від ^{103}Ru : $(2,55 \pm 0,33) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(3,36 \pm 0,14) \cdot 10^{-6}$ – для дітей;
- від ^{141}Ce : $(1,60 \pm 0,15) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(2,10 \pm 0,18) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;
- від ^{132}Te : $(8,55 \pm 1,25) \cdot 10^{-8}$ Зв – для дорослих, $(1,12 \pm 0,12) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей;

– від ^{137}Cs : $(3,07 \pm 0,12) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дорослих, $(3,71 \pm 0,18) \cdot 10^{-5}$ Зв – для дітей.

Інтегральна величина ефективної дози від надходження суміші радіонуклідів (^{131}I , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{140}La , ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{132}Te , ^{137}Cs) з молоком у 1986р. для дорослого населення Миколаївщини склала близько 0,1 мЗв, для дітей (10 років) – близько 0,2 мЗв. Основний внесок у ці рівні опромінення надали ^{131}I , ^{141}Ce , ^{103}Ru . Колективна доза населення від цього чинника опромінення склала приблизно 50-70 люд-Зв.

Реконструйовано ефективну дозу внутрішнього опромінення людини від надходження суміші «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів: $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{90}Sr з питною водою. Обчислена за таким підходом ефективна доза внутрішнього опромінення людини становила:

від ^{95}Nb $(1,56 \pm 0,10) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дорослих, $(0,90 \pm 0,10) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей;

від ^{103}Ru : $(1,15 \pm 0,10) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(0,82 \pm 0,08) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;

від ^{137}Cs : $(5,32 \pm 0,05) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих, $(3,79 \pm 0,03) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей;

від ^{90}Sr : $(6,95 \pm 0,06) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дорослих, $(4,95 \pm 0,04) \cdot 10^{-7}$ Зв – для дітей.

Ефективна доза від усієї суміші «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів, присутніх у питній воді з водоводу р. Дніпро – Жовтнєве водоймище, за 1986 р. становила $(7,3 \pm 0,7) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дорослих; $(5,2 \pm 0,5) \cdot 10^{-6}$ Зв – для дітей.

Таким чином, за допомогою ретроспективного аналізу результатів радіометрії проб об'єктів довкілля, питної води, харчових продуктів, виконаних у 1986 р. на території Одещини, Миколаївщини, Кіровоградщини та АР Крим, реконструйовано радіаційне навантаження на населення півдня України у перший післяаварійний рік. Через побудовані математичні моделі поведінки «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів у повітрі, молоці, питній воді протягом першого післяаварійного року визначено ефективну дозу опромінення від інгаляційного надходження до людини ^{131}I , $^{85\text{m}}\text{Kr}$, $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru , ^{124}Su , ^{95}Nb , ^{132}Te , ^{140}La , від перорального надходження за «молочним» ланцюгом ^{131}I , $^{95\text{m}}\text{Nb}$, ^{140}La , ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{132}Te , ^{137}Cs та з питною водою ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{137}Cs , ^{90}Sr , а також дози зовнішнього опромінення від цих радіонуклідів. Сумарна доза зовнішнього і внутрішнього опромінення людини від «аварійно-чорнобильських» радіонуклідів за 1986 р. склала близько 0,4 мЗв, колективна доза 300-350 люд-Зв.

Наслідки аварійно-чорнобильського викиду радіонуклідів у наступні роки пов'язані з південним слідом аварійної хмари, який протягнувся з півночі через північно-західні райони. Через вітрове перенесення радіонуклідів створилися локальні ділянки, забруднені радіоцезієм і радіостронцієм. До цього ще додалось перенесення радіонуклідів з річковими водами Дніпра та Південного Бугу. Встановлено, що більшою мірою через «повітряний» шлях забруднилися північно-західні райони Кіровоградської та Миколаївської областей; північні райони Одеської області, Херсонська область та Крим майже не були зачеплені. Поверхнева активність ^{137}Cs та ^{90}Sr ґрунтів цих районів знаходився у межах 10- 327 кБк/м². Забруднення носило плямистий характер: плями з підвищеним вмістом радіонуклідів, в першу чергу ^{137}Cs , розташовувалися у низинах, балках, ярах, тобто у місцях випасу молочної худоби та де, переважно, розташовані підземні джерела питної води (колодязі, свердловини). За результатами радіаційно-гігієнічних досліджень вмісту радіонуклідів у молоці з особистих і колективних господарств, та результатами радіоекологічних досліджень складових «молочного» (ґрунт – кормові трави – молоко – людина) та «водного» (питна вода з підземних джерел – людина) ланцюгів перенесення ^{90}Sr і ^{137}Cs до людини у північно-західних районах встановлено тенденцію до зменшення з часом ефективної дози опромінення людини. Визначено експоненційний вигляд тренду радіаційного навантаження на людину північно-західних районів, за яким на середній стадії післяаварійного періоду темп зниження складав 3-6 мкЗв/рік, на пізній – 0,5-1,0 мкЗв/рік. Очікувана за 50-річний термін після аварії ефективна доза склала для населення північно-західних районів близько 1,0 мЗв.

Опромінення людини від техногенних викидів і скидів радіонуклідів.

Сьогодні на території України експлуатуються такі радіаційно-небезпечні об'єкти (РНО):

- чотири АЕС з 15 діючими блоками;
- дослідницькі реактори в Інституті ядерних досліджень НАН України (м. Київ);
- об'єкт «Укриття»;
- пункти захоронення радіоактивних відходів у Чорнобильській зоні та шість міжобласних спецкомбінатів із захоронення радіоактивних відходів;
- п'ять гірничодобувних комбінатів;
- гідрометалургійний завод з переробки уранової руди;

- Придніпровський хімічний завод з хвостосховищем;
- різні підприємства, які використовують радіоактивні речовини та радіоізотопні прилади.

Крім того, в районі смт. Смоліне Кіровоградської області планувалося побудувати завод з виробництва ядерного палива для українських АЕС, що затверджено «Енергетичною стратегією України на період до 2030 року», державною програмою «Ядерне паливо України» і низкою урядових рішень, прийнятих на виконання «Енергетичної стратегії». Цей об'єкт також можна віднести до РНО.

Під час роботи атомної електростанції в нормальному режимі забезпечується розташування основних радіоактивних продуктів в реакторному блоці та спеціальній системі очищення води та газу. Однак з різних причин невелика кількість радіонуклідів все ж таки потрапляє у навколишнє середовище. Основною причиною потрапляння радіоактивних матеріалів у навколишнє середовище є викиди організованих витоків радіоактивних газів в дегазатор та у резервуар живлення, а також можливі витoki у різних технічних системах, що містять радіоактивні матеріали. З метою зменшення емісійної активності радіоактивне повітря очищається спеціальними фільтрами, встановленими у вентиляційній системі, а після очищення в спеціальній системі газоочищення (СГО) газова суміш скидається у вентиляційну трубу.

«Станційні» (ті, що утворюються при роботі АЕС) радіонукліди утворюються під час поділу ядер ^{235}U або ^{239}Pu та активації нейтронами різних матеріалів, присутніх в активній зоні реактору (конструкційні матеріали, паливо, домішки теплоносія, уповільнювача). Активність цих речовин обумовлена, в основному, короткоіснуючими радіонуклідами. Вони впливають на формування радіаційної ситуації всередині реактору, але через швидкий розпад не представляють небезпеки при виході у навколишнє середовище.

До радіонуклідного забруднення середовища може привести лише вихід радіонуклідів, період напіврозпаду яких більший за декілька хвилин або навіть декілька годин (залежно від фізико-хімічних властивостей та особливостей поведінки у біосфері).

В цілому продукти поділу поділяють на групи:

- радіоактивні благородні гази (Ar, Kr, Xe);
- легкі радіоактивні речовини (наприклад, I, Cs); тритій (^3H);
- нелеткі радіоактивні речовини (наприклад, La, Sr, Rb та інші).

В основному усі продукти поділу, які утворюються всередині реактору, там і залишаються. Незначна частина продуктів поділу внаслідок дифузії потрапляє у простір між паливом і оболонкою ТВЕЛів. Також

газоподібні і леткі продукти поділу (Ar, Kr, Xe, I, Cs, ^3H) можуть надходити у теплоносії в результаті розгерметизації оболонок ТВЕЛів [4].

При нормальній роботі АЕС технологічний потік радіонуклідів надходить у довкілля з вентиляційних труб блоків і з водоскидних каналів. Усереднені нормалізовані газоподібні викиди і скиди за основними типами біологічно значимих радіонуклідів для реакторів ВВЕР наведено у таблиці 2.5.1.

Таблиця 2.5.1

Усереднені нормалізовані газоподібні викиди і рідкі скиди з АЕС з
реакторами ВВЕР (ТБк/ГВт $\times$ рік $^{-1}$)

Величина викиду	Викид в атмосферу			Скид в гідросферу	
	РБГ	ДРН	^3H	ДРН	^3H
мінімум	111	11.1×10^{-4}	-	-	-
максимум	277	2×10^{-2}	7,4	$1,8 \times 10^{-4}$	5,0

Аналіз цих результатів свідчить, що основна маса викидної активності приходить на радіоактивні благородні гази: потужність викиду їх у 10^5 разів перевищує потужність викиду довгоіснуючих аерозолів.

Опромінення населення від роботи ядерних реакторів залежить, в першу чергу, від режиму їхньої роботи, відстані від них і переважаючого напрямку вітру у районі атомної електростанції. У таблиці 2.5.2. наведено структуру індивідуальних ефективних еквівалентних доз, які характерні для АЕС з реакторами типу ВВЕР. Як з неї видно, опромінення від факелу і поверхні ґрунту здійснює головний внесок у сумарну річну ефективну еквівалентну дозу. Основну дозу зовнішнього опромінення створюють радіоактивні благородні гази від хмари викиду, а тривалоіснуючі радіоактивні аерозолі відповідальні за формування дози зовнішнього опромінення від ґрунту.

Таблиця 2.5.2

Структура індивідуальних ефективних еквівалентних доз від викидів і скидів АЕС з реакторами ВВЕР

Шлях опромінення	Внесок у річну ефективну дозу, %
Зовнішнє від факелу	46,0
Внутрішнє від поверхні землі	38,0
Внутрішнє при інгаляції	0,01
Внутрішнє від споживання продуктів харчування	15,0
Внутрішнє за рахунок водовикористання	0,14

Величини викидів АЕС залежать від режиму їхньої експлуатації. Так, на період ремонтних робіт припадає не менше 80% річного викиду, бо при їх проведенні істотно змінюються внутрішні умови реакторної зони, які, в першу чергу, пов'язані з розхолодженням зони і розгерметизацією основного технологічного устаткування, що може призводити до появи у довкіллі летких радіонуклідів. Крім того, істотно збільшується внесок у сумарну радіоактивність, яка викидається у таких випадках, радіонуклідів корозійного і активаційного походження, що в цілому може відбитися на структурі ефективних еквівалентних доз. З таблиці 2.5.2. видно, що при нормальній роботі внесок внутрішнього опромінення складає близько 15% від сумарної дози і є значно меншим за зовнішнє опромінення, при чому інгаляційна компонента сумарної дози опромінення людини складає лише 0,01%.

2.6. Світові підходи до нормативно-технічного регулювання у галузі радіаційної безпеки

Радіаційна безпека людини забезпечується системою законодавчих актів та правил, спрямованих на обмеження виникнення стохастичних і детерміністичних ефектів у людини від різних джерел іонізуючого випромінювання.

Оцінка стохастичних ефектів, головним чином, канцерогенних, у теперішній час базується на лінійній безпороговій концепції «доза – ефект», головний зміст якої полягає в тому, що деякий кінцевий ризик, навіть дуже малий, повинен бути прийнятий до уваги на будь-якому рівні захисту. Цієї концепції дотримуються МКРЗ, НКДАР ООН і НКРЗ України при оцінці і прогнозуванні втрат від використання джерел іонізуючого випромінювання і при проведенні практичних розробок у галузі радіаційного захисту та радіаційної безпеки. Визнання МКРЗ та іншими міжнародними організаціями цієї концепції в якості основи для регламентації опромінення людини надало, разом зі встановленням дозових лімітів, стимул у напрямку максимального зниження додаткових навантажень на людину.

Реалізація такого підходу у системі захисту, проголошеній МКРЗ, будується на засадах трьох основних принципів:

- *принцип обґрунтування*: жодний вид використання іонізуючого випромінювання не повинен вводитися у практику, якщо він не дає реальної користі;

- *принцип оптимізації*: усі дози опромінення повинні підтримуватися на таких низьких рівнях, яких тільки можливо досягнути з урахуванням економічних і соціальних факторів (принцип *ALARA*);

– *принцип нормування*: доза опромінення окремих осіб не повинна перевищувати ліміту, рекомендованого Комісією для відповідних умов.

Таким чином, основні принципи регламентації опромінення людини передбачають, що профілактика нестохастичних ефектів забезпечується достатньо низьким лімітом ефективної дози. При цьому передбачається, що ліміт дози, перевищення якого може викликати відповідні ефекти, не буде досягнутий протягом усієї діяльності людини за усе життя.

Концепція ефективної дози, як узагальненої інтегральної характеристики ефекту опромінення, є у діючий час загальноприйнятою для міжнародних організацій МКРЗ, МАГАТЕ, НКДАР ООН і країн Європи, США, Японії. Вважається, що вона найкращим чином пристосована для задач прийняття рішень і планування заходів, бо дозволяє єдиним чином охарактеризувати ефекти опромінення різних типів, яке діє на різні органи людини.

Від початку впровадження нормування гранична доза дози опромінення персоналу зменшилася у 78 разів: у 1925 р. ця доза становила 1560 мЗв/рік; 1934 р. – 300 мЗв/рік; 1954 р. – 150 мЗв/рік; 1958 р. – 50 мЗв/рік; 1990 р. – 20 мЗв/рік. При цьому безпечний рівень опромінення населення впродовж XX століття зменшився у тисячі разів. За цей період з'явилися нові джерела іонізуючого випромінювання, які завдають хронічного опромінення людини. Для населення України межа безпечної дози з 1952 року змінилася від 15 мЗв/рік до 1 мЗв/рік. Сьогодні більшість фахівців-радіобіологів наголошують на подальшому зменшенні цієї дози до 0,25 мЗв/рік, а за матеріалами окремих радіоекологічних досліджень діапазон безпечних рівнів перебуває у межах від 0,02 до 0,002 мЗв/рік.

Вважається, що найважливішу роль в удосконаленні системи нормування та радіаційного захисту людини повинно відіграти врахування зміни радіочутливості, як групової, так і індивідуальної. Проблема полягає в тому, що всі розрахунки радіаційних норм розроблені для умовно «стандартної людини» – чоловіка віком 20 років із добрим станом здоров'я. Зрозуміло, що такої «стандартної людини» в природі не існує. Навіть у складі будь-якої групи, однорідної етнічно, за віком, статтю та фізіологією, в певний момент часу завжди існують варіації між двома індивідами за радіочутливістю, що зумовлює їхні індивідуальні зміни радіочутливості. Придатним для використання вважають нормування, яке враховуватиме «необхідність захисту не „середньої людини”, а найчутливіших груп населення: вагітних жінок, дітей, пенсіонерів, хворих тощо».

2.7. Національна база нормативно-технічного регулювання у галузі радіаційної безпеки України

Національне нормативно-технічне регулювання у галузі радіаційної безпеки здійснюється через впроваджені стандарти, нормативи, закони, такі як:

- Норми радіаційної безпеки України (НРБУ);
- Державні будівельні норми (ДБН);
- Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання», інші.

Норми радіаційної безпеки України охоплюють систему принципів, критеріїв, нормативів та правил, дотримання яких є обов'язковим в політиці держави щодо забезпечення протирадіаційного захисту людини та радіаційної безпеки. НРБУ є основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятих рівнів опромінення як для окремої людини, так і для суспільства взагалі і є обов'язковими для виконання всіма юридичними та фізичними особами, які проводять практичну діяльність з джерелами іонізуючого випромінювання.

Метою НРБУ-97 є визначення основних вимог до:

- охорони здоров'я людини від можливої шкоди, що пов'язана з опроміненням від джерел іонізуючого випромінювання;
- безпечної експлуатації джерел іонізуючого випромінювання;
- охорони навколишнього середовища.

Мета НРБУ-97 досягається шляхом введення гігієнічних регламентів, які забезпечують:

- запобігання виникнення детерміністичних ефектів у осіб, що зазнали опромінення;
- обмеження на прийнятному рівні імовірності виникнення стохастичних ефектів.

Згідно положень НРБУ введено такі поняття про категорії населення, що зазнають опромінення:

- категорія А (персонал) – це особи, які постійно чи тимчасово працюють безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань;
- категорія Б (персонал) – особи, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань; але у зв'язку з розташуванням робочих місць в приміщеннях об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінювання;
- категорія В – все населення.

Для оцінки рівня опромінення людини у НРБУ-97/Д-2000 використовується концепція ефективної дози, зокрема річної ефективної дози (РЕД) як суми ефективної дози зовнішнього опромінення протягом року та очікуваної ефективної дози внутрішнього опромінення, яка сформована надходженням радіонуклідів до людини протягом одного року. Для категорії А введено поняття «гранично допустима доза» (ГДД): гранично допустима доза – це найбільше значення індивідуальної дози за рік, котре при рівномірному впливі протягом 50 років не викликає в стані здоров'я персоналу несприятливих змін, які виявляються сучасними методами. Для категорії Б використовується поняття «межа дози» (МД) – це найбільше середнє значення індивідуальної ефективної дози за календарний рік, при якому рівномірне опромінення протягом наступних 70 років не може привести до несприятливих змін у стані здоров'я людей. Межа річного надходження (МРН) – це допустимий рівень надходження радіонуклідів в організм людей категорії В. МРН – це таке надходження радіонуклідів до організму людини протягом року, яке за наступні 70 років створить у критичному органі максимальну еквівалентну дозу.

Таблиця 2.6.1

Ліміти дози опромінення (мЗв/рік)

Найменування		Категорія осіб, які зазнають опромінення		
		А а) б)	Б а)	В а)
ЛД _Е (ліміт ефективної дози)		20	2	1
Ліміт еквівалентної дози зовнішнього опромінювання	ЛД _{lens} (для кришталика ока)	150	15	15
	ЛД _{skin} (для шкіри)	500	50	50
	ЛД _{extrim} (для кистей та стоп)	500	50	-

Примітки: а) – розподіл дози опромінювання протягом календарного року не регламентовано; б) – для жінок дітородного віку (до 45 років), які належать до категорії А, середня еквівалентна доза зовнішнього опромінювання (зародку та плоду) за будь-які 2 послідовні місяці не повинна перевищувати 1 мЗв/рік. (При цьому за весь період вагітності ця доза не повинна перевищувати 2 мЗв/рік, а ліміт річного надходження для вагітних встановлюється на рівні 1/20 ДН^А, для вагітних жінок на виробництві (категорії А, Б) встановлені ДР в 20 раз нижчі,

ніж для відповідних ДР категорії А; ^{в)} – в середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 50 мЗв/рік (ЛД_{max}).

Оскільки ступінь ураження органів залежить не лише від величини еквівалентної дози, яка поглинута органом, а й від природи випромінювання, то встановлено ГДД та МД для трьох груп органів, які наведено у таблиці 2.7.2.

Таблиця 2.7.2

ГДД та МД для трьох груп органів

Групи критичних органів	Гранично допустима доза для категорії А, мЗв /рік	Межа дози для категорії Б, мЗв /рік
I група – все тіло, гонади, червоний кістковий мозок	5	0,5
II група – м'язи, печінка, легені, селезінка, нирки та інші	15	1,5
III група – шкіра, кістки, голімки, стопи	30	3

НРБУ-97 встановлює два принципово відмінні підходи до забезпечення протирадіаційного захисту:

– при всіх видах практичної діяльності²⁶ в умовах нормальної експлуатації індустриальних та медичних джерел іонізуючого випромінювання;

²⁶ *Практична діяльність* – діяльність людини, що пов'язана з використанням джерел іонізуючого випромінювання та спрямована на досягнення матеріальної чи іншої користі, яка призводить чи може призвести до контрольованого та передбачуваного наперед: деякого збільшення дози опромінення; та/або створення додаткових шляхів опромінення; та/або збільшення кількості людей, які зазнають опромінення; та/або зміни структури шляхів опромінення від усіх, пов'язаних з цією діяльністю джерел. При цьому може збільшуватися доза, імовірність опромінення, або кількість людей, які опромінюються. До практичної діяльності відносяться: виробництво джерел випромінювання; використання джерел випромінювання і радіоактивних речовин в медицині, дослідженнях, промисловості, сільському господарстві, освіті тощо; виробництво ядерної енергії, включаючи всі елементи паливно-енергетичного циклу; зберігання та транспортування джерел іонізуючого випромінювання; поводження з радіоактивними відходами.

– при втручанні²⁷, що пов'язане з опромінюванням населення в умовах аварійного опромінення, а також при хронічному опромінюванні за рахунок техногенно-підсилених джерел природного походження.

Радіаційна безпека та протирадіаційний захист у практичній діяльності виходять з вищенаведених принципів: принципу виправданості; принципу неперевищення; принципу оптимізації. Ліміти доз встановлені на рівнях, що виключають можливість виникнення детерміністичних ефектів опромінення і водночас гарантують таку низьку ймовірність виникнення стохастичних ефектів опромінення, яка прийнятна як для окремих осіб, так і для суспільства в цілому.

Таким чином, встановлення конкретних регламентованих величин, прийнятих в НРБУ обґрунтовано необхідністю дотримання сформульованих МКРЗ принципів, відповідно до яких уся система обмежень у сфері захисту людини від дії іонізуючого випромінювання не привела б до прояву шкідливих стохастичних ефектів серед будь-яких контингентів опромінених осіб та їхніх нащадків.

НРБУ-97 не поширюються на:

- опромінення від природного радіаційного фону;
- опромінення в умовах повного звільнення практичної діяльності (джерел іонізуючого випромінювання) від регулювання.

2.8. Міжнародне регулювання ядерної і радіаційної безпеки. Директиви ЄС

За визначенням, яке надане у Законі України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» (стаття 1):

- «радіаційна безпека – це дотримання допустимих меж радіаційного впливу на персонал, населення та навколишнє природне середовище, встановлених нормами, правилами та стандартами з безпеки»;

²⁷ *Втручання* – такий вид людської діяльності, що завжди спрямований на зниження та відвернення неконтрольованого та непередбачуваного опромінення або імовірності опромінення в ситуаціях: аварійного опромінення (гострого, короткочасного або хронічного); хронічного опромінення від техногенно-підсилених джерел природного походження; інших ситуаціях тимчасового опромінення, визначених регулюючим органом як таких, що вимагають втручання.

– «ядерна безпека – це дотримання норм, правил, стандартів та умов використання ядерних матеріалів, що забезпечують радіаційну безпеку».

Основними завданнями ядерного законодавства відповідно до статті 3 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» є:

– правове регулювання суспільних відносин під час здійснення всіх видів діяльності у сфері використання ядерної енергії;

– створення правових засад системи управління у сфері використання ядерної енергії і системи регулювання безпеки під час використання ядерної енергії;

– встановлення прав, обов'язків і відповідальності органів державної влади, підприємств, установ і організацій, посадових осіб і персоналу, а також громадян стосовно їх діяльності, пов'язаної з використанням ядерної енергії;

– визначення основних принципів радіаційного захисту людей та навколишнього природного середовища;

– забезпечення участі громадян та їх об'єднань у формуванні державної політики у сфері використання ядерної енергії;

– сприяння подальшому зміцненню міжнародного режиму безпечного використання ядерної енергії.

Міжнародне Агентство з атомної енергетики (МАГАТЕ) відіграє особливу роль у контексті міжнародної системи радіаційного захисту, розробляє і видає достатньо широку серію стандартів безпеки у сфері використання ядерної енергії.

Важливим кроком для міжнародної спільноти стало прийняття Конвенції про ядерну безпеку від 20 вересня 1994 року. Україна ратифікувала цей документ 17 грудня 1997 року.

Протягом багатьох років міжнародна спільнота прагне створити та удосконалити систему оперативного оповіщення про ядерні аварії та несправності на АЕС, якщо вони супроводжуються загрозою транскордонного перенесення радіоактивних речовин. Мета такої системи – зведення до мінімуму наслідків таких аварій для інших держав, своєчасне вжиття заходів для захисту здоров'я та безпеки населення та довкілля. «Конвенція про оперативне оповіщення про ядерну аварію» і «Конвенція про допомогу у випадку ядерної аварії чи радіаційної аварійної ситуації», які розроблені МАГАТЕ, стали основою для такої системи. «Конвенція про оперативне оповіщення про ядерну аварію» охоплює питання неконтрольованих викидів радіоактивних речовин з будь-якого джерела, незалежно від його походження чи місця знахо-

дження, якщо вони можуть мати значення з точки зору радіаційної безпеки. У відповідності з даною конвенцією необхідно оповістити всі зацікавлені сторони про будь-яку аварію, де б вона не виникла (на землі, в морі чи в космосі). Єдиними виключеннями є аварії, пов'язані з ядерною зброєю чи її випробуванням.

МАГАТЕ виступає в якості центрального пункту для отримання повідомлень про ядерну аварію та надання державам-учасникам, державам-членам і відповідним міжнародним організаціям інформації, якої воно володіє. Згідно з Конвенцією МАГАТЕ має такі повноваження: веде перелік національних органів, відповідальних за надання та отримання повідомлень, пунктів зв'язку, а також пунктів зв'язку міжнародних організацій, і надає його державам-учасникам і державам-членам МАГАТЕ та відповідним міжнародним організаціям. У відповідності зі своїм Статутом та на запит держави-учасниці, яка сама не здійснює ядерної діяльності і межує з державою, котра активно її здійснює, але не є учасницею конвенції, МАГАТЕ проводить дослідження можливості та доцільності надійної системи радіаційного контролю з метою сприяння досягненню цілей Конвенції (стаття 8). Агентство також негайно повідомляє державам-учасникам, іншим 120 державам і відповідним міжнародним міждержавним організаціям про ядерну аварію, її характер, час та точне місцезнаходження. Таким чином, відповідно з положеннями Конвенції про надання допомоги, МАГАТЕ має дві групи повноважень. Перша група – права з обміну та узгодженню інформації, засобів надання допомоги до виникнення ядерної аварії чи радіаційної ситуації. До неї належать: отримання та розповсюдження інформації щодо експертів, обладнання та матеріалів, які можуть бути надані у випадку ядерної аварії чи радіаційної ситуації, розроблення програм радіаційного контролю процедур та інше. Друга група повноважень стосується надання допомоги у випадку виникнення ядерної аварії чи радіаційної аварійної ситуації і включає в себе: надання державі-учасниці чи державі-члену, що звернувся за допомогою у випадку ядерної аварії чи радіаційної ситуації, відповідних засобів, призначених для проведення першочергової оцінки аварії чи аварійної ситуації, надання необхідних послуг державам

До основних активів, які розробило МАГАТЕ, належать: «Основні міжнародні стандарти безпеки радіаційних джерел» (1996), «Основні стандарти безпеки для захисту здоров'я населення і персоналу від небезпеки іонізуючого випромінювання» (1996), «Правила безпечного перевезення радіоактивних матеріалів» (2005), «Реєстрація та ліцензування радіоактивних джерел» (2007), «Інспекція радіоактивних джерел і правила підсилення» (2007) та інші.

Одним з найголовніших документів, які виступають в якості допомоги зі сторони Європейського Союзу для вдосконалення системи нормативно-правового регулювання в сфері використання ядерної енергії, ядерної та радіаційної безпеки в Україні, виступає Директива Ради 2013/59/Євратом.

Основні цілі документу направлені на:

1. Врахування останніх наукових розробок (наприклад – Публікація 103 МКРЗ), технологічного розвитку, а також накопиченого досвіду в забезпеченні радіаційної безпеки.
2. Регулювання всіх джерел випромінювання, що піддаються регулюючому контролю, в тому числі – природних джерел (NORM).
3. Розширення сфери регулювання та деталізація вимог до захисту в усіх ситуаціях опромінення (планові, існуючі та надзвичайні).
4. Інтеграцію підходів до захисту працівників, населення, пацієнтів і навколишнього середовища.
5. Гармонізацію числових критеріїв безпеки з новітніми міжнародними стандартами.

Оновлена Директива розширює застосування на цілий ряд джерел і категорій опромінення та охоплює захист населення та довкілля, професійне та медичне опромінення. Директива охоплює захист:

- працівників, зокрема, на робочих місцях з радоном та природними радіоактивними матеріалами;
- населення, зокрема, від радону в житлових приміщеннях;
- пацієнтів, зокрема, щодо уникнення інцидентів і аварій. Директива також посилює вимоги до готовності та реагування на надзвичайні ситуації.

Директива розширює своє застосування на цілий ряд джерел і категорій опромінення, охоплює захист працівників на робочих місцях (ліміт дози для професійного опромінення встановлено 20 мЗв в будь-який окремий рік), робітників, що працюють з природними джерелами іонізуючого випромінювання; а також населення, зокрема від радону в житлових приміщеннях. При цьому цілями нової Директиви є врахування останніх наукових розробок, технологічного розвитку, а також накопиченого досвіду в забезпеченні радіаційної безпеки; регулювання всіх джерел випромінювання, що піддаються регулюючому контролю, в тому числі – природних джерел; гармонізація числових критеріїв безпеки з новітніми міжнародними стандартами. Новою вимогою є і необхідність оцінки сумарної ефективної дози опромінення людини від всіх авторизованих джерел.

2.9. Атомна енергетика. Безпека і перспективи розвитку

Ядерне паливо. Джерелом енергії в ядерному реакторі служить ланцюгова реакція поділу важких ядер під дією нейтронів. У кожному акті поділу поглинається 1 нейтрон, а утворюється, як правило, у середньому, від 2 до 3 нейтронів. Повне енерговиділення на 1 акт дорівнює приблизно 200 MeV, з них біля 5 MeV припадає на вторинні нейтрони. Таке енерговиділення визначає велику теплотворну здатність ядерного палива (що у мільйони разів вище за теплотворну спроможність хімічного палива), а вторинні нейтрони підтримують ланцюгову реакцію.

Володіють здатністю до поділу і беруть участь у ланцюговій реакції поділу ^{233}U , ^{235}U , ^{239}Pu , ^{241}Pu . У природі зустрічається лише ^{235}U , до того ж його вміст у природному урані невеликий: усього 0,7%. Інші 99,3% приходяться на ізотоп ^{238}U . У взаємодії нейтронів з ядрами ^{238}U реакція захоплення нейтрону без поділу превалює над реакцією поділу, тому у природному урані ізотоп ^{238}U є в основному поглиначем нейтронів і гальмує протікання ланцюгової реакції поділу на ядрах ^{235}U . Для її здійснення необхідно або збагатити природний уран, більш ніж на порядок збільшивши у ньому вміст ^{235}U , або забезпечити у зоні реакції процес сповільнення нейтронів до теплових швидкостей, при яких процес поділу ^{235}U зростає майже у 1000 разів у порівнянні з процесом поділу швидкими нейтронами.

Перший спосіб використовується для здійснення ланцюгової реакції поділу у реакторі на швидких нейтронах, другий – у реакторі на теплових нейтронах, в активній зоні якого встановлюється той чи інший сповільнювач нейтронів. Паливом такого реактора виступає природний уран, частіше збагачений до 1,8-4,4%.

Типи ядерних енергетичних способів. У відповідності до двох способів здійснення ланцюгової реакції ділення усі реактори поділяються на 2 основні категорії – реактори на теплових носіях і реактори на швидких нейтронах.

Основна частина будь-якого реактору – активна зона, яка створюється завантаженням ядерного палива у вигляді тепловиділяючих елементів (твелів). У ній протікає ланцюгова реакція ділення. Тепло, яке виділяється у твелах, відводиться теплоносієм, який безперервно циркулює через активну зону.

Важлива частина реактора – система управління і захисту реактору (СУЗ), за допомогою якої здійснюється управління роботою реактору, його увімкнення та вимикання. У СУЗ використовуються спеціальні стрижні, які вміщують речовини, які активно поглинають нейтрони (бор, кадмій та ін.). Ввід цих стрижнів у канали СУЗ активної зони

призводить до припинення ланцюгової реакції ділення, а запуск реакції і управління її інтенсивністю здійснюють частковим або повним виводом стрижнів із СУЗ.

Особливістю реактора на теплових носіях є наявність сповільнювача в активній зоні. Ним можуть бути спеціальні речовини, які розміщуються в активній зоні, або сам теплоносії. Найбільш широко використовуються в якості сповільнювача вода або графіт.

Розглянемо найбільш розповсюджений реактор ВВЕР – водно-водяний енергетичний реактор – у якому вода виступає одночасно і сповільнювачем, і теплоносієм. ВВЕР – корпусний реактор з водою під тиском. Активна зона складається з тепловиділяючих збірок (ТВЗ) і каналів із паливними стрижнями СУЗ (рис. 2.8.1).



Рис. 2.8.1. Конструкція реактора ВВЕР

В ТВЗ розміщений пучок твелів, які представляють собою порожні циліндри з цирконієвого сплаву довжиною 2,5-3,0 м і діаметром біля 1 см, які заповнені таблетками UO_2 . Для передачі тепла з активної зони використовується двоконтурна схема. Циркуюча у першому контурі вода знаходиться під великим тиском (біля 15,7 МПа), що не дає воді закипати. За допомогою головного циркуляційного насоса вода подається у реактор, проходить через активну зону, нагрівається за рахунок тепловиділення у твелах і надходить у парогенератор. Проходячи крізь нього, вона нагріває воду другого контуру до кипіння, при цьому охолоджується, далі головний циркулюючий насос знову повертає її у реактор. Пар, який утворюється у парогенераторі, надходить на турбогенератор. Відпрацьований пар охолоджується і конденсується у воду, яку насос другого контуру знов подає у парогенератор (рис. 2.8.2).

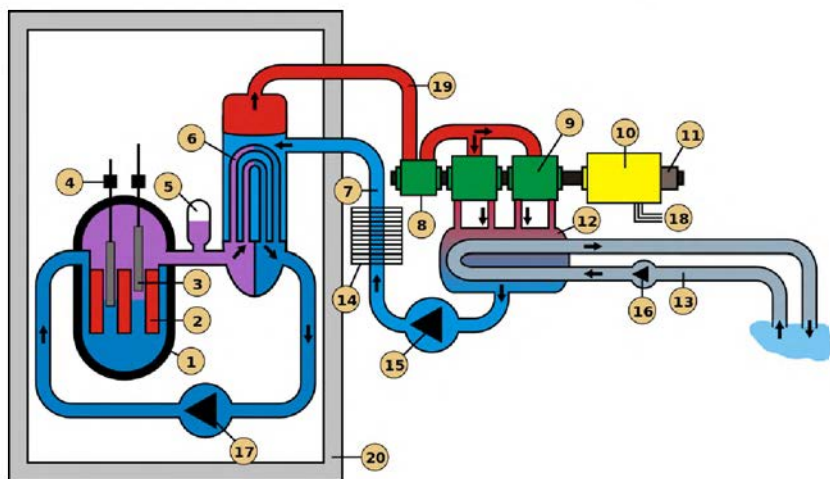


Рис. 2.8.2. Умовна схема енергоблоку з водо-водяним реактором. 1 – реактор, 2 – паливо, 3 – регулювальні стрижні, 4 – приводи СУЗ, 5 – компенсатор тиску (КТ), 6 – теплообмінні трубки парогенератора, 7 – подача живильної води в парогенератор, 8 – циліндр високого тиску турбіни (ЦНВ), 9 – циліндр низького тиску турбіни (ЦНТ), 10 – генератор, 11 – збудник, 12 – конденсатор, 13 – система охолодження конденсаторів турбіни, 14 – підігрівачі, 15 – турбоживильний насос, 16 – конденсатний насос, 17 – головний циркуляційний насос (ГЦН), 18 – підключення генератора до мережі, 19 – подача пари на турбіну, 20 – гермооболонка.

В реакторах ВВЕР герметичний металевий кожух твелів (з цирконієвого сплаву) не дозволяє виходу радіоактивних продуктів ділення з палива до теплоносія. Однак, у процесі експлуатації реактора в окремих твелах внаслідок корозії конструкційних матеріалів, також радіоактивних, вони забруднюють воду першого контуру, звеличуючи її радіоактивність.

В двоконтурних схемах (ВВЕР) перший та другий контури ізолювані, тому радіоактивні речовини не переходять у другий контур і не спричиняють його забруднення. Але також через корозійні дефекти в теплообміннику парогенератора можуть виникати невеликі протікання радіоактивної води із першого контуру у другий. Тому тут також є система очищення.

Стан розвитку атомної енергетики у світі

За даними МАГАТЕ, на 1 січня 2023 р. у світі діяло 433 реактори загальною потужністю 349 ГВт, що забезпечувало виробництво близько 6% всієї енергії та 17% електроенергії. На стадії будівництва перебувало 37 реакторів загальною потужністю 31 ГВт. Основна їх частина припадає на країни Далекосхідного регіону (Японія, Китай та Південна Корея).

Атомна енергетика (АЕ) як галузь промисловості, що потребує застосування передових технологій, набула особливо великого розвитку в країнах Європейського Союзу: 35% електроенергії тут генерується на атомних електростанціях (АЕС), 27% – одержують з твердого органічного палива, 16 % – з природного газу, 14 % – на гідроелектростанціях та за допомогою інших поновлюваних джерел, 8 % – з використанням нафти.

Найбільша кількість енергоблоків розташована у США, а далі, в порядку зменшення їх кількості, йдуть Франція, Японія, Німеччина та інші країни. Україна нині посідає восьме місце в світі за потужністю своїх АЕС.

Основний тип АЕС у більшості країн – легководні реактори під тиском PWR (Pressurized Water Reactors) та подібні їм за конструкцією водо-водяні енергетичні реактори ВВЕР (65% усієї наявної потужності). Ще один поширений вид реакторів – легководні киплячі BWR (Boiling Water Reactors), на які припадає 22% потужності всіх реакторів. В Англії набули розвитку газоохолоджувані реактори типів GCR та AGR (Gas Cooled Reactors та Advanced Gas Reactors), потужність яких становить 3,4% від світової. Канада надає перевагу розвитку важководних реакторів під тиском PHWR (Pressurized Heavy Water Reactors), зокрема найвідомішому їх типові – CANDU (CANadian

Deuterium-Uranium). На них припадає 4,5% потужності всіх діючих у світі реакторів. Частка реакторів типу РБМК (реактори великої потужності каналного типу) становить 3,9% від загальної їх кількості. Усі згадані реактори використовують енергію теплових (уповільнених) нейтронів. І, нарешті, потужність реакторів, які працюють на швидких нейтронах – FBR (Fast Breeder Reactors), становить близько 0,3% [1].

Наявність багатьох типів діючих реакторів – результат пошуку їх оптимальної конструкції. До того ж кожен з них відображає рівень розвитку технології у конкретних країнах та можливості ядерного паливного циклу.

Темпи зростання потужностей атомної енергетики у більшості країн були максимальними у 60–70-х роках, далі поступово зменшувалися, і нині вона розвивається тільки в окремих країнах. Причиною цього стали різноманітні технічні, економічні, соціальні та політичні проблеми. До технічних належить необхідність перегляду норм безпеки, яка стала очевидною після великої аварії на АЕС у Три-Майл-Айленді у США (1979 р.), Чорнобильської катастрофи (1986 р.) та ряду менш масштабніших аварій на різних АЕС. МАГАТЕ визначило обсяг технічних заходів, спрямованих на істотне підвищення безпечності всіх діючих реакторів, і встановило нові норми, згідно з якими ймовірність великої аварії з пошкодженням активної зони не повинна перевищувати 10^{-4} реакторо-років, а ймовірність аварії з викидом радіонуклідів за межі реактора має бути не вищою за 10^{-5} . Для нових реакторів, що перебувають на стадії розробки, встановлено нижню межу аварії останнього типу у 10^{-6} реакторо-років [3] – що забезпечує рівень безпеки, за якого за мільйон років роботи реактора може статися одна гіпотетична аварія (при тому, що проектний термін служби реактора становить 30–50 років).

Підвищення вимог до безпечності реакторів призвело до зростання вартості, що за ринкових умов негативно позначилося на темпах їх подальшого спорудження. До цього додалося негативне ставлення значної частини населення до атомної енергетики як до потенційно небезпечного енергоджерела і відсутність широкої громадської підтримки. Водночас АЕ характеризується значно меншим ризиком, пов'язаним з постачанням палива та нестабільністю цін на нього. Адже необхідні обсяги постачання палива тут малі, тому можна створити його стратегічні резерви на багато років. Це допомагає зберігати енергетичну незалежність державам, які не мають достатніх запасів органічного палива.

Кожна країна формує свою енергетичну політику з урахуванням усіх цих факторів, віддаючи перевагу розвитку того чи іншого дже-

рела енергії. Останнім часом різні країни дедалі частіше орієнтуються на пріоритетний розвиток атомної енергетики. І тут істотну роль відіграє розробка конструкцій нових, удосконалених реакторів, які за своїми технічними та економічними показниками й рівнем безпеки значно перевершують існуючі [4].

Застосування новітніх технологій може відкрити принципово нові шляхи розвитку АЕ у майбутньому. Один з них – так званий електроядерний метод, коли сам реактор перебуває у підкритичному стані і нейтрони, необхідні для керованої ланцюгової реакції поділу ядер, вводяться в активну зону за допомогою прискорювача протонів. Такий метод практично розв'язує проблему безпеки, виключає можливість аварій, не потребує введення поглинаючих стержнів у активну зону. Робота самого реактора при цьому задається режимом роботи прискорювача. Додаткова важлива перевага електроядерного методу – відсутність необхідності збагачення урану, можливість застосування збідненого урану та використання торієвого паливного циклу. Завдяки цьому можна здійснити трансмутацію елементів, що утворюються під час роботи реактора, і позбутися у такий спосіб найшкідливіших довгоіснуючих трансуранових елементів.

Заслужують на увагу також дослідження у галузі термоядерного синтезу, що ведуться вже протягом півстоліття. Енергія, яка виділяється під час синтезу легких ядер, на порядок перевищує ту, що використовується у результаті реакції поділу важких ядер. Нині за участю країн Європейського Союзу, Японії розробляється проєкт створення Міжнародного термоядерного реактора (ІТЕР), який може стати прототипом промислового реактора майбутнього.

Ядерний паливний цикл. Повний ядерний паливний цикл (ЯПЦ) охоплює всі процеси, пов'язані з видобутком уранової руди, наступною концентрацією урану, збагаченням природного урану його ізотопом ^{235}U , виготовленням паливних елементів, їх використанням на АЕС, поводженням з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП), включаючи його переробку та захоронення радіоактивних відходів (світлі лінії на рис. 2.8.3). Без деяких з цих етапів можна обійтися, якщо відсутні можливості для видобутку урану і переробки ВЯП (темні лінії на рис. 2.8.3.).

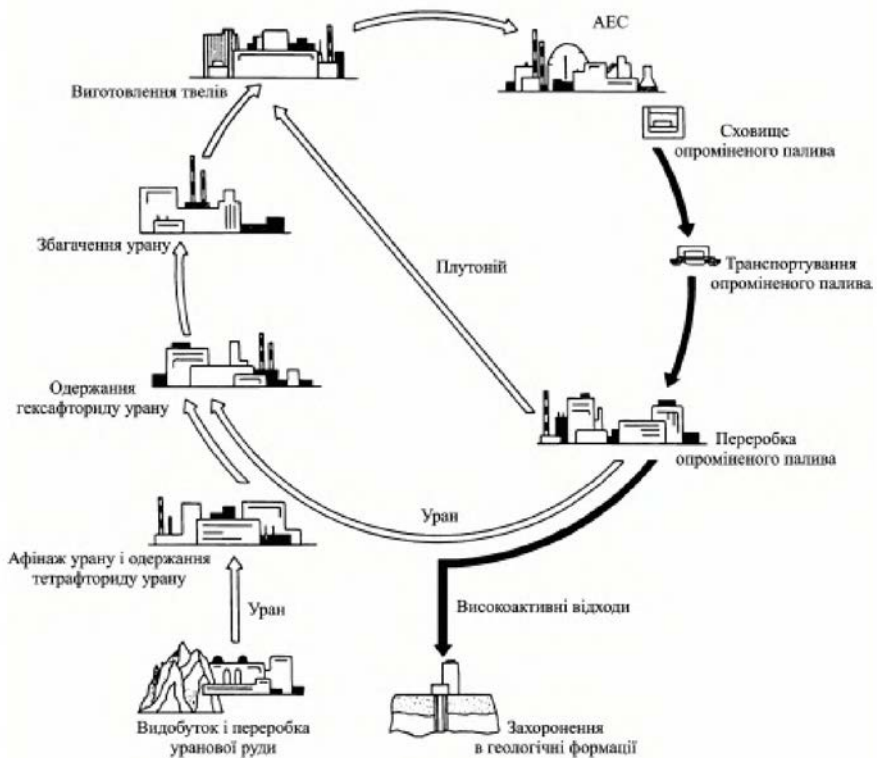


Рис. 2.8.3. Загальна схема ядерного паливного циклу.

За відкритого ЯПЦ відпрацьоване ядерне паливо використовується одноразово, не переробляється і після тривалого зберігання (з метою зменшення його активності) підлягає остаточному захороненню. За замкнутого ЯПЦ використане ядерне паливо переробляється за допомогою радіохімічних методів, з нього вилучають уран і плутоній, які йдуть на виробництво змішаного ядерного палива UO_2 - PuO_2 (MOX) для повторного використання.

Нормальне функціонування атомної енергетики країни може бути забезпечене за наявності розвиненої мережі підприємств ЯПЦ. Потребує розв'язання і проблема відпрацьованого ядерного палива. Його кількість, що утворюється в результаті експлуатації АЕС у світі, невпинно зростає і в 2020 р. досягла 400 тис. тон. Проблема подальшого поводження з ВЯП після його тривалого зберігання розв'язується по-різному. Деякі країни (Франція, Англія) використовують сучасну про-

мислову технологію переробки і вважають такий шлях економічно вигідним. Він дає змогу отримувати, крім додаткового ядерного палива, цінні хімічні елементи для новітніх технологій.

Контрольні питання до розділу 2

1. Що таке колективна еквівалентна доза іонізуючого випромінювання?
2. Що таке індивідуальна доза іонізуючого випромінювання?
3. Поясніть метод обчислення дози внутрішнього опромінення людини за результатами радометрії продуктів харчування. Наведіть величину ГДД для людини за сучасними нормативними документами радіаційної безпеки на Україні.
4. Які прилади використовуються для вимірювання радіоактивності? Що таке дозиметр, радіометр? Які радіометричні величини визначають за допомогою дозиметрів, радіометрів?
5. Поясніть метод обчислення дози внутрішнього опромінення людини за результатами визначення вмісту радіоактивних елементів в атмосферному повітрі. Наведіть величину ГДД для людини за сучасними нормативними документами радіаційної безпеки в Україні.
6. Поясніть метод обчислення дози зовнішнього опромінення людини за результатами визначення потужності експозиційної дози. Наведіть величину ГДД для людини за сучасними нормативними документами радіаційної безпеки в Україні.
7. Що таке дозові ціни або дозові коефіцієнти для різних радіонуклідів?
8. Що таке інкорпоровані радіонукліди? Чому Міжнародна комісія з радіаційного захисту регулярно переглядає нормативи щодо гранично допустимих доз іонізуючого випромінювання для людини у бік їх зменшення?
9. Опишіть йодну профілактику як один з контрзаходів при радіаційних аваріях. В чому полягає експрес аналіз забруднення щитоподібної залози радіоактивним йодом.
10. Поясніть, чим обґрунтовано радіаційний контроль у будівельній галузі? Що таке техногенно-підсилені джерела природного походження (ТПДПП) ?
11. Наведіть структуру газоподібних викидів і рідких скидів АЕС з реакторами ВВЕР.
12. Наведіть величину річної граничної дози опромінення людини від техногенних джерел.

13. Наведіть і охарактеризуйте три принципи, на яких базується система захисту, яка проголошена МКРЗ.
14. Поясніть, у чому полягають функції МАГАТЕ, МКРЗ, НКРЗУ.
15. Розкрийте головні відмінності між нормативами радіаційної безпеки в Україні і Директивами ЄВРАТОМ.
16. Обґрунтуйте, чому система радіаційного контролю, захисту та експертизи жорсткіша, ніж контроль хімічних та інших чинників навколишнього середовища?
17. Що таке практична діяльність за НРБУ-97?
18. Що таке втрачання за НРБУ-97?
19. Наведіть ліміти дози опромінення людини для категорії А, Б, В.
20. Що таке збагачений уран? Що представляє собою ядерне паливо?
21. Опишіть принципову схему енергоблоку з водо-водяним реактором.
22. Опишіть загальну схему ядерного паливного циклу.

РОЗДІЛ 3. РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ

3.1. Загальні відомості. Проблеми і завдання радіоекології

Радіоекологія або *радіаційна біогеоценологія* вивчає міграцію радіонуклідів і вплив іонізуючого випромінювання на екологічні системи. Як галузь знань, радіоекологія належить до радіобіології, проте відмінності радіобіології і радіоекології є дуже суттєвими. Класична радіобіологія – це наука, головним чином експериментальна, предметом вивчення якої є одноразова дія однорідного зовнішнього опромінення на досить однорідні популяції живих організмів. Предмет науки радіоекології, навпаки, вивчає переважно закономірності хронічної дії суміші радіонуклідів (ізотопи різних хімічних елементів, що є α -, β -, γ -випромінювачами) на природні угруповання різних організмів аж до біогеоценозів.

Фундаментальний внесок у розвиток радіоекології, як самостійної науки, зробили дослідження М.В Тимофєєва-Ресовського та його співпрацівників (насамперед О.О Тимофєєвої-Ресовської, а також М. В. Куликова, І. В. Молчанової, Н. О. Порядкової, О. М. Соорової та інших), які було проведено на Уралі в 40-60 роках XX століття.

Грунтовні дослідження лабораторії М. В. та О. О. Тимофєєвих-Ресовських щодо вивчення закономірностей надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини, а також радіоекології прісноводних водоймищ дали змогу чітко класифікувати радіонукліди за ступенем їх мобільності в ґрунтах та водних екосистемах і таким чином закласти фундамент сучасної радіоекології. Радіоекологічній школі М. В. Тимофєєва-Ресовського властиві глибина і всебічність досліджень як з проблем міграції й розподілу радіонуклідів у екосистемах, так і щодо впливу дозових навантажень від них на різні складові біоти. Під час цих досліджень уперше докладно вивчено коефіцієнти накопичення різних радіонуклідів представниками ґрунтової й прісноводної мікрофлори, вищими рослинами і безхребетними, а також проведено перші систематичні спостереження щодо дії різних концентрацій цих радіонуклідів на живі організми. Встановлено, що як стимулювальний вплив низьких концентрацій, так і пригнічувальна дія високих концентрацій радіонуклідів залежать від видової належності тих чи інших представників біоти. Практично всі напрями цих радіоекологічних досліджень активно продовжуються й розвиваються учнями і послідовниками М. В. та О. О. Тимофєєвих-Ресовських.

Події, пов'язані з Киштимською аварією (Південний Урал, 1957), уперше привернули до проблем радіоекології увагу широкого кола вчених, які працювали в системі АН СРСР, АМН СРСР та в науково-дослідних центрах інших міністерств і відомств, але раніше не мали допуску до роботи на атомних підприємствах. Проте результати проведених ними досліджень причин і наслідків аварії тривалий час належали до секретних, тому їх було опубліковано лише в 60–80-х роках ХХ ст. Відомості щодо Чорнобильської аварії також певний час були приховані, що не сприяло ні всебічному обговоренню й аналізу нових матеріалів, накопичених вченими після цієї аварії, ні публікуванню даних, отриманих раніше на Південному Уралі. Тільки широка участь у цих роботах західних фахівців, насамперед членів Міжнародної спілки радіоекологів, дала змогу нарешті ознайомитись з величезною кількістю радіоекологічних, радіобіологічних і медичних даних, які було опубліковано у спеціальних збірниках праць, присвячених Чорнобильській аварії.

Аналіз цих матеріалів свідчив, що внаслідок специфічних особливостей радіоекології цілком виправдане її виділення в самостійну наукову галузь на межі радіобіології й екології. По-перше, як уже зазначалося, радіоекологія вивчає вплив різних радіонуклідів на різноманітні екосистеми чи угруповання живих організмів та їх міграцію. По-друге, така властивість екосистем як надійність дає змогу ввести специфічну радіоекологічну характеристику – *радіоємність* (кількість радіонуклідів, що може поглинатися цією екосистемою без шкідливих наслідків для її функціонування). По-третє, можна стверджувати, що радіочутливість екосистеми визначається тим мінімальним вмістом у ній радіонуклідів, що викликає в екосистемі необоротні зміни (цей рівень, як буде показано далі, істотно перевищує радіочутливість окремих її компонентів).

У радіоекології можна виділити дві основні тісно взаємопов'язані проблеми, які завжди розглядають разом. Перша проблема – це *міграція радіонуклідів у екосистемі*. Щодо біоти фундаментальними характеристиками міграції радіонуклідів є *коефіцієнти накопичення і переходу* радіонуклідів з певного оточення в певні організми. Настільки ж важливими характеристиками міграції радіонуклідів між живими і сталими компонентами біоценозу є їх розподіл за глибиною ґрунтів, на поверхню яких нанесено певний радіонуклід, і коефіцієнт сорбції цього нукліда детритом. Друга проблема – це *вплив на той чи інший організм радіонуклідів, що накопичилися у ньому*. Проте на відміну від радіобіології радіоекологія вивчає вплив іонізуючого випромінювання не стільки на сам організм, скільки на його репродуктивні функції, тобто

на здатність підтримувати чисельність тієї чи іншої популяції (а в кінцевому підсумку і структуру біоценозу) на деякому властивому їй рівні. Через певні труднощі, пов'язані з вивченням цього аспекту радіоекології, відомостей з цих питань у літературі недостатньо, тому часто доводиться задовольнятися лише більш чи менш обґрунтованими кількісними оцінками.

Важливою проблемою радіоекології є вивчення радіоекологічних аспектів впливу радіонуклідів на людину – методів розрахунку та оцінки індивідуальних і колективних еквівалентних доз випромінювання для великих популяцій населення, особливостей вибіркового впливу випромінювання на різні органи і тканини, змін в організмі внаслідок тривалого проживання на забруднених радіонуклідами територіях.

При цьому потрібно враховувати принципові відмінності в радіоекологічній оцінці впливу радіонуклідів на біоту та людей. Якщо для біоти, як зазначено вище, основним показником впливу іонізуючого випромінювання є здатність популяцій підтримувати свою чисельність, то для людей, які проживають на забруднених радіонуклідами територіях і зазнають постійного (хронічного) опромінювання, – це стан їхнього здоров'я та генетичні порушення у нащадків. Актуальними є також проблеми проживання людей і ведення ними господарства на великих територіях, що забруднені радіонуклідами внаслідок Чорнобильської аварії, та прогнозування радіоекологічних процесів у майбутньому.

3.2. Взаємозв'язок між радіоекологією та екологією

Екосистема (за А. Тенслі, який запропонував цей термін у 1935 р.) є основною природною одиницею на поверхні Землі. До складу екосистеми входять усі живі організми, які мешкають на певній відносно ізольованій території, а також усі фізичні та хімічні чинники, що становлять середовище проживання цих організмів.

Між представниками *біоценозів* (угруповань живих взаємопов'язаних організмів, які населяють ту чи іншу екосистему) існують різні форми взаємозв'язків: симбіоз, мутуалізм, хижак-жертва, паразитизм, конкуренція тощо. За своїми функціями живі компоненти екосистем спеціалізовані як продуценти, консументи й редуценти органічної речовини. Деякі організми займають проміжне положення, інші здатні змінювати тип харчування залежно від умов життя і таким чином переходити з однієї групи до іншої.

До *продуцентів* належать живі організми, які самостійно можуть утворювати органічні речовини з неорганічних, це – різноманітні рос-

лини. *Консументи* – це в основному різномантні представники тваринного світу. Вони не можуть синтезувати органічні речовини, тому використовують речовини, створені продуцентами, і можуть харчуватися їжею як рослинного, так і тваринного походження. До *редуцентів* належать гриби, а також різні мікроорганізми, що розкладають рештки рослин і тварин до стану мінеральних солей, які рослини використовують для створення первинної біомаси. Такі трофічні ланцюги (точніше, трофічні мережі) об'єднують у єдине ціле мешканців екосистеми, що функціонують незалежно один від одного.

Екосистеми можуть мати різні розміри. Основна їхня ознака – відносно незалежне існування. Так, до різновидів екосистем можна зарахувати гнилий пень на узліссі, озеро в лісі, увесь лісовий масив, що займає велику територію; сади, парки, різні сільськогосподарські угіддя, а також населений акваріум, прибережну ділянку моря чи океану; і нарешті всю біосферу в цілому. Важливим є характер взаємозв'язку мешканців тієї чи іншої території, а не її розміри, тим більше її замкненість. У зв'язку з цим точнішим є термін *біогеоценоз*, який запропонував у 1940 р. М. В. Сукачов. Термін означає однорідну ділянку земної поверхні, що має певний склад живих і абіотичних компонентів, об'єднаних обміном речовин та енергії в єдиний природний комплекс. Стосовно біосфери, яка охоплює всі біотичні компоненти Землі, екосистему можна розглядати як одну з її складових, а біогеоценоз – як елементарну одиницю, для якої біосфера є системою вищого порядку.

Екосистеми і біогеоценози є відкритими системами, що обмінюються між собою потоками речовини та енергії. Це і об'єднує їх у єдину біосферу. Проте інтенсивність цих потоків між біогеоценозами (екосистемами) значно слабша, ніж усередині біогеоценозів (екосистем), де вони, в основному, мають циклічний характер. Це виявляється в тому, що кожний біогеоценоз може існувати незалежно від інших, якщо забезпечується постійне надходження речовини та енергії, наприклад, води, що запобігає його висиханню, і сонячного випромінювання, необхідного для фотосинтезу.

Вся інша «робота» щодо підтримання біогеоценозу в задовільному стані виконується його *біотою* (угрупованням живих організмів на певній території). Кожний біогеоценоз не тільки «споживає» зовнішні ресурси, що надходять до нього, а й сам впливає на життєдіяльність біосфери. По-перше, це кисень і водяна пара, що надходять в атмосферу і рівномірно в ній розподіляються; по-друге, мікроорганізми, насіння рослин і рухливі багатоклітинні тварини, які постійно перетинають межі біогеоценозів і забезпечують як відтік біоти в разі її «надвироб-

ництва» у певному біогеоценозі, так і приплив тих чи інших живих організмів у разі зміни «тиску життя» в інших біогеоценозах. Проте основні трофічні зв'язки між різними живими організмами, як правило, здійснюються всередині окремих біогеоценозів.

Екосистеми чи біогеоценози – це динамічні системи, у процесі розвитку яких відбувається поступове накопичення маси живої речовини (сукупність усіх мешканців) та ускладнення структури, що зумовлене постійною появою нових екологічних ніш та їх заселенням. Найважливішими характеристиками екосистем є їхня *продуктивність, кондиціювання і надійність*. Як правило, зростання видової різноманітності природних біогеоценозів супроводжується підвищенням кількісних оцінок цих трьох характеристик, а стабілізація чи зменшення кожної з них спричинює поступове зниження інших. Однак це відбувається тільки за нормального перебігу процесів.

У випадку природних чи антропогенних катастроф, наприклад, унаслідок гірських обвалів, виверження вулканів, повеней, руйнування дамб чи гребель, викидів великої кількості шкідливих відходів, а також у разі значних радіонуклідних забруднень може відбуватися швидке порушення структур екосистем, що призводить до їх руйнування чи кардинальної перебудови.

Біоценоз. Кожний *біоценоз* (сукупність усіх живих організмів екосистеми чи біогеоценозу) – це, як правило, система добре взаємосумісних продуцентів, консументів і редуцентів – рослин, тварин, грибів і мікроорганізмів.

Термін «біоценоз» запропонований 1877 р. К. Мебіусом, що вивчав донних тварин, які утворюють устричні банки. Рослини, що входять до біоценозу, часто називають *фітоценозом*, а тварин – *зооценозом*. Цілісність кожного біоценозу зумовлюється не лише трофічними зв'язками між популяціями організмів, що входять до його складу, а й симбіотичними, конкурентними та іншими формами зв'язків. Так, одні мешканці ценозу можуть бути субстратом для інших (дерева – для лишайників на них), створювати необхідний мікроклімат (тріщини кори дерев, у яких зимують різні комахи), забезпечувати нормальне розмноження організмів (комахи-запилювачі) чи їх розселення (поширення птахами насіння рослин). Тому різні угруповання рослин і тварин зручно класифікувати відповідно до їх основних структурних показників, а саме: а) домінуючих видів чи видів-індикаторів; б) умов життя; в) функціональних особливостей.

Структура угруповань формується поступово, протягом певного часу. Так, у випадку заселення організмами оголеної гірської породи на вулканічному острові, що утворився, за короткий період відбува-

ється послідовна заміна одних видів на інші – *екологічна сукцесія*. Завершене угруповання, стає або таке, що самооновлюється, називається *клімаксом*. Сукцесія, яка починається із заселення оголеної (позбавленої ґрунту) поверхні, має назву *первинної*. *Вторинною* вважають сукцесію, яка починається з поверхні, що цілком чи значною мірою позбавлена рослинності, але раніше перебувала під впливом живих організмів (лісова вирубка, ділянка, що вигоріла, покинуті сільськогосподарські угіддя). Зміни загальної продуктивності (енергії, вираженої через загальну продуктивність), дихання і біомаси у процесі типової сукцесії показано на рис. 3.1.1. Продемонстровано, що максимальний рівень загальної продуктивності не відповідає клімаксовому угрупованню, але, очевидно, загальна кількість біомаси досягає цього рівня за певних енергетичних ресурсів цієї екосистеми. Відношення енергії загальної продуктивності до енергії дихання при досягненні клімаксу завжди наближається до одиниці. Клімаксне угруповання перебуває у стані стійкої рівноваги з навколишнім середовищем, має складну ярусну структуру і безліч вузьких екологічних ніш, за володіння якими постійно відбувається конкуренція. Усе це забезпечує високу видову різноманітність, що звичайно є значною як у контрольованих людиною екосистемах, так і в екосистемах, що контролюються біологічними чинниками.

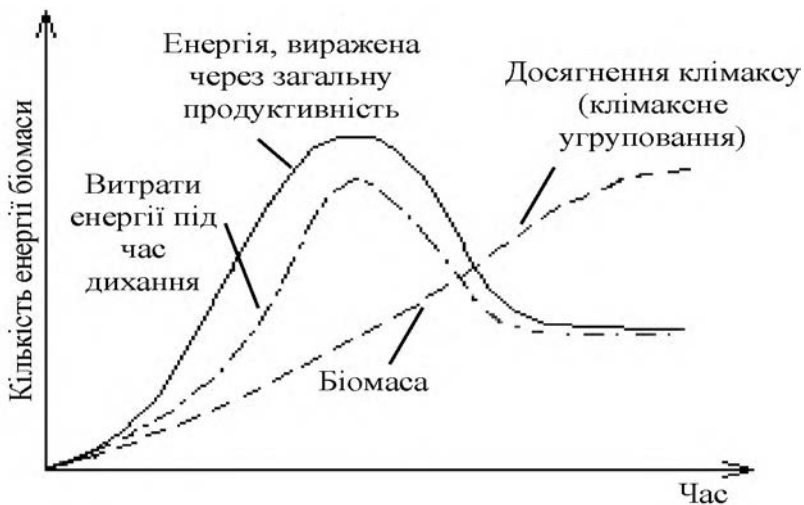


Рис. 3.1.1. Зміни енергії загальної продуктивності, дихання і біомаси у процесі типової сукцесії

Зв'язки між різними живими організмами, які входять до біоценозів, дуже складні й різноманітні та недостатньо вивчені. Проте біогеоценологи давно дійшли висновку, що видова різноманітність дуже добре відбиває стан будь-якого біоценозу. Зростання видової різноманітності біоценозу відбувається внаслідок властивої йому внутрішньовидової й особливо міжвидової конкуренції, у процесі якої поступово формуються і заселяються усі нові екологічні ніші. Популяції організмів, що складають біоценози, характеризуються *чисельністю, віковою структурою і продуктивністю*.

Чисельність різних популяцій, що входять до складу біоценозу (наприклад, мишей, дубів, дріжджових грибів), важко порівнювати між собою, але для кожного виду цей показник у середньому є сталим, що коливається (іноді дуже помітно) в межах деякого середнього рівня. Якщо для мікроорганізмів цей показник може становити 10^8 , то для дрібних гризунів – 10^4 , а для великих хижаків чи дерев – це десятки і сотні особин.

Другий важливий показник стану популяцій – їхня *вікова структура*, тобто співвідношення чисельності різних вікових груп, що звичайно виражається у відсотках.

Третій показник – *продуктивність* – сумарна кількість біомаси, що утворилась певною сукупністю особин, які зростають і розмножуються за певний період часу, тобто швидкість утворення цієї біомаси. Для визначення продуктивності певних організмів (рослин чи тварин) потрібно враховувати тих особин, які загинули чи були еліміновані (наприклад, знищені, мігрували тощо), а також масу утвореного насіння, тварин, які щойно народилися, прижиттєвих виділень та інші наслідки життєдіяльності.

Рівень продуктивності можна визначати відносно одиниці площі (лугу, лісу) чи об'єму (ставка, річки) і виражати, залежно від особливостей об'єкта, у тоннах на 1 га (ліс), кілограмах на 1 га чи грамах на 1 м² (м³) (для планктону). Продуктивність можна виражати в абсолютних чи відносних одиницях за той чи інший термін (рік, місяць, добу). Навіть цих відомостей досить, щоб продемонструвати, наскільки складніше визначати продуктивність популяцій, ніж їхню чисельність чи структуру. Продуктивність популяцій організмів (особливо дрібних тварин і мікроорганізмів) у природних умовах іноді дуже важко визначати. У кращому випадку вдається оцінити лише її нижню межу. Проте продуктивність краще за інші показники відбиває стан біоценозів (угруповань).

Агроценоз. Особливе місце порівняно з природними біоценозами посідають різноманітні штучні біоценози, що контролюються люди-

ною. Це, наприклад, поселення людини (села, міста), парки, лісопарки, а також поля, пасовища тощо.

Агроценоз (агробіоценоз) – це сукупність організмів, які мешкають на землях сільськогосподарського користування. Якщо у природному біоценозі його видовий склад утворюється історично, внаслідок добору, то в агроценозі він значною мірою є результатом діяльності людини. Основна відмінність агроценозів від природних біоценозів – це значно збіднений видовий склад відносно вищих рослин і тварин, аж до монокультур. Людина, створюючи певному виду рослин чи тварин, які випасаються, найсприятливіші умови, пригнічує чи знищує інші види, які конкурують із культурними рослинами чи свійськими тваринами. Поряд із цим в агроценозах особливо розмножуються ті бур'яни і види тварин, які можуть жититися оброблюваними рослинами. Людина застосовує різні засоби боротьби із цими «шкідниками» (гербіциди, інсектициди та ін.), проте це призводить до непередбачуваних змін самих агроценозів. Мікроорганізми та інші мешканці ґрунтів (черв'яки, молюски, різноманітні комахи) в агроценозах контролюються людиною значно менше.

Стійкість окремих типів агроценозів залежить від частоти і радикальності змін, яких зазнають землі сільськогосподарського користування. Загальна площа таких земель постійно зростає, й агроценози стають важливими регуляторами газового складу атмосфери. Це потребує належної уваги з боку людини до таких функцій агроценозів як продукція кисню і споживання діоксиду карбону (вуглекислого газу), а також очищення навколишнього середовища від штучних забруднювачів, чому раніше практично не приділяли уваги. Процес поступової заміни природних компонентів біосфери та екосистем їхніми технологічними аналогами зі збільшенням чисельності людей стає все виразнішим саме щодо агробіоценозів. Мабуть, недалеко той час, коли агробіоценози будуть плануватися з урахуванням їх участі у забезпеченні стабільності біосфери, а також їхніх функцій як заповідників для різних живих організмів, що не відіграють безпосередньої ролі в життєдіяльності людини.

Надійність екосистеми. Екосистема, як надзвичайно складна багатоконпонентна система може існувати досить довго за умов її достатньої надійності. Надійність – це здатність до тривалого існування в умовах постійної змінюваності середовища. Надходження в екосистему великих кількостей радіонуклідів (як при Киштимській чи Чорнобильській аварії), є серйозним випробуванням її надійності. Для надійного існування екосистеми достатньо виконання двох незалежних функцій: продуктивності (підтримання свого існування) і кондицію-

вання (підтримання середовища у стані, придатному для цієї екосистеми).

Екосистема є надійною за умов одночасного виконання обох залежних функцій Висока продуктивність без кондиціонування середовища (тобто без утилізації відходів життєдіяльності, неминуче спричинить загибель будь-якої екосистеми. Ідеальне кондиціонування без достатньої продуктивності основних видів екосистеми призводить до захоплення вивільнюваних екологічних ніш іншими видами – тобто до зміни екосистеми.

Основними показниками характеристики стану екосистеми зараз вважають такі:

- різноманітність виду;
- сума біомаси видів, що входить до складу екосистеми;
- швидкість збільшення чисельності видів екосистеми;
- чисельність видів екосистеми (загальна або на одиниці площі чи об'єму середовища).

I. Показник різноманітності видів. Чим їх більше, тим краще для екосистеми за інших однакових умов. Як критерій цієї різноманітності вводять умовний показник A :

$$A = N/N_{max},$$

де N_{max} – це максимально відома кількість видів у подібних екосистемах чи в певній екосистемі до антропогенного впливу; N – кількість видів після впливу.

II. Другим за значущістю показником вважається сума біомаси видів, що входять до складу екосистеми. Цей показник можна розглядати як основу біопродуктивності екосистеми і кондиціювання середовища. Узагальнену біомасу такої екосистеми B , можна визначається за аналогічною формулою, де B_{max} – найбільший рівень біомаси виду в екосистемі;

B – біомаса різних N -видів ($i=1,2,3, \dots, N$). B змінюється від 0 до 1.

III. Третій показник – швидкість збільшення чисельності видів екосистеми. Як критерій вводиться показник C – узагальнена швидкість збільшення чисельності видів екосистеми (C – змінюється від 0 до 1). Цей показник відбиває швидкість відновлення екосистеми з часом.

IV. Четвертий показник – чисельність видів для характеристики цього показника вводиться умовний показник D – узагальнена чисельність видів екосистеми. D змінюється від 0 до 1.

Цими чотирма показниками можна оперувати для характеристики стану будь-якої екосистеми та оцінки її надійності в нормі і під впливом різних чинників, у тому числі радіонуклідного забруднення.

Для підсумку вводиться узагальнений показник якості і надійності екосистеми – E (як добуток складових):

$$E=A*B*C*D \quad (3.2.1)$$

Цей показник було застосовано для опису відновлення стану екосистеми фітопланктону Київського водосховища в 1960-80-их роках на підставі даних інституту гідробіології НАН України. Оцінка цього показника з часом $E=E(t)$ показала, що затоплення у 1965 році водоймища призвело до зниження цього показника з 0,6 до 0,3, а після цього відбулося підвищення показника – система відновила свій стан. Тобто цей узагальнений показник якості і надійності екосистеми є досить чутливим щодо значних екологічних змін і може бути показником реакції на різні впливи екосистеми в цілому, у тому числі на радіонуклідне забруднення.

Досвід ліквідації наслідків Киштимської і Чорнобільської аварій свідчив, що в ситуації радіаційної аварії на екосистему впливає не тільки і не стільки радіонуклідне забруднення, скільки різноманітні контрзаходи.

Наприклад, такий контрзахід, як знищення «рудого» лісу поблизу ЧАЕС, поряд зі зниженням потужності поглиненої дози зовнішнього випромінювання для працівників у 10-30 разів, спричинив повне руйнування екосистеми соснового лісу. Тому питання про екологічні наслідки радіонуклідного забруднення територій й контрзаходів у зоні впливу радіаційних аварій потребує особливої уваги. Від його розв'язання залежить, залишиться після застосування контрзаходів пустиеля чи життєздатна екосистема.

Таким чином, показник стану екосистеми E потрібно враховувати й оцінювати в дослідженнях і прогнозах радіоекологічних процесів, а також наслідків малих і великих радіаційних аварій.

3.3. Коефіцієнти акумуляції радіонуклідів компонентами екосистеми

Для характеристики перетворень і міграції радіонуклідів у екосистемах у радіоекології прийнято застосовувати *коефіцієнти накопичення і переходу*.

Коефіцієнт накопичення (K_n) – термін, що, як правило, вживається для організмів, що мешкають на поверхні, в глибині ґрунту, у воді. **Коефіцієнт переходу (K_p)** застосовують також для наземних організмів чи мешканців водоймищ, коли йдеться про міграцію радіонуклідів трофічними ланцюгами.

Ці коефіцієнти демонструють, у скільки разів більшою (чи меншою) може бути активність певного радіонукліда в елементах екосистеми (C_1 – Бк/кг, зокрема, сухої маси рослин) порівняно з навколишнім середовищем (C_2 – Бк/кг ґрунту, де ростуть ці рослини), і щодо цього є специфічною для радіоекології характеристикою екосистем і біоценозів.

Коефіцієнти відбивають частку радіонуклідів, які потрапляють від одного елемента екосистеми до іншого. Для системи «ґрунт–рослини» – це відношення активності радіонукліда на 1 кг повітряно-сухої біомаси рослин (C_1) до його вмісту в 1 кг повітряно-сухого ґрунту (C_2), на якому ці рослини вирощено, Бк/кг. У найпростішому випадку ці коефіцієнти обчислюють за формулою:

$$K_n = \frac{C_1}{C_2} \quad (3.3.1)$$

Для характеристики випадання радіонуклідів на ґрунт прийнято застосовувати поняття про поверхневу активність (щільність випадання) радіонуклідів, вимірювану в кБк на км² (Кі/км²) ґрунту.

Відомо, що одразу після випадання радіонукліди зосереджені тільки в поверхневому шарі ґрунту, а згодом повільно мігрують у глибину ґрунтового шару, у зону розміщення коренів рослин. Активність радіонуклідів у верхньому і нижче розташованих шарах ґрунту може відрізнятися в десятки разів і більше (рис. 3.3.1.).

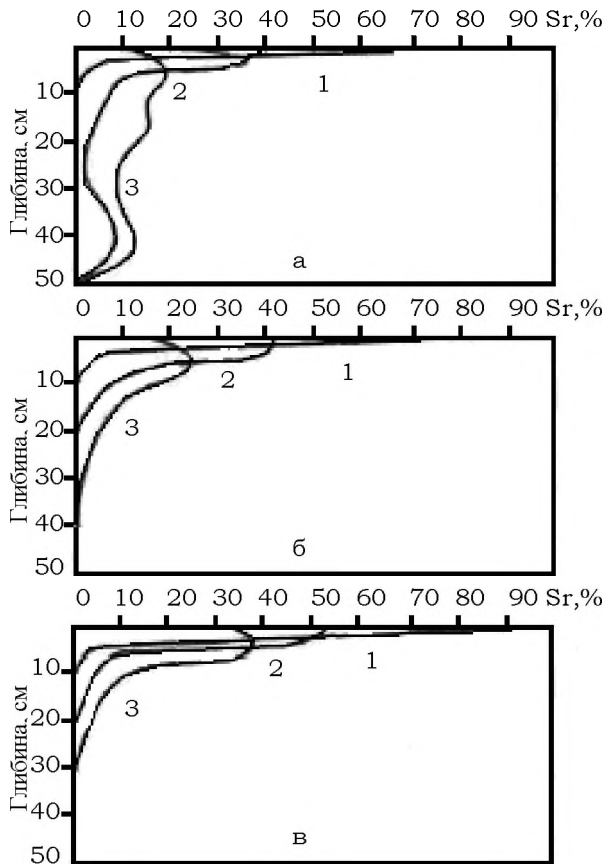


Рис. 3.3.1. Вертикальний розподіл ^{90}Sr у ґрунтах різних видів: а) дерново-підзолистому, б) сірому лісовому, в) чорноземі (вилугуваному) у різні періоди після Киштимської аварії (1 – після 5 років, 2 – через 10 років, 3 – через 25 років).

Тому, залежно від просування радіонуклідів у ґрунтовому шарі і глибини залягання основної маси коренів досліджуваного виду рослин, оцінки K_n можуть відрізнятися у десятки разів. За найпоширенішими методиками розрахунку K_n для спектрометричного чи радіохімічного дослідження слід брати ґрунт 20-сантиметрового шару, добре його перемішувати, а потім вимірювати питому активність радіонуклідів у

ньому. Такий спосіб є зручним для сільськогосподарських рослин (зернові і кормові культури), але непридатним для чагарників і деревних порід, де глибина залягання коренів може досягати кількох метрів. Для точної оцінки K_n рослин конкретного виду за певної ситуації радіонуклідного забруднення потрібно брати для дослідження різні шари ґрунту: від кількох сантиметрів (трав'яні культури) до кількох метрів (деревні культури) завтовшки. Можливо, для того, щоб замаскувати ці проблеми, у практичній радіоекології використовують інше визначення коефіцієнта переходу:

$$K_n = \frac{C_1}{C_3} \quad (3.3.2)$$

де C_1 – питома активність радіонуклідів у 1 кг повітряно-сухої маси рослин, Бк/кг;

C_2 – поверхнева активність радіонуклідів в 1 м² ґрунту, кБк/м²;

K_n дає змогу усереднити ситуацію для великих територій. Розглянемо цю ситуацію на конкретному прикладі. На неораному пасовищі поверхнева активність радіонуклідів унаслідок аварії на ЧАЕС становила $18,5 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (5 Ки/км^2) ¹³⁷Cs. У перший рік після аварії весь ¹³⁷Cs був зосереджений у 2-5 см ґрунту, а корені кормових трав досягали 20 см у глибину. Наступного року після аварії, коли повітряним забрудненням трави можна було нехтувати, питома активність ¹³⁷Cs у біомасі рослин становила, наприклад, 3,7 Бк/кг ($1 \cdot 10^{-10}$ Ки/кг), а в 5-сантиметровому шарі ґрунту – $7,4 \cdot 10^2$ Бк/кг ($2 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг). Звідси за формулою (2.5):

$$K_n = 3,7 \text{ Бк/кг} / 7,4 \cdot 10^2 \text{ Бк/кг} = 0,005.$$

На 10-й рік після аварії можна було очікувати, що ¹³⁷Cs розподілиться у шарі ґрунту на глибину 20 см, а біомаса коренів, які беруть участь у накопиченні радіонуклідів у рослинах, збільшиться приблизно в 4 рази. Середня активність радіонуклідів у ґрунті за цей час також могла зменшитися приблизно в 4 рази. У цьому випадку K_n мав би таке саме значення – 0,005. У цьому розрахунку враховували лише довгоіснуючі радіонукліди, що дало змогу нехтувати їхнім розпадом. Не брали до уваги також можливості зміни рухливості і розчинності радіонуклідів у ґрунті. Якщо обчислити K_n за формулою (2.6), то в перші роки після аварії він становив:

$$K_n = 3,7 \text{ Бк/кг} / 18,5 \text{ кБк/м}^2 = 0,2$$

Через 10 років після аварії внаслідок збільшення кореневої маси, що бере участь у накопиченні радіонуклідів, активність ¹³⁷Cs у надземній біомасі мала зрости в 4 рази. Проте з урахуванням розведення активності у ґрунтовому шарі (також приблизно в 4 рази) зміни K_n не

очікувалося. Таким чином, із наведеного спрощеного прикладу видно, що обидва варіанти коефіцієнтів переходу K_n і K_n аналогічні, проте між ними немає простого математичного співвідношення. Це пов'язане зокрема із труднощами розрахунку питомої активності радіонуклідів у ґрунті через відмінності в питомій щільності різних типів ґрунтів. Правомірно використовувати обидва варіанти розрахунку в залежності від завдань дослідження. Поряд із цим треба враховувати, що один із цих коефіцієнтів не замінює іншого. Практично це означає необхідність оцінювати обидва значення коефіцієнта переходу. K_n дає змогу оцінити частку активності радіонуклідів, що переходять із 1 кг ґрунту в 1 кг біомаси рослин, а K_n – розрахувати частку активності радіонуклідів, що переходять у 1 кг біомаси рослин від $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1 Кі/км²) активності радіонуклідів, які випали на поверхню цієї території. У практичній радіоекології застосовують також *коефіцієнт виводу* (K_v) радіонуклідів із біомасою. Для його обчислення можна скористатися такою формулою:

$$K_v = \frac{CB}{A} \quad (3.3.3)$$

де C – питома активність (концентрація) радіонукліда в 1 кг біомаси рослин Бк/кг;

B – врожай із 1 км² площі, кг;

A – поверхнева активність (щільність) радіонуклідів, що викинуті на територію, Бк/км².

Коефіцієнти накопичення, як уже зазначалося, відбивають частку радіонуклідів, що переходять в одиницю біомаси з одиниці об'єму середовища проживання і використовуються найчастіше в радіоекології водних екосистем за формулою 3.3.1. Тут C_2 – об'ємна активність радіонукліда 1 л води, Бк/л.

При розрахунку K_n і K_n часто постає питання: як розраховувати масу біоти – виходячи з маси сухої речовини чи маси свіжовзятої проби? Різні автори використовують різні способи розрахунку, і кожний обстоює перевагу обраного ним способу. Напевно, прийнятними є обидва способи розрахунку K_n і K_n , але обов'язково треба вказувати, який саме спосіб застосовувався в тому чи іншому випадку. При використанні сухої маси біоти бажано вказувати, який відсоток маси вона становить у відібраній пробі.

3.4. Камерні моделі в радіоекології

Метод представлення процесів міграції радіонуклідів серед об'єктів навколишнього середовища через камери (блоки) є достатньо зручним при організації проведення досліджень цих процесів в конкретній екосистемі.

Для описування перенесення, переходу і міграції радіонуклідів в екосистемах часто використовують камерні моделі.

У камерних моделей весь ланцюг перенесення радіонуклідів для простоти поділяють на камери (вох-коробки). У математичних моделях взаємодію між камерами задають за допомогою коефіцієнтів. За способами взаємодії між камерами моделі можна розділити на стаціонарні і динамічні.

Стаціонарні камерні моделі будують на основі постулату про наявність сталої статистичної рівноваги в системі: екосистема – організм – середовище. При цьому розподіл активності радіонукліду у кожній з виділених камер вважають рівномірним. За відомими значеннями K_n радіонукліду між камерами чи за відомою кількістю стабільного аналога радіонукліду

Радіонукліди в певній камері розраховують питому активність у ній радіонукліду. Стабільними аналогами радіонукліду є елементи, що за своїми метаболічними характеристиками в екосистемі подібні до радіонукліду (стабільними аналогами $Sr \in Ca$, $Cs - K$). На рис. 3.4.1., а) показано відносно просту екосистему – стаціонарну камерну модель із чотирьох камер, де задано вихідну активність радіонукліда в ґрунті C (і коефіцієнти переходу (K_i) між камерами K_1, K_2, K_3 .

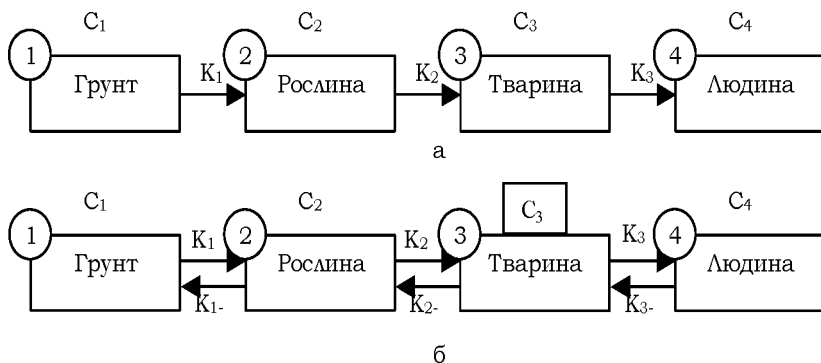


Рис. 3.4.1. Найпростіші стаціонарна (а) й динамічна (б) камерні моделі екосистеми

За цими даними, використовуючи стаціонарну камерну модель, неважко обчислити активність радіонуклідів у інших камерах:

$$\begin{aligned} C_2 &= K_1 \cdot C_1 \\ C_3 &= K_2 \cdot C_2 = K_1 \cdot K_2 \cdot C_1 \quad \dots \quad (3.4.1.) \\ C_4 &= K_3 \cdot C_3 = K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 \cdot C_1 \end{aligned}$$

Крім простих стаціонарних камерних моделей широко використовують **динамічні камерні моделі**, що ґрунтуються на двох основних припущеннях:

1. Екосистему можна поділити на кілька взаємодіючих камер, між якими з часом відбувається обмін радіонуклідами. Вважається, що радіонукліди, що надійшли в камеру, миттєво перемішуються в усіх частинах камери і однакові в будь-який момент часу;

2. Втрати радіонуклідів камерою пропорційні активності радіонуклідів у камері. Перенесення радіонуклідів з однієї камери до іншої відбувається за законами кінетики першого порядку, його описують системою простих диференціальних рівнянь. При цьому коефіцієнт пропорційності між питомою активністю радіонуклідів у камері і надходженням радіонуклідів із цієї камери до будь-якої іншої (коефіцієнт перенесення радіонукліда між камерами) є сталим.

На рис. 3.4.1., б наведено відповідну екосистему (динамічна камерна модель), де C_1, C_2, C_3, C_4 – динамічні питомі активності радіонуклідів у камерах моделі, K_1, K_2, K_3 – прямі коефіцієнти перенесення радіонуклідів між камерами, а K_1^-, K_2^-, K_3^- – зворотні коефіцієнти. Складемо для цієї камери систему з чотирьох диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned} \frac{dC_1}{dt} &= K_2 C_2 - K_1 C_1 \\ \frac{dC_2}{dt} &= K_1^- C_1 - K_2 C_2 - K_2^- C_2 + K_3^- C_3 \\ \frac{dC_3}{dt} &= K_2 C_2 + K_4^- C_4 - K_3^- C_3 - K_3 C_3 \\ \frac{dC_4}{dt} &= K_3 C_3 - K_4 C_4 \end{aligned}$$

де $d(dC_1, dC_2, \dots)$ – символ диференціювання; t – час.

Систему диференціальних рівнянь досить легко розв'язати і можна отримати графіки значень C_1, C_2, C_3, C_4 за часом для будь-яких значень коефіцієнтів перенесення від моменту надходження радіонуклідів до камери 1 – ґрунт і до будь-якого моменту часу. Якщо спостерігається

постійне надходження радіонуклідів до камери 1 – «грунт», то досить додати в систему рівнянь ще одне рівняння:

$$\frac{dC_0}{dt} = K_0 C_0,$$

де C_0 – активність радіонуклідів у джерелі на момент початку викиду, Бк;

K_0 – коефіцієнт переходу радіонуклідів від джерела в камеру 1 – «грунт».

При цьому до першого рівняння системи потрібно додати ще один член: $+ K_0 C_0$. Практично для будь-якої складної і розгалуженої екосистеми може бути складено і розв'язано відповідну систему рівнянь (наприклад, за допомогою програмного продукту MAPLE 5, MAPLE 6).

3.5. Міграція і розподіл радіонуклідів у прісноводній та морській екосистемах

Розподіл радіонуклідів серед компонентів прісноводних водойм.

Штучні та природні радіонукліди у водоймищі поглинаються донними відкладеннями та живими організмами – рослинами, які відмирають і утворюють детрит.

Згодом значна частина (90% і більше) радіонуклідів концентрується в донних відкладеннях і біомасі водоймища, а їх активність у воді різко знижується. На цьому явищі ґрунтується ідея використання водоймищ для дезактивації води при скиданнях на атомних станціях та в інших ситуаціях. За Тимофєєвим-Ресовським (1961 р.) за розподілом серед компонентів водоймища радіонукліди поділяють на 4 групи:

- гідротропи – що залишаються у воді (^{51}Cr , ^{71}Ge);
- еквітропи – що рівномірно розподіляються серед компонентів водоймищ (^{60}Co , ^{86}Rb , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I);
- педотропи – що переважно накопичуються в ґрунті й донних відкладеннях (^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{137}Cs);
- біотропи – що переважно накопичуються в гідро біонтах (^{32}P , ^{115}Cd , ^{133}Ce).

Слід відзначити, що вказана класифікація досить умовна, оскільки відображає розповсюдження радіонуклідів для однієї моделі водоймища в експериментальних умовах. Зміна параметрів такої моделі (біологічних, фізико-хімічних, гідродинамічних та інш.) може привести до іншого розповсюдження окремих радіонуклідів між компонентами водоймища.

Рівень накопичення радіонуклідів гідробіонтами визначається не тільки фізико-хімічними властивостями різних гідробіонтів. Серед них більш високими коефіцієнтами накопичення штучних радіонуклідів характеризуються одноклітинні й клітинні водорості, потім йдуть вищі рослини, а потім – тварини.

Для природних ^{238}U , ^{226}Ra , ^nK , навпаки – більше у вищих рослин (80-100), ніж у водоростей (10-50); для ^{232}Th спостерігається протилежне: найвищий K_n виявлений в одноклітинних водоростей (120).

Головним чинниками, які впливають на K_n радіонуклідів гідробіонтами, є:

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

Для опису залежності радіонуклідів від їх хімічних аналогів використовується коефіцієнт дискримінації K_d : $K_d = K_1/K_2$, де K_1 – співвідношення вмісту, наприклад, Sr-90 і Ca в організмі, K_2 – у воді. Коефіцієнти дискримінації відрізняються певною сталістю за значних коливань вмісту хімічного аналогу і є видовою характеристикою гідробіонта, його здатності накопичувати K і Ca.

Шляхи надходження радіонуклідів у прісноводні екосистеми південного регіону України.

Джерелами надходження радіонуклідів техногенного походження є: по-перше, технологічні рідкі скиди АЕС, по-друге, забруднені «чорнобильським» аварійним викидом території водозбору річок і, по-третє, шахтні і промислові скидні води з об'єктів добувної і металургійної галузей.

Під час аварії на ЧАЕС у навколишнє середовище надійшла велика кількість радіонуклідів. Більшість з них належали до коротко існуючих радіонуклідів (^{131}I , ^{106}Ru , ^{144}Ce , інші), які сьогодні, у результаті радіоактивного розпаду, перетворилися на стабільні нукліди. Радіоактивне забруднення водних екосистем у перші дні після аварії відбувалося через випадіння аерозолів з радіоактивної хмари на поверхню водоймищ. В подальшому відбувався змив радіоактивних речовин дощами з забруднених територій у річкові екосистеми. Радіоактивні речовини, що випали з повітря на поверхню землі, потрапляють з поверховим стоком на водозбірні площі річок та інших водоймищ. Поверхневий стік залежить від характеру ландшафту, типу поверхні, щільності рослинного покриву, пори року, характеру і кількості опадів. Для рівнинних ландшафтів, які є типовими для півдня України, об'єм поверхневого стоку радіонуклідів становить (%): для ^{137}Cs – 0,01-0,04, для ^{90}Sr – 0,2-4,0 на рік.

Через високу вітрову активність на прибережних територіях можливе потрапляння радіонуклідів у водні екосистеми внаслідок дефляції чи вторинного вітрового підймання з пилом і аерозолями. Коефіцієнт вітрового підймання варіює від 10^{-2} в умовах сільськогосподарських робіт, до 10^{-12} для заасфальтованих міських територій. Вітрова активність на прибережних територіях може також сприяти надходженню радіоактивних речовин у складі аерозолів, мікроскопічних часток мулу, відмерлих водяних рослин і тварин до організму людини під час відпочинку населення на узбережжі річок і водоймищ.

При осіданні радіонуклідів у вигляді аерозолів з атмосфери значна їх частина потрапляє на дзеркало води. Аерозолі мають позитивний заряд, а поверхня Землі – негативний, при цьому негативний заряд водоймища є дещо більшим, ніж суші, внаслідок чого аерозолі в більшій кількості осідають на поверхню водоймища. Треба відзначити важливу роль водоймищ-охолоджувачів АЕС в надходженні і переході радіонуклідів у прісноводні екосистеми. Ці водоймища приймають на себе нормальні і аварійні скиди, а потім, внаслідок водообміну і дренажу, здатні передавати частину радіоактивності в русла річок.

Стікання радіонуклідів з поверхні ґрунтів річкового басейну залежить від часу. При збільшенні періоду контакту радіонуклідів з ґрунтом, коефіцієнт стоку ^{90}Sr знижується за експонентою з періодом напівзниження приблизно 2,4 роки. Коефіцієнт поверхневого стоку ^{137}Cs є приблизно в 10 разів меншим, ніж ^{90}Sr . Радіонукліди, які надійшли у водоймища за звичайних умов, швидко перерозподіляються і значною мірою переходять з водної фази у донні відкладення. Розподіл радіонуклідів серед елементів екосистеми прісноводного водоймища описують коефіцієнтами накопичення у системах «вода – компоненти водойми» (водяні рослини, донні відкладення, риба, молюски).

У воді морів, як правило, активність ^{90}Sr і ^{137}Cs у 6-10 разів є вищою, ніж в океані. У прибережній зоні радіонукліди осаджуються у донних відкладеннях. Останні мають високу сорбційну ємність, що призводить до накопичення ними радіонуклідів. Високий рівень мінералізації морської води зменшує накопичення радіонуклідів морською біотою (рослинами і тваринами), і коефіцієнти накопичення радіонуклідів для прісноводної біоти, в більшості, є вищими, ніж для морської, хоча останні також достатньо високі. Здатність морської і прісноводної біоти до накопичення радіонуклідів залежить також від вмісту біомаси в одиниці об'єму води.

Отже, усі радіонукліди, що потрапляють у водну екосистему, беруть участь у кругообігу речовин, який зумовлений трофічною структурою цієї екосистеми: від сталих елементів (вода, ґрунт) – до популя-

цій організмів різних трофічних рівнів. Якщо об'єми випадіння радіонуклідів на водозбірну територію є великими, загальний об'єм надходження радіонуклідів у водостоки з поверхневим стоком може бути дуже значним. Так, при активності ^{90}Sr у Краснянській заплаві р. Прип'ять $\sim 3,7 \cdot 10^{14}$ Бк, активність стоку з неї може досягати $1,5 \cdot 10^{13}$ Бк і більше.

У річках якісний склад води, в основному, формується під впливом фізико-екологічної обстановки, впливу антропогенних факторів, гідрологічних і геологічних умов водозбірної території. Велике значення для активності поверхневого стоку з водозбірної площі мають періоди весняних і осінніх паводків. Розрахунки показали, що у випадку затоплення численних заплав Дніпра, під час високих рівнів паводків, поверхневий стік ^{90}Sr може досягати 4-8% відкладень цього радіонукліду на заплаві за рік.

Особливості міграції радіонуклідів у прісних водоймах

Основні форми сполук радіонуклідів у воді знаходяться у розчинному або завислому стані. Вони можуть мати органічне чи неорганічне походження.

Вода є найкращим розчинником, тому в ній розчиняються майже усі неорганічні речовини і чимало органічних. Через це роль води при випадінні радіонуклідів на водне дзеркало і при процесі поглинання їх біотою і ґрунтами виключно велика. Під час розподілу радіонуклідів між компонентами водних екосистем її роль ще більше зростає через специфічність її властивостей: як розчинника, так і носія радіоактивних речовин; як невід'ємної хімічної сполуки у процесах перенесення і акумуляції радіонуклідів гідробіонтами та залишками відмерлих рослин і тварин.

Радіоактивні речовини надходять у водні екосистеми не лише в результаті випадінь з атмосфери і прямих скидів, а і через поверхневий їх змив з частками ґрунту з територій водозбору. За рахунок внутрішньогрунтового руху вони спочатку накопичуються у низовинах місцевості, а далі мігрують у водойми, або, за рахунок вертикальної міграції через розщілини у ґрунті, переміщуються у верхній горизонт ґрунтових вод.

Процеси, які визначають поведінку радіонуклідів у водоймищах, складні та різноманітні. На поведінку радіонуклідів у воді впливає багато різних факторів, таких, як фізико-хімічні властивості радіонуклідів, форми їх надходження до водойми та фізико-хімічні параметри водного середовища: pH , наявність макроаналогів, сольовий склад води, температура, сорбційна здатність і вологість ґрунтів. Розчинні форми радіонуклідів включаються у біологічний круговорот водоймищ і

поглинаються водною біотою. Радіонукліди, які сорбуються на завислих частинках, переносяться водою на великі відстані від місця їх потрапляння у водне середовище.

В залежності від місцевих умов, довжина ділянки, в межах якої зміщується забруднений потік зі всією масою води річки, а також час цього процесу, можуть бути різними. На малих річках зі швидкою течією зміщення можливо на відрізках річки в межах від одного до десятків метрів протягом декількох хвилин. На річках із середньою швидкістю течії повне змішування вод закінчується на відстані від 200 до 500 метрів нижче місця надходження скидів. В умовах середніх і великих річок, таких, як Дніпро, Південний Буг та інші, розбавлення відбувається на значній відстані від місця скидів. Встановлено, що 80% змішування відбувається на відстані декількох десятків кілометрів.

При надходженні радіонуклідів у поверхневі води під впливом природних факторів відбувається ряд їх перебудов. У водоймищах відбувається швидкий перерозподіл і накопичення радіонуклідів компонентами водних екосистем. Розчинні форми радіонуклідів включаються у біологічний круговорот водоймищ і поглинаються біотою, після відмирання якої вони у вигляді детриту випадають на дно. Крім цього, на дно водоймища осаджуються нерозчинні форми радіонуклідів, які депонуються донними відкладеннями.

Поведінка радіонуклідів у водоймі залежить також від індивідуальних властивостей. Від того, як буде поводитися радіонуклід у водоймі, чи буде він осаджуватися на дно водоймища або виноситися з потоками води, залежить його вміст у воді. Ґрунти водойм, через їх значну сорбційну властивість та ємність поглинання, осаджують на собі основну частину радіонуклідів, що надходять до водойми. Завдяки тому, що більшість радіонуклідів концентрується переважно у верхньому шарі ґрунтів, дно непроточних водойм може стати джерелом вторинного забруднення середовища радіоактивними речовинами. Тому вивчення процесів накопичення радіонуклідів мулами водних систем є важливою і необхідною умовою при оцінці радіоекологічної обстановки у водних екосистемах масиву.

Рівні накопичення і характер розподілу радіоактивних речовин у донних відкладеннях залежать від вмісту радіонуклідів у воді, їх форми, а також від механічного, мінералогічного і хімічного складу самого ґрунту. Найбільшою сорбційною здатністю володіють ґрунти, які складаються з дрібнодисперсних глинистих часток. Тому в тих місцях водоймища, де на дні присутні потужні відкладення мулу, можна очікувати більш значного накопичення радіоактивних речовин, ніж у рус-

лі річок, дно яких сформовано з чистих, добре промитих пісків або скельних порід.

В умовах великих і середніх річок, де розбавлення забезпечується великими витратами води, нукліди, які знаходяться у донних відкладеннях, практично не впливають на рівень радіоактивності води. На малих річках із повільною течією і мулистим дном, донні відкладення можуть виступати чинником вторинного забруднення води радіонуклідами.

Основний об'єм біомаси водоймищ складає водяна рослинність, різні види якої по-різному акумулюють радіонукліди. З числа водоростей і водяних рослин найбільшою здатністю накопичувати радіоактивні речовини характеризуються занурені форми, в яких відносно велика поверхня. В цьому відношенні особливо слід відзначити нитчасті водорості (*Cladophora fracta*), у меншій мірі водяні рослини – елодея (*Elodea*) і рдесті (*Potamogeton*), в порівнянні з такими, як осока (*Carex*), роголісник (*Ceratophyllum*), не кажучи вже про очерет з його жорсткими стовбурами і листями. З таблиці 3.5.1. видно, що найбільші коефіцієнти накопичення радіонуклідів у нижчих рослин і у нитчастих водоростей (10^4 - 10^5), у вищих рослин коефіцієнти накопичення не перевищують 10^4 .

Таблиця 3.5.1

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів водяними рослинами

Радіонуклід	Нитчасті водорості	Нижчі водорості	Елодея, рдест	Вищі рослини
^{60}Co	8750	39000	3490	6355
^{65}Zn	6110	13470	3110	7350
^{90}Sr	1910	62	805	430
^{106}Ru	2550	3200	1125	1580
^{137}Cs	1230	810	258	475

Вміст радіоактивних речовин у водяних рослинах залежить від концентрацій цих речовин у воді. При постійному їх вмісті у воді, між водою і водяними рослинами встановлюється динамічна рівновага. Однак, при сезонному відмиранні водяних рослин на дні водоймища може відбуватися накопичення радіонуклідів. Це явище відіграє особливу роль для дрібних водоймищ і ставків-охолоджувачів, температу-

рний режим яких сприяє росту водяної рослинності. Таким чином, водна рослинність, планктон відіграють значну роль у перерозподілі радіоактивних речовин у водоймищі.

У процесі свого життя риби засвоюють різноманітні біогенні елементи, які присутні у воді, в тому числі і їх радіоактивні аналоги (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H та інші). Рівень засвоєння радіонуклідів залежить від виду, віку, фізіологічного стану риб, а також від якості корму, рівня мінералізації води. Здатність риб накопичувати радіоактивні речовини призводить до того, що значна кількість радіонуклідів переходить з води водоймища в їх органи і тканини.

Міграційні процеси радіонуклідів у водному середовищі значно залежать від фізико-хімічних властивостей самого радіонукліду. Так, ^{137}Cs є «гарним» водним мігрантом. У хімічній і гідрохімічній поведінці він більше всього схожий з калієм. Він інтенсивно сорбується ґрунтом та мулами; у воді знаходиться, в основному, у вигляді іонів: до 70% ^{137}Cs знаходиться у катіонній і 12-15% – в аніонній формах. Основними фіксаторами ^{137}Cs у поверхневому шарі ґрунтів є каліємісткі мінерали. Ці мінерали є в достатніх кількостях в районах майже усіх атомних станцій, які побудовані на осадових породах. Тому радіоцезій, при надходженні його в навколишнє середовище, яке вміщує ілітові мінерали, не є добрим мігрантом у складі ґрунтових вод.

^{90}Sr , як радіоізотоп Sr, внаслідок близькості його іонного радіусу до кальцію та однакового з ним заряду (+2), поводить у гідрохімічних процесах аналогічно останньому. Потрапляючи в навколишнє середовище, ^{90}Sr включається (головним чином, разом з кальцієм) в усі процеси обміну речовин. Внаслідок близькості іонних радіусів стронцію і кальцію та однакового заряду (+2), стронцій у геохімічних процесах є аналогом кальцію.

В осілому циклі Sr, як і Ca, вилуджується і виноситься річками до океану. До складу морських опадів Sr надходить у вигляді карбонатів. Розчинність SrCO_3 перевищує розчинність CaCO_3 , тому у морській воді, порівняно з річковою, сильно підвищується співвідношення Sr/Ca. На практиці Sr залишається у розчині, а Ca у складі CaCO_3 випадає в осад, через що у морській воді багато Sr.

^{90}Sr , порівняно з радіоцезієм, є більш рухомих елементом. Внаслідок цього він легше змивається поверхневим стоком води і може фільтруватися через шари ґрунтів у підземні водні горизонти. ^{90}Sr присутній у воді переважно у вигляді іонів. Біля 70-95% сполук ^{90}Sr , що надходять з повітря, розчиняються у воді; 86% сполук ^{90}Sr присутні у воді у катіонній формі, 8% – в аніонній, 6% – у нейтральній. На міграційну здібність ^{90}Sr впливають аніони CO_3^{2-} і HCO_3^- , котрі створюють слабо

розчинні сполуки. Сульфати ^{90}Sr більш розчинні, ніж карбонати, тому у воді сульфатного класу вміст ^{90}Sr є вищим, ніж у воді гідрокарбонатного класу.

Поведінка ^3H в навколишньому середовищі характеризується тією особливістю, що його атоми входять до складу води. Усі ж інші радіонукліди мігрують у вигляді розчинів хімічних з'єднань. Тому схема міграції ^3H є специфічною. Наприклад, якщо для інших радіонуклідів характерним є сольовий обмін речовин у рослинах, то більша частина ^3H поглинається коренями у вигляді води і витрачається на випаровування. Крім цього, своєрідним є також механізм осадження ^3H на поверхню й вторинне його надходження до атмосфери. Він пов'язаний з процесами конденсації й випаровування атмосферної вологи.

Надходження ^3H до атмосфери з викидами АЕС є характерним для атомних електростанцій, які використовують реактори ВВЕР. У скидних водах АЕС, через використання реакторів ВВЕР, ^3H може складати до 60% від усього обсягу викидів АЕС. Він є основним радіоактивним компонентом рідких скидів і газоподібних викидів більшості атомних електростанцій, бо практично не піддається фільтрації. Це призводить до забруднення ґрунту, ґрунтових і поверхневих вод навкруги АЕС. ^3H дуже рухомий, адже кругообіг води в природі досить швидкий. ^3H швидко мігрує за головними складовими наземних і водяних екологічних систем: «атмосферне повітря – ґрунт – рослина – організм тварини»; «вода водоймища – водяні рослини – риба» та інші. Через ці та деякі інші специфічні особливості ^3H відносять до числа найбільш радіаційно-небезпечних радіонуклідів, які спроможні забруднювати біосферу не лише у районі безпосереднього розміщення джерела, але і на значній відстані від нього.

Отже, при надходженні у поверхневі водоймища суміші радіонуклідів відбувається їхня міграція і розподіл між компонентами водоймища: водяними рослинами, донними відкладеннями, рибою, молюсками, планктоном. Донна поверхня будь-якого водоймища є депо фіксації більшості радіонуклідів. Найбільшою сорбційною здібністю володіють глинисті (мулові) донні відкладення. Значна кількість радіонуклідів переходить з води у тканини риб і у водяну рослинність.

Характерні особливості міграції радіонуклідів у прісноводній екосистемі.

Камерна модель прісноводного водоймища складається з трьох блоків: «вода», «донні відкладення», «біота» (рис. 3.5.1). При забрудненні водоймища радіонукліди надходять у воду, а потім розподіляються в зазначених блоках.

Вода у водоймищі відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції радіонуклідів до його ґрунту і біологічних компонентів. Радіоактивні забруднення, що зазвичай є сумішшю різних радіонуклідів, можуть міститись у воді в складі різних хімічних сполук у водорозчинній формі чи у вигляді суспензій.

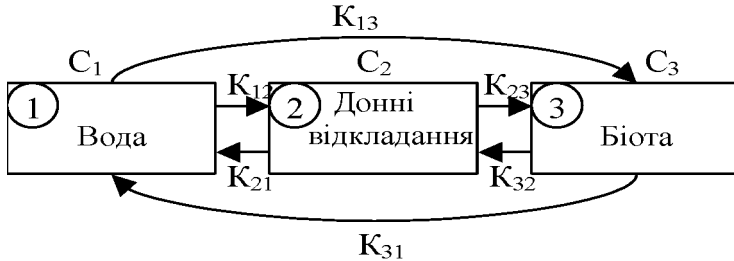


Рис. 3.5.1. Блок-схема камерної моделі водоймища (тут і далі двома цифрами позначено камери, між якими відбувається перерозподіл радіонуклідів)

Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водоймищах, що були місцем скидання радіонуклідів, а також експерименти, проведені в штучних водоймищах і акваріумах, засвідчили, що мулові маси та інші донні відкладення мають високу сорбційну здатність щодо різних радіонуклідів. Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом встановлюється з коефіцієнтом k , що, як правило, перевищує 100 (тобто 1 частка радіонуклідів знаходиться у воді а 99 – у донних відкладах). Якщо водоймище має ґрунт суто піщаний чи торф'яний, то глибина проникнення в нього радіонуклідів та їх кількість можуть істотно змінюватись.

Проте, як свідчать практика і дані літератури, у звичайних неспроможних водоймищах із донними відкладеннями сапропелевого типу скинута в них суміш радіонуклідів концентрується, в основному, у верхньому шарі 10-20 см завтовшки, і співвідношення активності радіонуклідів у мулах і воді в середньому становить 10^2 - 10^3 . Ця висока поглинальна здатність донних відкладень зумовлена, ймовірно, великою кількістю органічних речовин, що містяться в них і перебувають у високодисперсному колоїдному стані. Завдяки цьому саме донні відкладення відіграють у водоймищі роль депо, у якому концентруються радіонукліди, що потрапляють до нього.

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може зміщуватися в той чи інший бік. Одним із найважливіших чинників, що впливають на

здатність донних відкладень до поглинання, є кислотна (активна) реакція (рН) води водоймища. Так, більшою є сорбція продуктів поділу ядер урану, тобто, в основному, елементів лужноземельної і рідкісноземельної груп, що відбувається в слабколужному середовищі (при рН=8,5-9,0). За такої самої активної реакції води солі важких і лужноземельних елементів утворюють нерозчинні гідроксида, що випадають в осад. Десорбція радіонуклідів із донних відкладень за нейтральної реакції середовища (рН=7,0) дуже незначна і становить, наприклад, за стронцієм і цезієм, лише 0,4-4,0% на рік. Якщо рН водоймища знижується у кислотний бік, вихід раніше абсорбованих радіонуклідів у воду може сягати 50% і більше. Тому для того щоб донні відкладення депонували і міцно утримували радіонукліди, їхня реакція має бути лужною або нейтральною.

Розподіл радіонуклідів у морській екосистемі.

Роль морів і океанів у підтриманні стабільності всієї біосфери величезна. Для розуміння цієї ролі розглянемо явище транспортування радіонуклідів, трасерів (міток) чи маркерів, що характеризують екосистеми. Найбільші надходження радіонуклідів у моря й океани були під час випробувань ядерної зброї в 1950–1960 рр. Додаткове локальне забруднення морських екосистем відбувається від скидань і викидів ядерних реакторів, заводів із виробництва ядерного палива, від захоплення у морях радіоактивних відходів, а також аварій та інших джерел. Природні радіонукліди потрапляють у моря внаслідок ерозії гірських порід.

Більшість ядерних військових випробувань проводилися на континентальному шельфі й островах Тихого океану в 1946–1962 рр. Так, Велика Британія провела кілька ядерних випробувань у Тихому океані в 1952–1958 рр., Росія проводила ядерні випробування на полігонах у полярних морях біля Кольського півострова і на Новій Землі.

Ядерні випробування у Тихому океані призвели до локальних радіонуклідних забруднень. Дослідники вважають, що внаслідок таких випробувань у океани і моря (які займають 71% земної поверхні) випадає більше радіонуклідів, ніж на сушу. Частина радіонуклідів, що випали на сушу, потрапляє в океан через вітровий і поверхневий стоки. Найважливішою складовою поверхневого стоку радіонуклідів у морські екосистеми є стоки рік. Так, стік Дніпра є визначальним в оцінці депонування радіонуклідів, зумовлених Чорнобильською аварією, в Чорному морі й Світовому океані. За натурними даними, активність стоку радіонуклідів у Чорне море становить $(185-740) \cdot 10^{10}$ Бк (50-200 Ки) на рік. Добре відомі ситуації з потраплянням у моря й океани радіонуклідів з локальних джерел радіонуклідного забруднення. Так,

наприклад, у водах річки Колумбія (США), що впадає в Тихий океан, міститься близько $3,7 \cdot 10^{13}$ Бк (10^3 Ки) активності радіонуклідів на добу. Джерелом такого забруднення є фірма HANFORD ATOMIC PRODUCTS OPERATION, розташована за 370 миль вище за течією цієї річки. Цей стік містить близько 60 різних радіонуклідів. У морській воді містяться також природні радіонукліди. Це, насамперед, калій-40, уран, торій, радій і рубідій. Штучні радіонукліди представлені продуктами поділу урану і радіонуклідами, що утворилися зі стабільних елементів після активації нейтронами. Найважливішими продуктами поділу ядер, що виявлені в морській воді і біоті, є ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{137}Cs , ^{144}Ce , $^{95}\text{Zr-Nb}$, $^{103}, ^{106}\text{Ru}$, $^{103}, ^{106}\text{Rh}$ і короткоіснуючі ізотопи – ^{131}I і ^{140}Ba . Основні продукти активації – це ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{57}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn . У низьких концентраціях містяться в морській воді ^{51}Cr , ^{14}C і ^3H , в дуже низьких – ^{239}Pu та інші трансуранові елементи.

Фізико-хімічні форми радіонуклідів значною мірою впливають на їх міграцію в природному середовищі. Різноманітність речовин, що містяться у морській воді, утруднює передбачення фізичних і хімічних форм перебування для більшості радіонуклідів. За даними літератури, ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{95}Zr існують тут в іонній формі, а тенденція для ^{103}Ru , ^{144}Ce , ^{90}Zn , ^{90}Y , ^{95}Nb і ^{59}Fe – перебувати в морській воді у вигляді колоїдів. Установлено, що радіонукліди ^{57}Co , ^{54}Mn і ^{59}Fe містяться в морській воді в нерозчинній формі. Розчинні радіонукліди, такі як ^{90}Sr , можуть незворотно зв'язуватися із Са і переходити в нерозчинний стан.

Океан, порівняно з прісноводними екосистемами, є відносно гомогенним середовищем. Проте і в ньому також можна виділити кілька різних підсистем: а) відкритий океан; б) глибоководну частину; в) континентальний шельф; г) коралові рифи; д) естуарії (гирла) рік з унікальними властивостями. Океан займає 60% поверхні Північної і 80% Південної півкуль. Середні глибини океану становлять 4 км і містять $1,4 \cdot 10^9$ км³ води. Це величезне депо радіонуклідів. Континентальні шельфи займають лише 6% поверхні океану, але вони найважливіші для його біологічної продуктивності.

Океанічні води вертикально стратифіковані чи розподілені за температурою і густиною, що залежить від температури і вмісту солей. Глибинні води холодніші, ніж поверхневі, і містять більше солей. Поверхневі води змішуються дуже швидко до глибини термокліну, пінокліну (різкий перепад за температурою і щільністю води) і галокліну (різкий перепад за солоністю води на великих глибинах). Верхній шар води під дією вітру і хвиль відносно легко розподіляється у глибину до 75 м. Глибинні шари води, нижче від пінокліну, також перемішуються, але повільніше. На рівні термокліну звичайний рух води

припиняється. Тому горизонтальне розсіювання в морі завжди відбувається швидше, ніж вертикальне.

Інший важливий чинник міграції радіонуклідів у морях і океанах – це хімічний склад води. Встановлено, що вміст Н, О, Na, Cl досягає 10-19 г/л, а К і Са – 380-400 мкг (у прісній воді їх вміст становить близько 10⁻⁸ г). Внаслідок цього прісноводні організми, у тому числі риби, поглинають значно більше ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr, ніж морські (таблиця 3.5.2.).

Таблиця 3.5.2

Типові коефіцієнти накопичення ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в деяких компонентах морської і прісноводної екосистем

Компонент	Коефіцієнт накопичення для екосистеми			
	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
	прісноводної	морської	прісноводної	морської
Молюски	600	8	600	1
Риби	3000	15	200	0,1
Ракоподібні	4000	23	200	1

Інша причина меншого накопичення цих радіонуклідів у морських організмах полягає в тому, що море, на відміну від прісноводних водоймищ, містить величезний об'єм води для розведення радіонуклідів. Радіонукліди цезію-137 та стронцію-90 у морській воді містяться в розчинній формі й унаслідок високої концентрації хімічних аналогів (носіїв) у незначній кількості входять до складу морської біоти. У відкритому океані, де мала кількість біоти, радіонукліди перерозподіляються між водою і різними суспензіями.

Розглянемо, як відбувається розподіл радіонуклідів у товщі морської води. Дослідження розподілу радіонуклідів за глибиною показали, що значна частина радіонуклідів міститься на глибині менш ніж 100 м, а решта – до 1000 м. Біота справляє незначний вплив на рух радіонуклідів у морській воді. Ступінь біотичного впливу залежить від радіонуклідів та інших чинників середовища. Так, планктон і вищі організми накопичують радіонукліди в значній кількості і захоронюють їх завдяки екскреції. Популяції малих організмів, таких, як фітопланктон, для якого характерні швидкі процеси обміну, переносять значні кількості радіонуклідів у глибокі шари води й у седименти після відмирання.

Підсумовуючи дані щодо накопичення радіонуклідів у морях і океанах, можна зробити висновок, що продукти розподілу й активації, що існують переважно в колоїдній формі, краще захоронюються в морсь-

ких екосистемах, ніж ^{137}Cs і ^{90}Sr . У прісноводних водоймищах навпаки. Незважаючи на нерозчинну форму, ^{103}Ru , ^{144}Ce і ^{65}Zn легко акумулюються в морських фільтрувальних організмах, у тому числі зоопланктоні й молюсках.

Радіонукліди ^{65}Zn , ^{59}Fe , ^{57}Co і ^{54}Mn легко акумулюються в морському планктоні, але тільки ^{65}Zn і ^{59}Fe добре акумулюються вищими консументами і хижаками. Радіонукліди ^{95}Zr , ^{59}Fe , Al , ^{14}C і ^{32}P можуть концентруватися в морських трофічних ланцюгах, оскільки їх вміст у морі є незначним. У коралах добре концентрується ^{90}Sr .

Отже, морські організми концентрують практично всі радіонукліди (таблиця 3.5.2.), тоді як континентальні – в основному, ^{137}Cs і ^{90}Sr . Відокремлюють дві основні причини різної міграції радіонуклідів у морських, континентальних і прісноводних екосистемах:

- ^{137}Cs і ^{90}Sr більше розбавляються K і Ca в морській воді, ніж у ґрунтах і прісноводних водоймищах;
- фільтрувальні організми (зоопланктон і молюски) здатні активно накопичувати нерозчинні форми радіонуклідів.

Радіонукліди, що потрапляють у морську екосистему повітряним шляхом та з поверхневим стоком, відносно рівномірно розподіляються серед її основних компонентів – води, суспензій і морської біоти. Оскільки море й океан є кінцевими депо захоронення радіонуклідів, то там вони і залишаються. Кінцевий розподіл радіонуклідів серед компонентів такої екосистеми зумовлюється коефіцієнтами переходу радіонуклідів.

Розподіл радіонуклідів серед компонентів прісноводних водоймищ.

Прісноводні екосистеми за міграцією в них радіонуклідів істотно відрізняються від морських. *По-перше*, вміст біоти в них значно нижчий; *по-друге*, об'єм шару донних відкладень, що сорбує радіонукліди, в цілому, відповідає об'єму води; *по-третє* – вміст хімічних речовин інший, що впливає на перехід радіонуклідів.

Міграція радіонуклідів у прісноводних екосистемах є дуже складною через численність фізичних і біологічних процесів, що її контролюють. Одні процеси зумовлюють розсіювання радіонуклідів, інші мають тенденцію концентрувати їх в окремих компонентах екосистем.

Процеси депонування радіонуклідів у компонентах водних екосистем пов'язані із седиментами (суспензіями), перифітоном (мікроскопічні рослини, що прикріплені до поверхні дна), кореневою вегетацією рослин, а також із тваринами, що мешкають у водному середовищі. Значна частина радіонуклідів утворюється у водному середовищі вна-

слідок інкорпорування у вільно існуючі організми (такі, як фітопланктон), а також у біомасу, що відмирає (детрит).

Можливі типи акумуляції радіонуклідів у водних екосистемах передбачають фізичні процеси – адсорбцію на поверхні, абсорбцію через мембрани клітин із водної фази і при живленні. Тоді як водяні рослини екстрагують (поглинають) мінеральні солі прямо з води, водяні ссавці можуть накопичувати радіонукліди по харчових ланцюгах (мережах) і внаслідок прямої адсорбції з водної фази. Для безхребетних і рослин головними механізмами накопичення радіонуклідів, вважають адсорбцію і абсорбцію; а для хребетних і м'ясоїдних – харчування. Наприклад, у р. Колумбія риба виявилася в 100 разів радіоактивнішою, ніж та, що живе у забрудненій воді (через те, що остання отримувала чисту їжу).

3.6. Міграція радіонуклідів в агроекосистемі зрошуваного землеробства

Радіоактивні речовини можуть надходити в тканини рослин, в основному, двома шляхами: аеральним та ґрунтовим. При зрошуваному землеробстві з'являється третій шлях надходження радіонуклідів у сільськогосподарські культури – з води.

Аеральний шлях надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.

Механізм проникнення радіонуклідів у рослини з поверхні рослин та радіочутливість рослин до сьогоdnішнього часу неповністю досліджені. Найбільш досліджено кількісний характер засвоєння радіонуклідів рослинами. Як відомо, некореневий шлях надходження радіонуклідів у сільськогосподарські культури характеризується значно вищими, в порівнянні з ґрунтовим шляхом, величинами накопичення радіонуклідів в органах рослин: безпосередньо на листі і на стеблах рослин може затримуватися до 20-50% осілих продуктів ділення; аеральний коефіцієнт накопичення ^{90}Sr перевищує ґрунтовий коефіцієнт для конюшини та зеленої маси кукурудзи в 27 та 130 разів відповідно, по ^{137}Cs для диких трав ця різниця дорівнює 530 разів.

Активне поглинання радіоактивних речовин при некореновому надходженні до рослини відбувається через листя (листове поглинання), через суцвіття (флоральне поглинання) і через базальну частину рослини або поверхневі корені (поглинання із дернини в базальні частини стеблини), причому при підвищеній вологості повітря поглинання з поверхні листя підвищується, а при відносно низькій вологості – знижується. Для цього шляху надходження радіонуклідів у тканину рос-

лини має значення валентність іонів: одновалентні (K^+ , Rb^+ , Cs^+) впроваджуються легко, а двовалентні (Mn^{++} , Ca^{++} , Sr^{++} , Ba^{++}) – гірше; іони, які утворюють більш високі валентності (^{95}Zr , ^{95}Nb , $^{103+106}Ru$, ^{125}Sb , ^{144}Ge), лише фіксуються, а не поглинаються.

Первинна затримка радіонуклідів мало залежить від їх хімічної природи, визначальними факторами є густина, зімкненість рослин і їх морфологічні особливості. Первинна затримка ^{137}Cs рослинами жита, вівса і ячменю в фазу кущення, колосіння і дозрівання складає 60-85% від загальної кількості. Кількість ^{90}Sr , яка затримується рослинним покривом луку, знаходиться в прямій залежності від врожаю трави, й у зворотній – від розміру крапель води, що надходить на рослини.

Позакореневе забруднення рослин радіоактивними речовинами відбувається також за рахунок радіонуклідів, які раніше відклалися на поверхні ґрунту. Зазвичай прийнято вважати, що забруднення рослин за рахунок розбризкування ґрунту при дощі і шляхом запилення є неважливим. Однак додаткове надходження ^{90}Sr у сіно природних трав при розбризкуванні при дощі і шляхом запилення складає 50% від первинного вмісту після згрібання. При окремому зборі зерна при підборі валків пшениці з низьким зрізом (8-10 см) радіоактивність зерна збільшувалася на 70%, а при високому зрізі (20-22 см) – на 30%. Це явище пояснюється тим, що збір хлібів на низькому зрізі завжди призводить до захоплення частинок ґрунту і до утворення радіоактивного пилу, який забруднює зерно. Для характеристики швидкості очищення наземної біомаси рослин від осілих на них радіоактивних речовин прийнято використовувати поняття *напівочищення*. Тривалість періоду напівочищення трав'яних рослин від різних продуктів ділення для помірної зони, в середньому, дорівнює 14 добам. Втрата радіостронцію наземною частиною рослин після одноразового забруднення відбувається за двооекспоненційною кривою: період напіввтрати для першої експоненти, яка характеризує ту частину нукліду, що слабо сорбується рослинами, складає, в середньому, 3-6 діб, а для другої експоненти, яка характеризує міцно фіксовану частину, період напіввтрати складає 10-30 діб при забрудненні рослин у ранні і пізні фази розвитку відповідно. Крім цього, зміна питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs у надземній частині рослин залежить від виду рослин і, перш за все, від швидкості приросту їх біомаси після забруднення радіонуклідами. Є висновки, що різниця в накопиченні радіостронцію у кінцевій продукції при аеральному забрудненні на 5% зумовлена кліматичними умовами, на 50-75% – впливом строків забруднення сільськогосподарських культур, на 10-30% – впливом різних умов вирощування.

Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини з ґрунту.

Засвоєння радіонуклідів рослинами з ґрунту залежить від комплексу чинників, серед яких можна виділити чотири основних: фізико-хімічні та механічні властивості ґрунту, біологічні особливості рослин, фізико-хімічні особливості радіонуклідів і особливості агротехніки обробки культур.

Роль основних фізико-хімічних і агрохімічних показників ґрунту, що визначають рухливість радіонуклідів в системі ґрунт-рослина, в даний час вивчена достатньо повно, хоча в кількісному співвідношенні вплив окремих властивостей ґрунту неоднаковий для різноманітних радіонуклідів. В цілому, спрямованість дії ґрунтових властивостей на біологічну рухливість радіонуклідів можна описати таким чином: доступність рослинам радіонуклідів підвищується зі зменшенням вмісту в ґрунті фізичної глини, мулу, органічних речовин, обмінних катіонів, місткості поглинання. Неоднозначно впливають на доступність засвоєння рослинами радіонуклідів такі особливості ґрунту, як рН, вміст карбонатів і вогкість.

Місткість поглинання і обмінні катіони. Збільшення обмінної місткості ґрунту обумовлює, як правило, зростання міцності сорбції мікрокількості радіонуклідів, а склад обмінних катіонів визначає специфіку обмінних реакцій радіонуклідів з їх хімічними аналогами-макроносіями по відношенню до цих радіонуклідів. Накопичення рослинами ^{90}Sr в більшості випадків обернено пропорційно до місткості поглинання ґрунту і кількості в ній обмінного Са. ^{90}Sr пересувається по харчових ланцюжках разом з Са, який є одним з важливих біогенних елементів, але не ідентично з ним. При переході ^{90}Sr за біологічними ланцюжками співвідношення ^{90}Sr до Са, як правило, змінюється і в наступній ланці стає менше. Із зростанням концентрації Са у ґрунті зменшується співвідношення радіостронцію до Са у рослині. Це зменшення спостерігається до рівня вмісту Са, що дорівнює 100% ємності катіонного обміну ґрунту. Співвідношення ^{90}Sr до Са у рослині менше, ніж у ґрунті. Це явище більш різко виражене у ранні фази розвитку рослин і слабше – у пізній період. Взагалі середній коефіцієнт дискримінації (співвідношення $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ у рослині до $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ у ґрунті) для ^{90}Sr в системі «ґрунт – рослина» приймається 0,8.

Перехід радіонуклідів Cs ґрунту в рослини, в значній мірі, визначається вмістом в ґрунті обмінного калію: зі збільшенням його концентрації інтенсивність поглинання ^{137}Cs рослинами знижується. Коефіцієнт дискримінації ^{137}Cs по відношенню до К залежить, в першу чергу, від властивостей ґрунту, а також від особливостей рослин. В умовах піщаних культур різниця у вмісті ^{137}Cs на 1 г К у рослинах, порівняно з ґрун-

том, складає $0,28 \pm 0,87$ в різні періоди розвитку рослин (пшениця, горох). Для суглинків, чорнозему коефіцієнт дискримінації ^{137}Cs по відношенню до К складає $0,0008 \pm 0,044$. Однак, між співвідношенням радіоцезію і К у рослині, і співвідношенням їх у ґрунті в більшості випадків пропорційності не спостерігається. Коефіцієнт дискримінації ^{137}Cs по відношенню до К при переході цих елементів із ґрунту в рослини сильно залежить від властивостей ґрунту, особливостей рослини і т. ін.

Підвищеному переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини сприяє кисла реакція ґрунтового розчину і нестача калію. Є висновки, що вміст радіостронцію в овочах, картоплі знижується від ранньоспілих сортів до сортів, які дозрівають пізно.

Механічний склад. Зі збільшенням дисперсності ґрунтових частинок доступність радіонуклідів рослинам знижується. Найбільший вплив на рухливість радіонуклідів в ґрунтах чинять частинки фізичної глини і мулу, що володіють більшою поглинальною здатністю, порівняно з більш крупними фракціями. Радіонукліди Sr, Cs, Co міцно закріплюються в ґрунті, який вміщує велику кількість високодисперсних глинистих частинок. Додавання до піску мулистій фракції чорнозему або дерново-підзолистого ґрунту знижує накопичення Sr у врожаї вівса і пшениці в 1,5-2 рази, для ^{137}Cs цей ефект є більш значним. Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr на піщаних ґрунтах є в 4 рази вищими, ніж на суглинних, ^{137}Cs відповідно в 100 разів, а ^{54}Mn і ^{60}Co – в 40 разів [4]. За здатністю до сорбції цих ізотопів ґрунти розташовуються в наступному порядку: дерново-підзолисті, сіроземи, жовтоземи, червоноземи, каштанові, чорноземи. Найбільший перехід радіоцезію в рослини відмічають на піщаних та супіщаних ґрунтах з низьким вмістом глинистих мінералів та органічної речовини. Проте, в межах однієї ґрунтової групи характер надходження ^{137}Cs у рослини може змінюватися залежно від ємності поглинання ґрунту, вмісту макро- та мікроелементів, рН ґрунтового розчину.

Такий вплив дрібних фракцій ґрунту пов'язаний з більш міцною фіксацією в них радіонуклідів, що, в свою чергу, обумовлено як більшою питомою поверхнею глинистих та мулових частинок, так і зміною хімічних властивостей ґрунтів: підвищується вміст обмінних катіонів і органічної речовини, а також місткість поглинання.

В цілому, вплив ґрунтових властивостей на біологічну швидкість радіонуклідів можна описати наступним чином: перехід радіонуклідів у рослини збільшується при зменшенні вмісту в ґрунті глини, мулу, органічних речовин, ємності поглинання.

Результати вивчення міграції радіонуклідів у ґрунті, яке проводилося Науково-інженерним Центром радіогідроecологічних полігонних дос-

ліджень НАН України, свідчили про підвищену швидкість вертикальної міграції радіоцезію у ґрунтових розрізах деяких типів зон тектонічних порушень. Вказувалося на механізм реалізації цього явища: тектонічне порушення – зменшення щільності порід – виробка негативної форми рельєфу – підвищена вологість порід зони аерації – інтенсивна міграція вологи – просування фронту радіонуклідів.

Вміст гумусу. Органічна речовина ґрунту здійснює різний вплив на доступність радіонуклідів рослинам. Зниження надходження радіонуклідів в рослини з ґрунтів з високим змістом гумусу пов'язано зі здатністю гумінових кислот адсорбувати іони металів. Крім високої катионообмінної здатності, органічні речовини ґрунту можуть створювати міцні комплекси з радіонуклідами, які не засвоюються рослинами. Суперечливими є дані відносно впливу органічної речовини ґрунту на доступність рослинам ^{137}Cs . В одних випадках наголошується незначна роль органічної речовини в процесі фіксації цього радіонукліду, в інших підкреслюється, що органічні сполуки збільшують рухомість радіонуклідів цезію або знижують перехід ^{137}Cs з ґрунту в рослини.

Вплив фізико-хімічних властивостей радіонуклідів.

Фізико-хімічні особливості радіонуклідів – найважливіший чинник, що визначає їх біологічну рухливість в системі ґрунт-рослина. Накопичення радіонуклідів і характер їх розподілу по органах рослин визначаються, в першу чергу потребою в них рослинних організмів. В рослинах у великих розмірах концентруються радіонукліди, які представляють елементи, що необхідні для нормальної життєдіяльності рослин (радіонукліди I, Zn, Mn). Сильний ступінь акумуляції характерний також для радіонуклідів, макрокілкости ізотопних носіїв яких відносяться до біологічно важливих елементів (^{90}Sr -Ca, ^{137}Cs -K.). Ці радіонукліди, окрім високих коефіцієнтів накопичення, відрізняються переважним концентруванням в надземних органах рослин, порівняно з коренями.

Радіонукліди біологічно інертних елементів (фізіологічна роль їх ще мало вивчена) або фітотоксичних елементів (Se, важкі природні радіонукліди, трансуранові радіонукліди) при високих концентраціях в ґрунтах поглинаються рослинами в мінімальних кількостях, основна частина цих радіонуклідів депонується в кореневій системі. І лише при високому вмісті цих радіонуклідів в ґрунті, який перевищує «граничні фітотоксичні рівні», можливі порушення фізіологічних бар'єрів тканин рослин і різке зростання переходу таких радіонуклідів в надземну масу рослин.

^3H . Одним з найпоширеніших сполук ^3H є його окис (^3HNO), який за своїми хіміко-фізичними властивостям є майже повністю ідентичним

воді. В зв'язку з цим він рівномірно розподіляється у водній фазі ґрунту і рослинного організму. Дискримінація ^3H щодо легкого ізотопу водню – протія (^1H) при кореневому надходженні в рослині практично відсутня. Проте, при включенні ^3H в органічні сполуки рослин спостерігається дискримінація ^3H по відношенню до ^1H , яка може досягати 20%. В процесі фотосинтезу дискримінація ^3H може скласти 2-кратну величину.

^{137}Cs та ^{90}Sr . Залежно від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, їх накопичення рослинами варіюється в дуже широких масштабах. Найвищою біологічною рухливістю відрізняються ^{90}Sr і ^{137}Cs . Коефіцієнти накопичення K_n рослинами ^{89}Sr і ^{90}Sr можуть досягати 20, а ^{134}Cs і ^{137}Cs – 2. При цьому значна частина (60-80%) радіонуклідів нагромаджується в надземній частині рослин. Для розподілу ^{137}Cs та, особливо, ^{90}Sr , по надземних органах рослини характерною є висока концентрація їх у вегетативних частинах, порівняно з репродуктивними. Найбільш високими K_n ^{90}Sr характеризуються одно- і багаторічні трави, що забезпечує його інтенсивне включення через кормові міграційні ланцюжки в тваринницьку продукцію (в першу чергу в молоко). Значне накопичення ^{90}Sr відзначено у гороху, як типового представника кальцієфільних рослин. Дуже низькими K_n відрізняється зерно кукурудзи. По накопиченню ^{137}Cs також виділяються одно- і багаторічні трави, горох. Низькі K_n ^{137}Cs характеризують зернові культури.

На процеси міграції радіонуклідів впливають різні форми їх перебування у ґрунті: водорозчинна, обмінна та фіксована. Водорозчинні сполуки, як правило, є доступними і придатними до міграції в ґрунтовому покриві. Обмінна форма розглядається як резерв водорозчинної. Результати досліджень форм перебування радіонуклідів, в основному ^{90}Sr і ^{137}Cs , у пошарових пробах кількох вертикальних розрізів дерново-підзолистого, супіщаного і торф'яного ґрунтів показали, що для ^{90}Sr , в цілому, характерна більш інтенсивна, порівняно з ^{137}Cs , міграція в ґрунтах.

Характер міграційних кривих для окремих форм і радіонуклідів, в цілому, в більшості випадків схожий. У дерново-підзолистих ґрунтах мобільні форми ^{137}Cs розподілені практично синхронно з валовим вмістом ^{137}Cs , 80-90% якого зосереджено в верхньому (1 см) шарі ґрунту. Визначено випередження протікання міграційних процесів для водорозчинної форми. Біля 60% валового вмісту ^{90}Sr , а також його мобільних форм зосереджується в шарі 0-1 см. У дерново-слабко підзолистих ґрунтах відмічено незалежний характер розподілу водорозчинних форм ^{137}Cs . ^{90}Sr розподіляється за вертикальним профілем практично рівномірно. У дерново-підзолистому ґрунті відмічається більш інтен-

сивне заглиблення як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . У верхньому шарі ґрунту залишається не більше 30% загальної кількості радіонуклідів.

Останнім часом зростає цікавість до питання про роль низькомолекулярних органічних сполук ґрунту в накопиченні радіонуклідів рослинами, бо ці сполуки відносяться до числа найбільш біологічно доступних, міграційно здатних і вносять чималий внесок (у деяких випадках до 70-90%) у процес надходження радіонуклідів у рослини. Отримано ряд даних, які дають можливість пов'язувати міграційні процеси радіонуклідів і накопичення їх рослинами з діяльністю ґрунтових мікроорганізмів. У зв'язку з цим показано, що не можна ігнорувати роль ґрунтових мікроорганізмів, як основних деструкторів органічних речовин. Показано, що процеси формування доступних форм ^{90}Sr залежать, в основному, від стану фізико-хімічних процесів, які відбуваються в ґрунті, і меншою мірою, ніж для ^{137}Cs , пов'язані з життєдіяльністю мікроорганізмів, які беруть участь у деструкції органічної речовини ґрунту.

Існують дані про вплив земляних тварин на поведінку радіонуклідів у ґрунті. Фауна ґрунту являє собою сукупність тварин, які згруповані у чотири категорії розміром від мікрофауни ($< 0,2$ мм, наприклад, амеби) до макрофауни (> 20 мм, наприклад, земляні черви) і які виключно, або на деяких стадіях свого життя, мешкають у ґрунті та можуть відповідним чином впливати на міграційні процеси радіонуклідів у ґрунті. Хоча біомаса фауни ґрунту є відносно малою частиною у загальній масі ґрунту, але вона займає і є ефективною в переміщенні матеріалу доверху проти потоку води, у переміщенні верхньої частини ґрунту донизу, у змінах тканини ґрунту і мікротопографії, у зміні органічної складової, у регулюванні процесів у мікроорганізмах, продукує поживні речовини і додає біохімічно оброблені компоненти до тіла ґрунту. Відомо про прямі (транспортування компонентів ґрунту в різних напрямках, матеріальна і біохімічна перебудова компонентів ґрунту) і непрямі ефекти (допомога транспортуванню завдяки мікропорам, підтримка рослинами фізіологічних і мікробіологічних процесів). Відомою є транспортна модель дії земляного черв'яку, яка заснована на експоненційній функції живучості, що характеризує ефективність всього транспорту і перемішуючих процесів у ґрунті. Ця модель дає криві зміни з часом відносних активностей радіонуклідів у верхній частині (10 см) рівня ґрунту у випадках сорбції радіонуклідів мінеральними або органічними компонентами ґрунту. Порівняння з ефектом чистого переміщення показало, що тільки у випадку слабо сорбуючих радіонуклідів ґрунтів зменшення дії є швидшим, ніж в інших структурах ґрунту. Тобто, дія існуючої в ґрунті фауни може бути настільки ж

корисна і ефективна у переміщенні радіонуклідів у профілі ґрунту, як і переміщування ґрунту.

Вплив біологічних особливостей сільськогосподарських рослин.

Накопичення радіонуклідів кореневим шляхом, разом з іншими чинниками, визначається біологічними особливостями рослин. Перехід радіонуклідів в рослини залежить як від видових, так і від сортових особливостей. За однакових ґрунтово-кліматичних умов окремі види сільськогосподарських рослин можуть розрізнятися за вмістом ^{90}Sr в цінній частині врожаю в 22-25 разів, а за вмістом ^{137}Cs – в 8-30 разів. Як правило, рослини, що містять більше кальцію, накопичують ^{90}Sr в підвищених кількостях, ті, що «полюбують» калій – поглинають більше ^{137}Cs . На надходження радіонуклідів роблять вплив характер розподілу в ґрунті кореневої системи, продуктивність, протяжність вегетаційного періоду та інші біологічні особливості рослин. Так, на дерново-підзолистих суглинних ґрунтах коефіцієнт накопичення ^{137}Cs для зерна пшениці, сої і гречки дорівнює 0,05, а на вилуженому чорноземі для пшениці він склав 0,03, для сої – 0,04 і для гречки – 0,07.

На Північному Кавказі в польових дослідках на вилуженому чорноземі (потужність гумусного шару 120 см) було вивчено накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs у врожаї основних сільськогосподарських культур. Мінімальна концентрація ^{90}Sr відзначена в зерні кукурудзи (коефіцієнт накопичення 0,002), в 10-15 разів більший вміст цього радіонукліду знайдений в зерні озимої пшениці, озимого жита, озимого і ярового ячменю, сорго і насінні сояшнику. Ще вищою була концентрація ^{90}Sr в зерні гороху і сої. Найвищі концентрації ^{90}Sr знайдені в овочевих культурах. Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr для товарної частини врожаю окремими культурами розрізнялися в 335 разів. Концентрація ^{90}Sr у вегетативній масі рослин була у 8-90 разів вище, ніж в репродуктивних органах. Найнижчий вміст цього радіонукліда спостерігався у вегетативній масі кукурудзи і ячменю (K_n становив 0,18 – 0,23), висока акумуляція ^{90}Sr спостерігалася у люцерні (K_n становив 3,80).

За вмістом ^{137}Cs в господарській цінній частині врожаю культури розрізнялися в 94 рази. Мінімальне накопичення ^{137}Cs відзначено в зерні озимого ячменю (K_n становив $0,07\text{--}10^2$), максимальне – в плодах томатів (K_n становив $6,6\text{--}10^2$ на повітряно-суху масу).

Таким чином, засвоєння рослинами ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H з ґрунту залежить від комплексу факторів, якими є геоморфологічна будова та гідрологічні і кліматичні умови місцевості, фізико-хімічні властивості ґрунту, біологічні особливості рослин, фізико-хімічні особливості радіонуклідів, особливості агротехніки вирощування культур, які в умовах зро-

шення можуть по-різному впливати на перехід радіонуклідів у сільськогосподарські культури.

Поведінка ^3H у ґрунті описується закономірностями поведінки води і залежить від складної взаємодії різних процесів транспорту води і її випаровування. Взагалі, переміщення окису ^3H (^3HNO) у ґрунті характеризують рівняннями балансу маси для поверхневих і нижніх шарів ґрунту. При надходженні ^3H у ґрунт з водою ^3HNO розподіляється в ґрунті під дією вертикального транспорту та поглинання рослинністю. Дискримінація ^3H відносно легкого ізотопу водню ^1H при кореновому надходженні практично відсутня. Однак при включенні ^3H до органічних сполук рослин спостерігається дискримінація ^3H по відношенню до ^1H , яка може досягати 20%. У процесі фотосинтезу дискримінація ^3H може досягати 100%. Найбільш практичним параметром, який характеризує поведінку ^3H у ґрунті, є період напіввиведення ^3H із поверхневого шару ґрунту. За цими параметрами поведінка ^3H у ґрунті характеризується сповільненими процесами його виведення: якщо першій втраті вільної водної фази окису ^3H властиві значення в межах 5-30 діб, то наступні періоди напіврозпаду дорівнюють від 60 до 1300 діб. Ці тривалі компоненти ^3H у ґрунті пояснюються процесами дифузії, дренажування, капілярного переносу з нижніх шарів ґрунту.

За результатами досліджень із виявлення дійових факторів включення радіонуклідів у біологічний кругообіг у системі «ґрунт – рослина» встановлено, що при переході радіонуклідів за цим ланцюжком суттєвим є не тільки прямий зв'язок, але й зворотний, який пов'язаний з активним впливом рослини на рухомість радіонуклідів. Саме взаємодія між ґрунтом і рослиною визначає ефективний, доступний для поглинання розмір рухомої фракції радіонуклідів і впливає, таким чином, на коефіцієнт переходу «ґрунт – рослина». Ці результати співзвучні з іншими даними, які вказують на те, що саме вид рослини є відповідальним за співвідношення різних за рухомістю та біологічною доступністю фракцій ^{90}Sr , ^{137}Cs та зміну коефіцієнту переходу радіонукліду в рослину.

Надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини зі зрошувальної води.

На поглинання радіонуклідів рослинами зі зрошувальної води впливає, по-перше, гідрохімічний клас води, яка використовується для зрошення. Гідрохімічні класи води по-різному впливають на закріплення ^{90}Sr на поверхні рослин у процесі зрошування і на накопичення цього радіонукліду у врожаї озимої пшениці. Найбільша кількість ^{90}Sr надходить у пшеницю при зрошенні водою гідрокарбонатно-кальцієвого і гідрокарбонатно-натрієвого класів, найменша – при ви-

користанні води сульфатно-натрієвого класу. Збільшення мінералізації води від 150 до 1900 мг/л знижує затримання рослинами накопиченого ^{90}Sr у зерні в 16-19 разів. Затримання рослинами ^{90}Sr і надходження його у врожай пшениці зі зрошувальною водою сульфатно-натрієвого класу з різним ступенем мінералізації менше при підвищеній мінералізації. Після зрошування (до дозрівання врожаю) подальшого підвищення різниці у вмісті ^{90}Sr у всіх органах і частинах рослин пшениці при зрошенні водою гідрокарбонатно-кальцієвого, з одного боку, і гідрокарбонатно-натрієвого класу, з іншого, не відбувається. Наприклад, при мінералізації зрошувальної води 440,4 мг/л з Дніпродзержинського водосховища питома активність ^{137}Cs у люцерні складала 42,0 Бк/кг, у вегетативній масі кукурудзи – 12,5 Бк/кг; при мінералізації 2182,4 мг/л у Запорізькому водосховищі (р. Кільчень) – 5,1 Бк/кг радіоцезію у люцерні, 2,2 Бк/кг – у вегетативній масі кукурудзи. При цих же показниках мінералізації води вміст ^{90}Sr у люцерні відповідно складав 95 Бк/кг і 34 Бк/кг, у вегетативній масі кукурудзи – 41 Бк/кг і 18 Бк/кг. Таким чином, при збільшенні мінералізації зрошувальної води від 440,4 мг/л до 2182,4 мг/л коефіцієнти переходу ^{90}Sr зменшуються у 2-3 рази, ^{137}Cs – у 3-8 разів.

По-друге – спосіб зрошення. За результатами багатьох дослідів, при дощуванні в більшості випадків вегетативна маса рослин інтенсивно поглинає ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{134}Cs , в значно менших кількостях ^{89}Sr і ^{106}Ru . При зрошенні за борознами в найбільших кількостях накопичуються рослинами ^{65}Zn і ^{90}Sr . Різниця у накопиченні радіонуклідів за рахунок способу зрошування пшеницею, люцерною, кукурудзою може складати від 1,2 до 120 разів.

Закономірності переходу ^3H у рослини зі зрошувальної води ще недостатньо вивчені. Вивчені його міграційні здібності переходу з атмосферної вологи і вільної вологи ґрунту. Відомо, що транзитна (транспіраційна) вода складає біля 97% від сирої маси рослин, інші 3% води визначають інкорпорований у складі біологічних структур водень або H^3H . На включення ^3H до організму рослин впливає чимало факторів, головними з яких є вологість атмосферного повітря, температура навколишнього середовища, сезон року і т. ін. Виведення ^3H з рослин відповідає процесам обміну води. Основний період напіввиведення (для 90% окису ^3H) знаходиться в межах від 1 до 10-20 діб, а друга і третя експоненти мають більший розмах значень періоду напіввиведення – від 1 до 200 діб.

Завдяки тому, що при зрошуванні з'являється додатковий шлях надходження радіонуклідів у сільськогосподарські культури – зі зрошувальної води, то зрозумілим є питання визначення особливостей пове-

дінки та міграційних властивостей радіонуклідів у водному середовищі.

Вода є найбільш дивовижною і найбільш поширеною природною сполукою – це джерело життя і умова його формування на землі. Вона – невід'ємна умова існування, здоров'я і активної діяльності людини. Властивості води, по суті, визначають структуру та вигляд оточуючого світу. Її властивості виняткові в природі. Вода є найкращим розчинником: у ній, тою чи іншою мірою, розчиняються майже всі неорганічні речовини і чимало органічних. Тому роль води при поглинанні радіонуклідів біотою та ґрунтами, а також при їх випадінні на водне дзеркало, виключно велика. В подальшому, під час розподілу радіонуклідів між компонентами водних екосистем, її роль ще більше зростає через специфічність її властивостей як розчинника та носія радіонуклідів, так і акумулятора їх у гідробіонтах та у відмерлих рослинних і тваринних залишках.

Водне середовище відіграє особливу роль при визначенні розмірів радіаційного навантаження як для людини, так і для об'єктів флори і фауни. Радіоактивні речовини надходять у водні системи не тільки в результаті випадінь з атмосфери і прямих скидів, але і через їхній змив з території водозбору. У забруднених водоймищах відбувається швидкий перерозподіл і накопичення радіонуклідів у компонентах водних екосистем, що має важливе значення з точки зору їх міграції за трофічними ланцюжками і додаткового опромінення як водних організмів, так і людини.

Радіоекологічна і гігієнічна оцінка водної екосистеми при радіоактивному забрудненні суттєво залежить від цільового призначення водоймища. У водоймах, що використовуються для питного водопостачання, представляють інтерес радіонукліди, які залишаються у воді переважно довгий час. У тих, що використовуються для грязелікування, особливої уваги потребують радіонукліди, які накопичуються у донних відкладеннях. А у водоймах, де проводиться промисловий вилов риби, привертають увагу радіонукліди, які накопичуються у гідробіонтах, особливо у рибах.

На поведінку радіонукліду у воді впливає багато природних факторів, таких, як: хімічні властивості радіонуклідів і форми їх надходження у водойму, властивості самого водного середовища, в яку потрапив радіонуклід. До них відносяться: рН середовища, наявність макроаналогів, сорбційні властивості ґрунтів, сольовий склад води, температура, вологість ґрунтів.

Не менше значення мають і міграційні процеси, які залежать як від фізико-хімічних властивостей середовища, так і від гідрологічних про-

цесів, які відбуваються у водоймі. Достатнього значення набуває здатність радіонуклідів інтенсивно приймати участь в обмінних процесах між ґрунтом і водою, а також між живими організмами і оточуючим їх середовищем (гідробіонти і вода), тобто, здатність радіонуклідів включатися в біологічні цикли.

При надходженні радіонуклідів у поверхневі води під впливом природних факторів відбувається ряд їх перетворень. Крім цього, відбувається також поглинання і перерозподіл їх між компонентами водних екосистем, осадження на дно водоймищ їх нерозчинних форм і акумуляція їх донними відкладеннями. Розчинні форми радіонуклідів включаються у біологічний колообіг водоймищ і поглинаються водною біотою, після відмирання якої вони в вигляді детриту осаджуються на дно і частково там закріплюються. Радіонукліди, які сорбуються на зважених частинках, переносяться потоками води на великі відстані.

Потрапляючи у водойми, радіонукліди поглинаються не лише живими організмами, але й відмерлими частинами гідробіонтів і ґрунтом. В результаті, особливо у водоймах озernого типу, основна частина радіонуклідів через деякий час концентрується у донних відкладеннях та у гідробіонтах, а їх вміст у воді знижується. Кількісне відношення різних радіонуклідів в процесі їх розподілення між компонентами водоймища визначається не тільки хімічною природою нуклідів, але й властивостями окремого водоймища, які включають в себе такі параметри, як характеристика донних відкладень, води, видового складу і біомаси гідробіонтів.

Ґрунти прісноводних водойм відіграють важливу роль в біохімічній долі радіонуклідів. Від того, як буде поводити себе радіонуклід у водоймі, чи буде він осаджуватися на дно водоймища або виноситися з потоками води, залежить його концентрація у воді. Ґрунти водойм, маючи велику сорбційну властивість та ємність поглинання, осаджують на собі основну частину радіонуклідів, що надходять до водойми. Завдяки тому, що більшість радіонуклідів концентрується переважно в верхньому шарі ґрунтів, дно непроточних водойм може стати джерелом вторинного забруднення середовища радіоактивними речовинами. Тому вивчення процесів накопичення радіонуклідів мулами водних об'єктів зрошувальної мережі є важливою і необхідною умовою при оцінці радіоекологічної обстановки на території зрошуваного масиву.

Потрібно також враховувати, що на малих річках якісний склад води, в основному, формується під впливом фізико-географічної обстановки, впливу антропогенних факторів, впливу підземних вод, особливо в літню і зимову межень, а також їх гідрологічного зв'язку з ґрунтовими водами верхнього горизонту і водами глибинного залягання.

Це є важливим при розгляданні процесів формування радіаційного стану в водоймищах зрошувальних систем, які створені в руслі малих річок. Потрібно враховувати також те, що в теперішній час основне перенесення радіонуклідів відбувається за рахунок поверхневого змиву з частками ґрунту і у вигляді розчинів, за рахунок внутрішньогрунтового руху за похилими водонапірними шарами – у низовинні місцевості і далі у водойми, та за рахунок вертикальної міграції за розщелинами в ґрунті – у верхній горизонт ґрунтових вод, а також за рахунок дифузійних процесів – у глибини ґрунту.

Моделювання перенесення радіонуклідів в агроєкосистемі. Камерна модель надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур за усіма наведеними вище шляхами наведена на рис. 3.6.1.

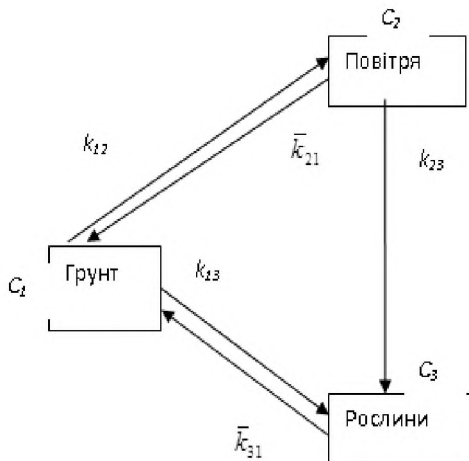


Рис. 3.6.1. Камерна модель перенесення радіонуклідів до сільськогосподарських рослин: k_{13} , k_{12} , k_{23} – прямі коефіцієнти переходу радіонуклідів між камерами; $\bar{k}_{31}$, $\bar{k}_{21}$ – зворотні коефіцієнти переходу.

Система диференціальних рівнянь для знаходження вмісту радіонуклідів у сільгоспрослинах, побудована за цією схемою, виглядає наступним чином:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} = \bar{k}_{21} * C_2(t) - k_{12} * C_1(t) + \bar{k}_{31} * C_3(t) - k_{13} * C_1(t) \\ \frac{dC_2}{dt} = k_{12} * C_1(t) - \bar{k}_{21} * C_2(t) - k_{23} * C_2(t) \\ \frac{dC_3}{dt} = k_{23} * C_2(t) - \bar{k}_{31} * C_3(t) + k_{13} * C_1(t) \end{array} \right.$$

В умовах зрошення камерна модель має такий вигляд (рис. 3.6.2.):

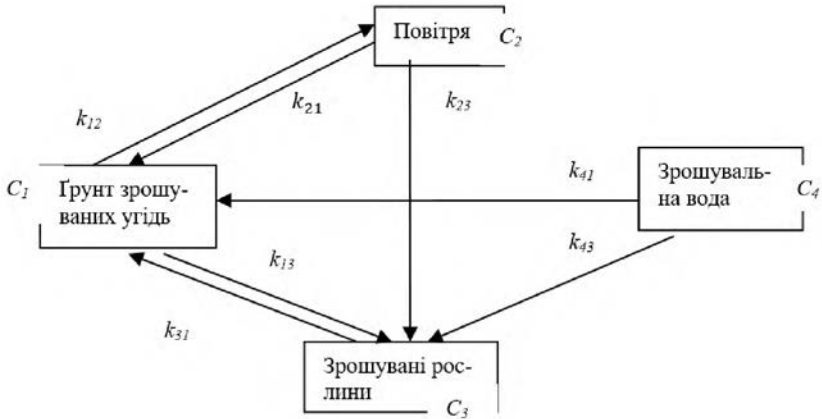


Рис. 3.6.2. Динамічна камерна модель переносу радіонуклідів до зрошуваних сільськогосподарських рослин

Система диференціальних рівнянь в цьому випадку (для знаходження вмісту радіонуклідів у зрошуваних сільгоспрослинах) виглядає наступним чином:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dC_1}{dt} = k_{21} * C_2 - k_{12} * C_1 + k_{31} * C_3 - k_{13} * C_1 + k_{41} * C_4 \\ \frac{dC_2}{dt} = k_{12} * C_1 - k_{21} * C_2 - k_{23} * C_2 \\ \frac{dC_3}{dt} = k_{23} * C_2 - k_{31} * C_3 + k_{13} * C_1 + k_{43} * C_4 \\ \frac{dC_4}{dt} = -k_{41} C_4 - k_{43} C_4 \end{array} \right.$$

Розв'язок цих рівнянь при відомих коефіцієнтах переходу радіонуклідів з однієї камери в іншу дає можливість вираховувати та прогнозувати концентрацію радіонуклідів у певній камері (грунті, рослинах).

3.7. Міграція радіонуклідів у наземних екосистемах (лучній, лісовій)

Надходження радіонуклідів на території з рослинним покривом.

Найважливіше джерело забруднення наземних біогеоценозів – радіоактивні гази та аерозолі, що випадають з атмосфери. Великі частинки, що осідають під дією сили гравітації, потрапляють безпосередньо на підстильну поверхню і рослинний покрив. Осадження на рослинах дрібних частинок і газів, що переносяться вітром і повітряними потоками, зумовлене турбулентним перемішуванням атмосфери і вимиванням частинок атмосферними опадами. Інтенсивність турбулентної пульсації атмосфери в приземному шарі і зумовлене нею випадання радіонуклідів значною мірою залежать від ступеня шорсткості підстильної поверхні. Коефіцієнт осадження радіонуклідів з атмосфери біля поверхні ґрунту внаслідок турбулентної дифузії зростає зі збільшенням пересіченості місцевості й висоти рослинного покриву.

За наявності множинних перешкод (крони дерев) дрібні частинки аерозолів теж осаджуються. Можна говорити про фільтрувальну здатність дерев і лісового масиву в цілому. Затримувальна здатність рослинного покриву щодо частинок, які випадають з атмосфери, і наступне змивання їх з рослин залежать від декількох чинників:

– площі відкритої поверхні органів рослин;

- форми, розмірів, орієнтації листя чи хвої та ступеня шорсткості їхньої поверхні;
- швидкості вітру під час і після випадання;
- кількості опадів під час і після випадання;
- розмірів і агрегатного стану частинок аерозолів;
- кількості частинок, відкладених на рослинний покрив до випадання;
- відносної вологості повітря під час випадання тощо.

У спостереженнях за вулканічним пилом отримано співвідношення, придатні для кількісної характеристики процесів осадження аерозолів на рослини. Кількість частинок, що осаджуються на поверхні рослин певного виду, можна визначити за формулою:

$$K = \frac{c \cdot P}{m},$$

де K – частка затриманих рослинним покривом частинок (коефіцієнт затримування);

c – маса затриманих рослинами частинок у розрахунку на одиницю їхньої біомаси, г/кг;

P – врожай біомаси рослин на одиницю площі, кг/м²;

m – маса частинок, що випали на одиницю площі, г/м².

Позначимо співвідношення $c/m = a$. Тоді для групи частинок заданого розміру, що характеризуються цим параметром $a = a(v)$, v – відношення швидкості вітру до швидкості осадження частинок), можна вивести таку формулу:

$$a(v) = N(a) \cdot E_0(v) \cdot S(v) \cdot F(P),$$

де $N(a)$ – коефіцієнт інерційного осадження;

E_0 – імовірність захоплення (прилипання) частинок;

S – проекція площі рослини (у розрахунку на одиницю маси) на переріз потоку повітря, що набігає;

$F(P)$ – функція, що враховує екранування рослин одна одною і залежить від біомаси рослин на одиницю площі.

Кількість пилу, що перехоплюється з випадань рослинним покривом, значною мірою залежить від будови листя, шорсткості його поверхні, щільності рослинного покриву і відносної вологості повітря. Якщо відносна вологість становить 90%, коефіцієнт затримування зростає в 2,5 рази порівняно із сухою погодою (ймовірність захоплення радіонуклідів вологим листям вища). Помітний вплив має і швидкість вітру. Осадження є максимальним, якщо швидкість вітру не перевищує 10 км/год. Значення a для відкритого та екранованого листя відрізня-

ються в 10 разів. За ідеальних метеорологічних умов на рослинах затримуються всі часточки розміром до 200 мкм. Проте, із загальної кількості аерозольних часточок, затриманих рослинами, надалі на них закріплюється тільки певна частина, а решта змивається дощем і здувається вітром. У разі середньої швидкості вітру 10 км/год із рослин протягом кількох годин може бути вилучено близько 50% вільних часточок пилу. Розрізняють сухі й вологі радіоактивні випадання. Зрозуміло, що останні краще затримує рослинний покрив. Радіоактивні часточки затримуються переважно в міжвузлях, пазухах листя, між волосками й у смолистих вузлах поверхні листків. Тому рослини з добре розчленованим, шорстким, липким, опушеним волосками (наприклад, повстяна вишня) і смолистим листям мають більшу затримувальну здатність, ніж рослини з гладким листям.

Міграція радіонуклідів у лісових екосистемах.

Ліс здатний довго й міцно утримувати радіонукліди, запобігаючи їх винесенню за межі забрудненої території. Тому ліс впливає на міграцію радіонуклідів у глобальному масштабі. У зв'язку з цим дослідження міграції радіонуклідів у лісових біоценозах і реакцій цих біоценозів на радіонуклідне забруднення є важливим завданням радіоекології, особливо в умовах великомасштабних радіонуклідних забруднень, спричинених великими ядерними аваріями.

Лісові екосистеми забруднюються у 3-7 разів більше, ніж ландшафти відкритого типу. Щодо лісових екосистем важливо знати:

1. вплив радіонуклідного забруднення на виживаність і функції лісу (особливо радіочутливого хвойного);
2. роль лісу в утриманні радіонуклідів і захисті інших територій від вторинного забруднення ними;
3. рівень радіонуклідного забруднення лісового масиву і можливості господарського використання цього масиву.

У разі набігання вітрового потоку на узлісся частина потоку відхиляється вгору, огинаючи лісовий масив, а частина проникає в ліс і фільтрується кронами дерев. Величезна площа поверхні крон дерев, порівняно з їхнім об'ємом, дає змогу ефективно сорбувати і утримувати радіонукліди, внаслідок чого ліс виконує функцію фільтра стосовно вітрових і дощових потоків, що несуть радіонукліди. У випадку горизонтального набігання вітрового потоку на лісовий масив значно більша частина радіонуклідів осідає на узліссі (*узлісний ефект*), заглиблюючись у ліс на відстань близько 500 м. У разі фільтрації радіонуклідів із горизонтального потоку при чергуванні лісових і безлісних ділянок досягається багаторазове використання узлісного ефекту. Атмосферні домішки краще утримуються поодинокими деревами (приблизно в 30 разів більше), ніж лісовим масивом.

Для оцінки затримувальної здатності лісу прийнято використовувати коефіцієнт затримування – відношення кількості затриманих лісом радіонуклідів до загальної кількості радіонуклідів, що випали. Коефіцієнт затримування радіонуклідів у разі вертикального осадження варіює в широких межах залежно від типу і віку насаджень, сезонних та метеорологічних умов і форм випадань. Листяні насадження здатні утримувати 10-20% річної кількості атмосферних опадів, а отже й радіонуклідів, крони хвойних порід 20-30%. Значення коефіцієнта затримування залежить від тривалості та інтенсивності дощу і снігу. Інтенсивні зливові дощі зумовлюють гірше утримування радіонуклідів, ніж мжичка (мряка) – 95%. Крони деревних рослин здатні ефективно утримувати також сухі випадання радіонуклідів (особливо ^{131}I) у вигляді частинок і газів. У рослин зі щільними кронами коефіцієнт затримування твердих радіоактивних частинок дорівнює ступеню зімкнутості крон (зімкнутість крон – частка площі крон на одиницю площі лісу). У цілому коефіцієнт затримування радіонуклідів у лісових масивах коливається від 0,2 до 1,0.

Частина радіонуклідів, що залишається в кронах дерев, може проникати у внутрішні тканини рослин і залучатися до обмінних процесів. Адсорбція радіонуклідів (таких, як ^{32}P , ^{40}K , ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{106}Rh , ^{137}Cs , ^{144}Ce) після поверхневого забруднення – основний механізм їх надходження у тканини деревних рослин. Такі радіонукліди, як ^{32}P , ^{40}K і ^{137}Cs , здатні вільно переміщуватися в рослинах і відкладатися в різних органах. Рухливість інших радіонуклідів відносно незначна. Незалежно від ступеня рухливості радіонуклідів у початковий період після викиду переважає їх рух зверху донизу, із крон під полог лісу. Завдяки цьому основна частина радіонуклідів через певний час зосереджується в лісовій підстилці. Час такої вертикальної міграції, за який 95% радіонуклідів переходять під полог лісу, становить 1 рік для листяних лісів, що опадають, і 3 роки для хвойних, де хвоя замінюється повільно.

Міграція радіонуклідів у лучних екосистемах.

Потрапляння радіонуклідів у лучні екосистеми можливе, в основному, при випаданнях з атмосфери у відносно невеликих кількостях і внаслідок поверхневого стоку з розташованих вище територій, а також затоплення заплавами луків водами із забруднених радіонуклідами водотоків. Потрапляючи на трав'яну рослинність, радіонукліди впродовж вегетації переходять на поверхню ґрунту і залучаються до ґрунтового колообігу речовин. Одразу після потрапляння на поверхню ґрунту радіонукліди містяться в його шарі завтовшки 1-2 см, а потім під впливом опадів починається фільтрація і дифузія радіонуклідів за профілем ґрунту. Значну роль у процесах вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті відіграють біогенні чинники – транспортування корене-

вими системами, мікрофлора ґрунту і діяльність риючих тварин. Перерозподіл радіонуклідів у ґрунті відбувається дуже повільно. Через 4-8 років після аварії 90% радіонуклідів міститься в шарі ґрунту 5 см завтовшки. Для ^{90}Sr характерний швидший процес міграції, ніж для ^{137}Cs .

Особливо швидко процеси вертикальної міграції радіонуклідів спостерігаються в легких супіщаних типах ґрунту зони Чорнобильської аварії (Полісся України і Білорусі). Ґрунт як компонент біогеоценозу, з одного боку, сорбує і міцно утримує більшість радіонуклідів, знижуючи їх доступність для кореневих систем, а з другого – закріплення радіонуклідів ґрунтом призводить до тривалого затримання їх у верхньому коренезаселеному шарі й перешкоджає винесенню радіонуклідів за межі кореневої зони.

Ґрунт утримує радіонукліди шляхом йонного обміну, адсорбції і хімічного осадження. ^{137}Cs і ^{90}Sr сорбуються за типом йонного обміну. Велика група радіонуклідів (^{60}Co , ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{141}Ce , ^{144}Ce) сорбується і міцно утримується твердою фазою ґрунту. Для деяких радіонуклідів важливу роль у сорбуванні відіграє органічна речовина ґрунту. Швидкість вертикальної і горизонтальної міграції радіонуклідів залежить від механічних і фізико-хімічних властивостей ґрунту (ємність поглинання, склад обмінних катіонів-носіїв, структура і рН ґрунту, мінеральний склад і ступінь обводнення луки). У трав'яні рослини луків радіонукліди потрапляють кореневим і позакореневим шляхом. Позакореневий шлях пов'язаний із початковим періодом випадання, коли рослини сорбують і утримують близько 25% радіонуклідів. Згодом вони переходять у ґрунт і беруть участь у кореновому надходженні, в якому основну роль відіграють радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr . Діапазон варіювання коефіцієнта переходу ґрунт-трав'яні лучні рослини дуже значний і залежить насамперед від типу ґрунту. Він максимальний для легких супіщаних ґрунтів і мінімальний для важких суглинистих ґрунтів і чорноземів. Для торф'яних ґрунтів характерні високі значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів у лучні трави.

3.8. Екологічні ефекти від впливу радіонуклідного забруднення на екосистеми водойм

У більшості ситуацій біота водосховища піддається одночасно зовнішньому (від джерел опромінення, які є за межами біоти) і внутрішньому (від інкорпорованих у тканинах радіонуклідів) опроміненню. У біоценозі, який опромінюється, джерелами опромінення можуть виступати інкорпоровані (накопичені) радіонукліди, які містяться в організмах. Для окремих органів рослин і тварин зовнішніми також є джерела, які знаходяться в інших частинах цієї ж рослини або тварини.

У разі забруднення біоценозів штучними радіонуклідами на початковому етапі радіоактивні речовини знаходяться на поверхні ґрунту, води і в контакті з рослинами або тваринами. Тільки через певний проміжок часу радіонукліди перерозподіляються за абіотичною складовою екосистеми під впливом вітру, росту біомаси, а також опадів. Також радіонукліди переміщуються за глибиною ґрунту водою в результаті міграційних процесів або антропогенної діяльності.

Радіонукліди, які надходять у водойми з рідкими промисловими скидами, у т. ч. зі скидами АЕС, підвищують фон іонізуючої радіації у середовищі мешкання гідробіонтів, створюють джерела зовнішнього і внутрішнього опромінення. Дія зовнішнього опромінення визначається рівнем радіоактивного забруднення водойми, розподілом радіонуклідів за її компонентами, радіочутливістю організмів і супутніми факторами середовища. При цьому біологічна ефективність внутрішнього опромінення залежить від накопичення радіонуклідів організмом, розподілу у ньому і швидкості виведення з організму.

У результаті скидів радіонуклідів у навколишнє середовище виникає необхідність визначення граничних значень надходження радіонуклідів в екосистему, коли внаслідок їх дії ще не здійснюються суттєві зміни в самій екосистемі. Природною мірою для оцінки допустимого скиду радіонуклідів в екосистему водосховища є дозове навантаження на біоту водосховища. Відомим українським радіоекологом Полікарпова Г. Г. була розроблена та введена шкала дозових навантажень на екосистему у вигляді чотирьох дозових меж (табл. 3.8.1).

Таблиця 3.8.1

Шкала дозових навантажень і зон в екосистемах

№ дозового ліміту	Зона	Потужність дози, Гр/год
1	Зона радіаційного благополуччя	$< 0,001 - 0,005$
2	Зона фізіологічного маскуванню	$> 0,005 - 0,05$
3	Зона екологічного маскуванню	
3.1	а) наземні тварини	$> 0,05 - 0,4$
3.2	б) гідробіонти і наземні тварини	$> 0,05 - 4$
4	Зона екологічних ефектів:	
4.1	а) драматичних для наземних тварин	$\geq 0,4$
4.2	б) драматичних для гідробіонтів і наземних тварин	≥ 4
4.3	в) катастрофічних для тварин і рослин	≥ 100

З цієї шкали випливає, що реальним дозовим лімітом у разі скидів і накопичення радіонуклідів в екосистемах та їх компонентах може бути потужність дози, яка не перевищує 0,4-4,0 Гр/рік, коли за шкалою (табл. 3.8.1) очікують прояв явних екологічних ефектів. Відомими є оцінки, за якими потужність фоновго опромінення в 0,4-4,0 Гр/рік відповідає концентрації ^{137}Cs близько 1000 кБк/кг в екосистемі або її компонентах (наземні рослини і гідробіонти) і близько 200 кБк/кг для екосистеми з включенням наземних тварин, що в середньому становить 600 кБк /кг. Розрахунки проводяться на основі дозових коефіцієнтів, розроблених Б. Аміро, які представлені у таблиці 3.8.2.

Таблиця 3.8.2

Дозові коефіцієнти для дикої біоти

Радіонуклід	Внутрішнє опромінення Гр/рік/Бк/кг	Зовнішнє опромінення			
		Вода Гр/рік/Бк/м ³	Повітря Гр/рік/Бк/м ³	Ґрунт Гр/рік/Бк/кг	Вегетація Гр/рік/Бк/кг
^{137}Cs	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-9}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
^3H	$2,88 \cdot 10^{-8}$	0	0	0	0
^{40}K	$3,44 \cdot 10^{-6}$	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,64 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
^{32}P	$3,52 \cdot 10^{-6}$	$1,57 \cdot 10^{-9}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$	$2,36 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-6}$
^{241}Am	$2,86 \cdot 10^{-5}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$	$2,22 \cdot 10^{-7}$	$7,73 \cdot 10^{-8}$
^{239}Pu	$2,64 \cdot 10^{-5}$	$3,72 \cdot 10^{-12}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$	$5,58 \cdot 10^{-9}$	$2,35 \cdot 10^{-9}$
^{90}Sr	$9,92 \cdot 10^{-7}$	$3,07 \cdot 10^{-10}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$	$4,61 \cdot 10^{-7}$	$2,83 \cdot 10^{-7}$
^{222}Rn	$1,12 \cdot 10^{-4}$	$8,91 \cdot 10^{-9}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1,43 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-6}$
^{14}C	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$6,51 \cdot 10^{-12}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$	$9,77 \cdot 10^{-9}$	$6,01 \cdot 10^{-9}$

На підставі даних шкали очікують, що за концентрації радіонуклідів в екосистемі та в її компонентах вище зазначених меж, можливим є прояв помітних екологічних ефектів. Ці ефекти включають спотворення видової структури біоти екосистеми, втрату та/або зміну радіостійкості окремих видів, пригнічення росту біомаси в біоценозах і навіть загибель екосистеми (наприклад, «Рудий ліс»). Така ситуація може призвести до непередбачуваних змін в екосистемі, змін значень факторів радіоемності екосистеми і її елементів, до руйнування екосистеми, що спричинить новий перерозподіл радіонуклідів.

Можливою вважають таку послідовність ефектів у прісноводній екосистемі: відмирання біомаси мешканців водойми через пригнічува-

льний ефект дози – підкислення води – посилення десорбції радіонуклідів з донних відкладень – підвищення радіонуклідного забруднення води – нове підвищення дозового навантаження на біоту і т. ін.

Дані таблиці 3.7.2. за моделлю, розробленою Б. Аміро, дозволяють розраховувати дозові навантаження на дику біоту у різних типах екосистем від зовнішнього і внутрішнього опромінення, а також від впливу радіонуклідів, накопичених сусідніми організмами рослин і тварин.

Таким чином, якщо потрібно зберегти благополуччя в екосистемах, необхідно не допускати перевищення цих меж в екосистемах в цілому, або окремо в їх біотичних компонентах. Існуюча система нормування скидів і викидів радіонуклідів ядерними підприємствами практично не враховує цих найважливіших обмежень. Однак їх необхідно враховувати для створення реальної системи екологічного нормування.

3.9. Радіємність екосистеми. Використання теорії радіємності при оцінці стану екосистеми

Матеріали попередніх розділів дають можливість сформулювати важливий постулат: будь-яка екосистема, проста чи складна, мала чи велика, здатна міцно і досить довго утримувати радіонукліди, що надходять до неї, шляхом активного накопичування чи пасивної сорбції, а то й фіксування на тривалий час значних за активністю кількостей радіонуклідів.

Відсутність властивості міцно утримувати накопичені радіонукліди за будь-якої природної ситуації означає порушення трофічних зв'язків між компонентами екосистеми, руйнування шляхів міграції і поглинання елементів живлення та їхньої сорбції, а звідти – і деградацію екосистеми.

Здатність екосистеми накопичувати і міцно утримувати радіонукліди, що надходять до неї, є їхньою фундаментальною властивістю.

Радіємність екосистеми – це максимальна кількість радіонуклідів, що може міститися у певній екосистемі, не порушуючи її основних трофічних властивостей, тобто продуктивності, кондиціонування і надійності.

Мірою цієї властивості екосистем є **фактор радіємності** – відношення активності радіонуклідів, що міцно сорбовані компонентами екосистеми, до всієї радіоактивності цієї екосистеми. Верхньою межею є такий рівень активності радіонуклідів, який ще не порушує функціонування екосистеми, тобто не знижує її продуктивності, кондиціонування і надійності.

Введення поняття радіємності екосистеми обґрунтовано необхідністю кількісної оцінки надійності стану екосистеми, яка, в свою чергу, залежить від категорій *продуктивності, кондиціонування*.

На прикладі екосистеми «рудого лісу», ми вказували, що можна помилково прийняти рішення щодо повного знищення (руйнації) екосистеми, хоча остання ще не втратила своїх відновлювальних можливостей. Тобто, якщо антропогенний фактор припинено, то через кілька років чи десятиліть ці порушення поступово зменшуються, і зруйновані екосистеми відновлюються.

Тому існує потреба в завчасній оцінці стану екосистеми, щоб можна було передбачити незворотні зміни. Це завдання вирішується при постійному спостереженні за радіємністю певної екосистеми.

1. Радіємність непроточного прісноводного водоймища.

Для введення кількісної міри радіємності водойми розглянемо непроточну прісноводну водойму, на прикладі якої в 1960 р. це поняття було вперше запропоноване В. Корогодіним.

Розглянемо непроточне прісноводне водоймище. Побудуємо камерну модель такого водоймища. Камерна модель такого водоймища складається з 3-х блоків: вода – донні відкладення – біота. При забрудненні водоймища радіонукліди надходять в воду, а потім розподіляються в зазначених блоках.

Радіонуклідне забруднення зазвичай представляється сумішшю різних радіонуклідів, що можуть міститись у воді і вигляді різних хімічних сполук, у водорозчинній формі чи у вигляді суспензій.

Зазначимо фактори, які визначають процеси накопичення і утримання радіонуклідів камерами (блоками) такої екосистеми.

Вода у водоймищі відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції радіонуклідів до донного ґрунту і біологічних компонентів. Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом встановлюється з коефіцієнтом k , що, як правило, перевищує 100.

Тому першим визначальним фактором є склад донного ґрунту водоймища. Мулові маси мають високу сорбційну здатність щодо утримання радіонуклідів. Як видно, коефіцієнт накопичення радіонуклідів мулом становить до тисяч і десятків тисяч одиниць. Як свідчать дані натурних досліджень, суміш радіонуклідів, яка скидається в непроточні водойми з муловим дном, концентрується, в основному, у верхньому шарі (10-20 см).

Коефіцієнти накопичення радіонуклідів глинистим і піщаним донним ґрунтом значно менші (для глини – не перевищують 100 одиниць, а для піску – 10 одиниць). Значно зменшується і глибина проникнення радіонуклідів у донні ґрунти. Це означає, що радіємність для водойм

з піщаним ґрунтом було дуже малою, тобто така водойма взагалі не здатна утримувати в собі радіоактивність.

Таким чином, донні відкладення відіграють у водоймищі роль депо, де концентруються радіонукліди, які потрапляють у нього. Але, залежно від типу відкладень, депо може бути міцним або ні.

Концентраційна рівновага між водою і ґрунтом може зміщуватися в той чи інший бік. Тому другим визначальним та одним із найважливіших факторів, що впливають на здатність донних відкладень до накопичення радіоактивності, є кислотна реакція (pH) води водоймища.

Найбільшою є сорбція продуктів поділу ядер урану в слабколужному середовищі (при pH=8,5-9,0). За такої реакції води солі важких і лужноземельних елементів утворюють нерозчиненні гідроксиди, що випадають в осад.

Десорбція радіонуклідів із донних відкладень за нейтральної реакції середовища (pH=7,0) є дуже незначною, наприклад за Sr і Cs становить лише 0,4-4,0% на рік, але при pH<4,0 є значною (вихід раніше абсорбованих радіонуклідів може досягати 50% і більше), тобто радіонукліди взагалі не утримуються донними відкладеннями і, внаслідок цього можливе вторинне радіонуклідне забруднення води водоймища. Саме така проблема вторинного забруднення водоймищ Дніпровського каскаду існує сьогодні через можливість зміни у кислий бік реакції водного середовища, бо в останні постійно відбувається скид підкислених вод різних підприємств, розташованих на їх узбережжі.

Тобто, для того, щоб донні відкладення депонували і міцно утримували радіонукліди, хімічна реакція води водоймища має бути лужною або нейтральною.

Третім визначальним фактором є біота, її видовий склад та кількість. Цей фактор розглянемо детальніше.

Ще В. І. Вернадський, вивчаючи накопичення радіо деякими водними організмами, встановив факт значного накопичення цього радіонукліду живими істотами. Пізніше, у 1950–1960 рр., було виявлено здатність різних водяних організмів, особливо планктону і мікробентосу, накопичувати радіонукліди в кількості, що в декілька десятків разів перевищує їхню активність у НС.

Час, протягом якого концентрація радіонукліду досягає граничних значень за певної їх активності у воді, у зоопланктону вимірюється хвилинами, для багатоклітинних водоростей – днями, для риб – місяцями. При цьому середній сумарний коефіцієнт накопичення радіонуклідів цими організмами є сталим показником (становить близько 10^3).

Ці вказує на той факт, що у випадку високого вмісту біоти у водоймах ($1-10 \text{ г/м}^3$ і більше) роль біоти у накопиченні та перенесенні радіоємності у водоймі є досить суттєвою. Чому?

По-перше, біомаса водоймища відіграє значну роль у транспортуванні радіонуклідів із води в донні відкладення. Чому? Основну масу живої речовини у водоймі складають бактерії, одноклітинні водорості й найпростіші, які характеризуються високою швидкістю розмноження. Тому і продуктивність мікроорганізмів є набагато більшою за продуктивність всіх інших представників біоти. Радіонукліди, накопиченні живими організмами, при їх відмиранні міцно утримуються в детриті і разом із ним осідають на дно, переходячи в донні відкладення.

Загальна активність радіонуклідів, що переноситься біомасою протягом одного сезону з води у донні відкладення, може в сотні і тисячі разів перевищувати їх активність у біоті у кожний момент часу. Таким чином, здійснюється і *кондиціонувальна функція* біоти (очищення води водоймищ від забруднення радіонуклідами).

По-друге, роль біоти сприяє стабілізації килотно-лужної рівноваги. Це, в свою чергу, сприяє створенню кращих умов для осадження на дно радіонуклідів та їх сорбції донними відкладеннями.

В умовах прісноводного водоймища зі значно розвиненою біомасою реакція води нейтральна чи слабколужна ($\text{pH}=7,8-8,1$). У періоди рясного цвітіння планктону pH води підвищується до 9-10.

Є достатньо доказів того, що в ці періоди відбувається істотне зниження рівня радіоактивного забруднення водоймищ, що є наслідком зазначених двох чинників – захоронювання радіонуклідів на дні водоймища разом із детритом і змін pH води, що є сприятливим до сорбції.

Враховуючи ці функції біоти, можна стверджувати, що наявність нормально функціонуючої мікрофлори, а також багатоклітинних рослин і тварин є необхідними умовами стабільного функціонування водоймищ як поглиначів радіонуклідів, що до них потрапляють.

Виходячи з цього можна оцінити граничне забруднення радіонуклідами води і донних відкладень непроточних водоймищ – те, яке сумісне з нормальним функціонуванням біоти, що в них мешкає (тобто, за принципами не санітарно-гігієнічного, а екологічного нормування): коли об'єктом нормування виступає не людина, а біота екосистеми

За орієнтованими даними, для води гранична об'ємна активність радіонуклідів становить приблизно $C=3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/л}$ (10^{-6} Ки/л), а питома активність верхніх шарів донних відкладень завтовшки 3–5 см – не більше ніж $(3,7-7,4) \cdot 10^5 \text{ Бк/кг}$ ($10^{-5}-10^{-4} \text{ Ки/кг}$).

Усе це дає змогу оцінити радіоємність непроточного прісноводного водоймища.

2. Розрахунок радіоємності непроточного прісноводного водоймища.

Розглянемо на наступному прикладі: площа поверхні водоймища – S ; глибина – H ; об'ємна активність радіонуклідів у воді – C ; коефіцієнт накопичення радіонуклідів верхніми шарами донних відкладів завтовшки h – k ;

Загальна активність радіонуклідів у водоймищі A (тобто його радіоємність) визначається наступним чином:

$$A = C * S * (H + kh) \quad (3.9.1.)$$

Ця формула відображає стан забрудненого середовища в умовах сталої рівноваги між водою і донними відкладеннями.

Якщо прийняти, як зазначено вище, що $C = 3,7 * 10^4$ Бк/л, $S = 1$ км², $H = 2$ м, $k = 10^3$ і $h = 10$ см, та радіоємність такого водоймища A становитиме близько $3,7 * 10^5$ Бк.

Це означає, що таке водоймище без шкоди для його біоти може містити радіонукліди активністю до 10^5 Бк. При цьому з часом активність радіонуклідів, що міститься в ньому, буде не тільки зменшуватися під час їх розпаду, а й зростати внаслідок переходу все більшої кількості радіонуклідів у донні відкладення і міцної їх фіксації.

З формули (3.9.1) можна визначити, яка частка активності радіонуклідів, що випали у водоймище, міститься у донних відкладеннях (*фактор радіоємності водоймища за донними відкладеннями*):

$$F = k * h / H + k * h \quad (3.9.2.)$$

Потрібно зауважити, що F не залежить від абсолютного значення радіоємності системи, і його доцільно використовувати для порівняння між собою екосистем різного об'єкту і походження. Цей показник не залежить також від питомої активності радіонуклідів C на великому інтервалі значень і дає змогу розраховувати рівень забруднення води водоймища, якщо відомі активність радіонуклідів, що надійшла до нього, і площа поверхні.

Знаючи A (активність радіонуклідів у водоймищі) і S (площу поверхні водоймища), можна визначити питому радіоємність водоймища, тобто активність радіонуклідів, що припадає на одиницю його поверхні, A^* :

$$A^* \sim A * S^{-1} \quad (3.9.3.)$$

Цей показник, як уже зазначено, можна використовувати при порівнянні між собою радіоємності не тільки різних водоймищ, а й будь-яких інших екологічних систем.

Через те, що біота відіграє роль депо накопичення радіонуклідів у водоймах, які містять велику кількість біоти, то в таких випадках загальна активність радіонуклідів у біоті водоймища визначають:

$$A_b = P \cdot C \cdot K \cdot S \cdot H, \quad (3.9.4.)$$

де A_b – загальна активність радіонуклідів у біоті водоймища, Бк (Ки); P – активність біоти в одиниці об'єму води, кг/м³; K – середній коефіцієнт накопичення радіонуклідів; C – питома активність радіонуклідів у воді, Бк/л (Ки/л); S – площа поверхні водоймища, км²; H – глибина водоймища, м.

Чинник радіємності біотичної складової водоймища F_b можна визначити за формулою:

$$F_b = P \cdot K \cdot H / (H + k \cdot h) + P \cdot K \cdot H \quad (3.9.5.)$$

З урахуванням біоти чинник радіємності розраховується за формулою:

$$F = kh + P \cdot K \cdot H / (H + kh) + P \cdot K \cdot H \quad (3.9.6.)$$

У разі значного вмісту у водоймищі (1г/м³ і більше) загальна радіємність його значно підвищується. У процесі відмирання біомаси радіонукліди досить міцно утримуються в детриті і захоронюються в донні відкладення водоймища.

3. Використання теорії радіємності при оцінці стану екосистеми.

Біота ставка-охолоджувача ПУ АЕС представлена водними рослинами: нитчастими водоростями (*Cladophora fracta*) і рдестом плаваючим (*Potamogeton natans*). Зміни активності радіонуклідів у водоростях і рдесті відповідала змінам активності у воді. Наприкінці 1986 р. активність ¹³⁷Cs почала зростати; у 1988-91 роках вміст ¹³⁷Cs досяг рівня 18-120 Бк/кг. З 1995 року до 2004 року, як і в донних відкладеннях, вміст ¹³⁷Cs зменшився до 25-50 Бк/кг.

За період 1985-2004 рр. відбулися певні зміни у кількості нагромадження радіоцезію водними рослинами ставка-охолоджувача ЮУ АЕС. Так, перші відчутні зміни стосувалися періоду 1986-87 рр., пізніше також періодично спостерігали коливання у рівнях накопичення ¹³⁷Cs водними рослинами. Вважаємо, що причина цього явища пов'язана з постійними у той період змінами у хімічному складі водоймища.

Також у період 1986-2004 рр. відбулися чималі зміни у величинах максимальної активності ¹³⁷Cs, яку спроможний утримувати ставок-охолоджувач без шкоди для себе. Якщо у 1986-90 рр. радіємність за ¹³⁷Cs дорівнювала $(2,04 \pm 0,1) \cdot 10^8$ Бк, то у 1991-92 рр. відбулося різке зниження цього показника до $0,54 \cdot 10^8$ Бк; далі до 1997 р. відбувалося

продовження зниження радіоємності до $0,17 \cdot 10^8$ Бк; і цей рівень продовжував підтримуватися до останніх років дослідження. Початок зниження радіоємності співпадає у часі з перенесенням скиду каналізаційних вод АЕС у ставок-охолоджувач, що призвело до зміни фізико-хімічних умов водоймища, сприяло зниженню накопичувальної здатності водяних рослин і відповідним чином відобразилося на радіоємності водоймища.

Таким чином, радіоємність водоймища є надзвичай чутливим фактором до різного роду агентів, які потрапляють у водоймище. Тобто, будь-які зміни стану водоймища під дією різного роду факторів (природних, техногенних) та агентів-полутантів (хімічних, біологічних, радіоактивних) позначаються на величині радіоємності водоймища. Тому сьогодні пропонується при екологічному нормуванні антропогенного навантаження на довкілля використовувати кількісний показник – фактор радіоємності: пропонується за **екологічні нормативи** приймати такі, *при яких фактор радіоємності біотичної складової екосистеми не знижується більше ніж на 20%*.

Також це є підтвердженням того, що можна управляти радіоємністю водоймища за допомогою водяних рослин, а значить і вирішити важливу проблему радіаційної і технологічної безпеки ставків-охолоджувачів АЕС. Вимоги до технічного стану технологічних водоймищ передбачають дотримання у водоймищах певного сольового режиму, який гарантує належний процес охолодження пароконденсаторів. Через те, що радіонукліди у водоймищах перебувають переважно у вигляді розчинів солей, то забезпечення і підтримання достатньої здатності ставків-охолоджувачів АЕС щодо утримання ними радіонуклідів виступає важливою задачею не тільки радіаційної, а й технологічної безпеки АЕС. Одним з методів, спрямованих на підвищення радіаційної та технологічної безпеки АЕС та радіоекологічної безпеки прилеглої до АЕС водної системи є розроблений в НМЦ екобезпеки ЧДУ імені Петра Могили (за результатами багаторічної (1991-2010 рр.) науково-дослідної роботи) біотехнологічний метод дезактивації і розсолення технологічних водойм. Цей метод дозволяє за допомогою виділених видів вищих водяних рослин: нитчасті водорості (*Cladophora fracta*) і рдест плаваючий (*Potamogeton natans*), здійснювати ефективну дезактивацію і розсолення води технологічних водойм АЕС природним біологічним способом: біомасою цих водяних рослин можна за достатньо короткий час (2-3 вегетативних періоди) вивести з водоймища до 75% активності основних дозостворюючих радіонуклідів та їх

солей (метод опрацьований на ставку-охолоджувачі Південноукраїнської АЕС).

Метод є економічно привабливим і безвідходним, бо використовує поширені у поверхневих водоймах водянні рослини і передбачає їхню утилізацію через спалювання з послідовним використанням попелу (після радіометричного контролю) в якості сольової домішки до харчового раціону домашніх тварин. Метод може бути задіяний для розсолених технологічних водойм АЕС, ТЕС, водоймищ-резервуарів питної води. Дозволяє підвищити радіаційну і технологічну безпеку АЕС, радіоекологічну безпеку прилеглої до АЕС водної системи.

Через те, що водорості у водоймищах виконують подвійну роль: з одного боку, є активними агентами самоочищення, з іншого – беруть участь в процесах біологічного забруднення водойми. Тому у технології біоочищення ставків-охолоджувачів за допомогою макрофітів потрібно передбачити чіткий режим і умови вирощування водоростей (температура, хімічний склад води, мінералізація і т. ін.).

4. Радіємність каскаду прісноводних водоймищ.

Розглянемо схему каскаду з кількох водоймищ, кожне з яких має свої параметри $k_1, k_2, k_3, \dots$; $h_1, h_2, h_3, \dots$; $N_1, N_2, N_3, \dots$; S_1, S_2, S_3 ; $K_1, K_2, K_3, \dots$

Розглянемо найпростіший приклад однакового об'єму всіх водоймищ і повільного припливу води, достатнього для встановлення рівноваги між водою, біотою і донними відкладеннями. Тоді за формулами (3.9.5) і (3.9.6) можна оцінити значення радіємності $F_1, F_1, F_3, \dots$. Враховуючи це, формула для чинника радіємності всього каскаду з n водоймищ (F_k):

$$F_k := 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) \quad (3.9.7)$$

З цього впливає, що чим більше кількість водоймищ у каскаді, тим вищий фактор його радіємності. Загальна радіємність каскаду завжди вища, ніж радіємність найкращого за цим показником водоймища. На цій властивості каскаду побудовано екосистему водоймищ-дезактиваторів і біологічних очисних споруд на АЕС та інших шкідливих виробництвах. Зокрема на ПУ АЕС – систему з 3-х ставків-біоочищення (І, ІІ, ІІІ). Однак, висока активність біоти у водоймищах таких каскадів може різко підвищити їх радіємність і довести чинник радіємності до ~ 1 , коли з каскаду виходить вода з незначною активністю радіонуклідів. У цьому випадку, як і для динамічного водоймища,

існують обмеження щодо кількості та швидкості скидання радіонуклідів у каскад.

3.10. Контрзаходи в радіоекології

1. Управління радіоемністю водойми.

Використовуючи міграційні особливості радіонуклідів у водному середовищі і математичні залежності розподілу радіоактивних речовин у його компонентах, можна на практиці задіяти водоймище у дезактиваційних заходах (контрзаходах), спрямованих на покращення радіаційної ситуації у водній системі регіону. Це необхідно також через те, що в екстремальних ситуаціях наведені вище процеси розподілу радіоактивних речовин у компонентах водоймища можуть змінюватися, а необхідність здійснення у таких умовах дезактиваційних заходів, навики, зростає.

Управління радіоемністю водоймища (водної системи), з метою покращення радіаційної системи, включає три розділи (рис. 3.10.1.)

1. *Перший розділ* (аналіз і оцінка існуючої радіоекологічної ситуації в водоймищі).

Цей розділ містить заходи, виконання яких дозволяє мати достатньо повну характеристику існуючої радіаційно-хімічно-біологічної і гідрологічної ситуації у водоймищі, а також визначати шляхи надходження радіоактивних і інших шкідливих речовин до водоймища.

2. *Другий розділ* (визначення мети і складання завдань щодо характеру покращення радіаційної обстановки).

Після проведення аналізу і оцінки радіаційної ситуації та враховуючи усі дані, які отримано за першим етапом, а також існуючі техніко-економічні можливості, встановлюється перелік завдань для здійснення встановленої мети.

3. *Третій розділ* (розробка спеціальних заходів і технологія їх реалізації).

Розробка контрзаходів і технологія їх реалізації вимагають ретельного обґрунтування і підготовки, як в науково-технологічній частині, так і в техніко-економічному напрямку. Контрзаходи можуть реалізовуватись як окремо, так і в комплексі.

Деякі з вищевказаних контрзаходів були реалізовані або реалізуються сьогодні у районі ПУ АЕС. Так, з 1990 року здійснюється «продувка» ставка-охолоджувача АЕС, у процесі якої постійно зі швидкістю 2 м³/с вода зі ставка-охолоджувача скидається до р. Південний Буг і одночасно здійснюється його поповнення річковою водою. Завдяки цьому заходу рівні мінералізації і радіоактивності води ставка-

охолоджувача значно зменшуються. Окрім цього, при необхідності, періодично один з трьох ставків-відстійників споруд промислово-побутових скидів ПУ АЕС повністю осушується для проведення робіт із виведення радіонуклідів і мінеральних речовин з мулом, а також відбувається відновлення його проектних гідрологічних характеристик.

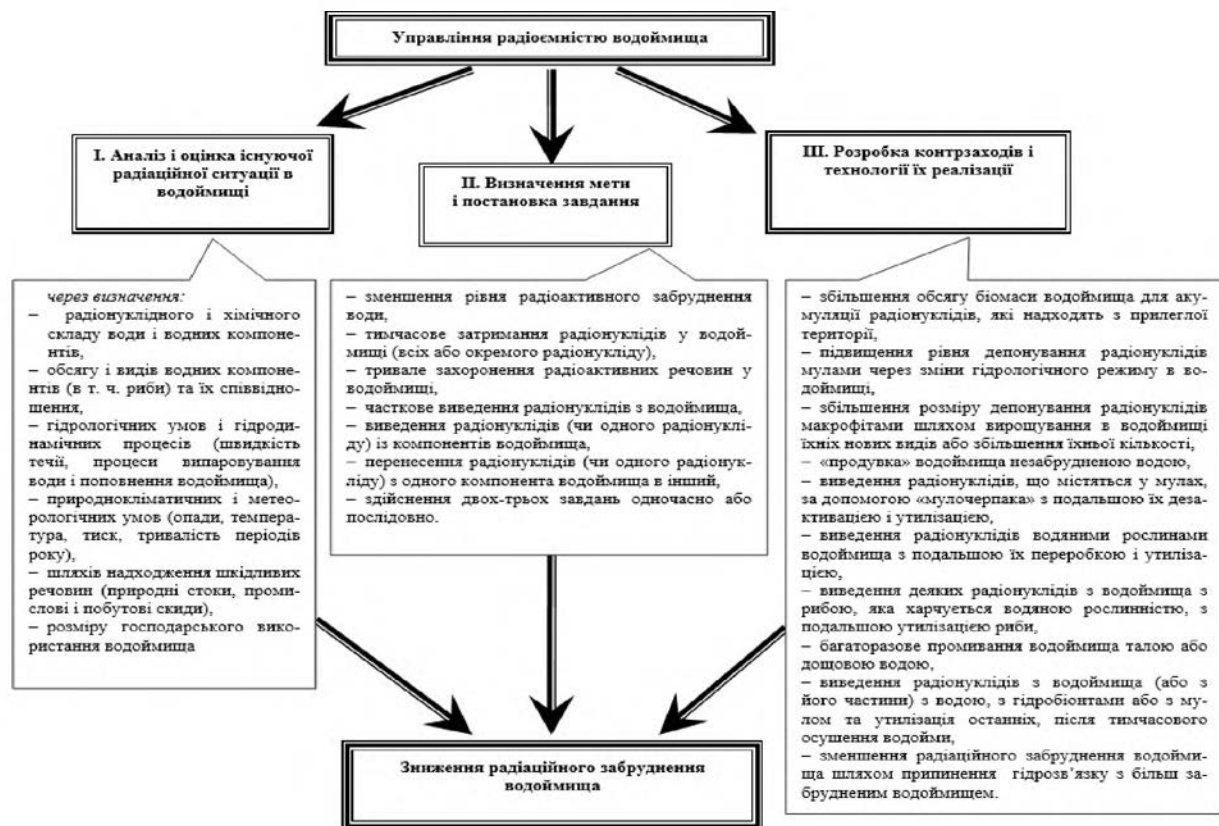


Рис. 3.10.1. Блок-схема управління радіоємністю водоймища

Через управління радіоємністю водоймища можна регулювати розподіл активності радіонуклідів у водній екосистемі та, здійснивши різноманітні заходи, покращувати радіаційну ситуацію в водній системі, а також впливати на радіаційну обстановку на прилеглий до водоймища території. Залучення трьох блоків управління радіоємністю водоймища дає можливість ефективного здійснення заходів, які спрямовані на зниження рівня радіаційного забруднення водної системи.

2. Використання макрофітів у дезактивації ставка-охолоджувача Південноукраїнської АЕС

Під час проведення наукових робіт з радіоекологічної і радіаційно-гігієнічної оцінки проекту Ташликської ГАЕС наукова-дослідна лабораторія «Ларані», спільно з іншими науково-дослідними установами України, виконала науково-дослідну роботу за темою: «Використання водоростей для очищення Ташликського водосховища від радіоактивних речовин». Програма робіт включала: визначення основного виду макрофіту для фітодезактивації, вибір ділянок водоймища для вирощування і збору водних рослин, визначення рівнів концентрацій радіонуклідів у воді і водних рослинах, розробка прогнозу, терміну процесу дезактивації, визначення способів переробки вилученої біомаси (осушення, вироблення біогазу, отримання «зеленого» білку та інше).

На початку робіт проводили оцінку фізико-хімічного і радіонуклідного складу ставка-охолоджувача АЕС та вмісту радіонуклідів у компонентах (водні рослини, донні відкладення, риба) цього водоймища. Рівні депонування радіонуклідів у донних відкладеннях залежали від вмісту радіонуклідів у воді, а також від механічного складу мулів водоймища. В цілому вміст радіонуклідів у воді ставка-охолоджувача практично не відрізнявся за площею, але механічно-речовинний склад донних відкладень дещо різнився. На ділянках водоймища зі слабкою течією середній вміст ^{90}Sr у донних відкладеннях складав 4,4-7,8 Бк/кг, ^{137}Cs – 33,1-61,3 Бк/кг, ^3H – 27-43 Бк/кг. В залежності від виду риби та її чисельності, ця компонента водоймища може суттєво впливати на радіоємність останнього і на розподіл радіонуклідів серед його компонент (донних відкладень, води і водної рослинності).

Результати досліджень накопичення радіонуклідів рибою (карась *Carassius carassius* L., короп *Cyprinus carpio* L., головань *Leuciscus cephalus* L.) були наступними: ^{90}Sr і ^{137}Cs реєструвались у всіх органах риби, але їхня кількість у них значно різнилась. Найменша кількість ^{90}Sr знаходилась у м'язах (від 1,4 до 3,6 Бк/кг). Найбільша – у кістках (11,5-29,5 Бк/кг) і лусці (48,6-63,4 Бк/кг). Найбільший вміст ^{137}Cs був у

лусці (3,7-12,5 Бк/кг) і нутрошах (3,4-8,5 Бк/кг), найменший у кістках (1,1-1,5 Бк/кг). У м'язах вміст ^{137}Cs був на рівні 2,0-5,6 Бк/кг.

Особливості термо-хімічного режиму води ставка-охолоджувача наклали відбиток на розповсюдження водної рослинності у водоймищі, її різноманітність і чисельність.

Дослідження показали, що на окремих ділянках водоймища зустрічаються невеликі скупчення рдестів (*Potamogeton natans*), ряски, елодеї і роголісника. Протягом 6-7 місяців (квітень-листопад) реєструвався активний розвиток нитчастих водоростей, в основному, кладофори (*Cladophora fracta*).

Позитивним фактором для розведення у ставку-охолоджувачі водної рослинності було достатня присутність у водоймищі насіння, плодів, бруньок, а також часток коренів і стеблів водяних рослин, що надходили з балки Ташлик та з Південного Бугу.

Хоча практично складно систематично проводити кількісний розрахунок запасів біомаси водяних рослин, обсягу їх зростання та відмирання, дослідження протягом трьох років показали, що активний розвиток водоростей в акваторії водоймища відбувається на 5 ділянках: це мілководні затоки, загальною площею 1,12 км² (рис. 3.10.2.)

Перша ділянка – неглибока затока у верхній частині водоймища площею 0,4 км². Ще три ділянки розташовані ближче до АЕС. Це затоки на східній частині узбережжя, площею відповідно 0,35 км², 0,08 км² і 0,05 км². П'ята ділянка площею 0,24 км² розташована на західному березі, в районі старого саду. Всі ділянки знаходились дещо осторонь від основної течії, були неглибокими і найбільш пристосованими для розвитку водяних рослин. За результатами відбору проб водяних рослин з експериментальних ділянок середня розрахована величина біомаси рдест (*Potamogeton natans*) на квадратний метр склала 5 кг, нитчастих водоростей (*Cladophora fracta*) – біля 2 кг. Тобто, біомаса рдесту на п'ятих ділянках ставка-охолоджувача складала $5,6 \cdot 10^6$ кг, а кладофори – $2,24 \cdot 10^6$ кг.

У пробах водяних рослинах (*Cladophora fracta* і *Potamogeton natans*), крім ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H , реєструвалися також природні (^{226}Ra , ізотопи торію, урану) і станційні радіонукліди: ^{24}Mn ($2,6 \pm 1,0$ Бк/кг) – у точках 20, 23, ^{60}Co ($3,7 \pm 1,1$ Бк/кг) – у точках 20, 21. Середній вміст ^{90}Sr у кладофорі був $7,2 \pm 2,1$ Бк/кг, ^{137}Cs – $10,4 \pm 2,4$ Бк/кг і 32 ± 10 Бк/кг відповідно. У рдестах вміст ^{90}Sr , ^{137}Cs і ^3H був на рівнях: $16,9 \pm 3,5$ Бк/кг, $18,9 \pm 3,7$ Бк/кг і 32 ± 10 Бк/кг відповідно (табл. 6.4.2.). Відносно менша радіаційно-сорбційна якість реєструвалася у рослин з низькою вологістю.

Враховуючи розраховану загальну визначену біомасу водяних рослин на п'ятьох ділянках і визначену в них питому активність радіонуклідів, розраховано сумарну активність радіонуклідів, яку депонує вище зазначена біомаса рдесту: ^{90}Sr – біля $9,5 \cdot 10^7$ Бк, ^{137}Cs – біля $10,6 \cdot 10^7$ Бк і ^3H – біля $18,0 \cdot 10^7$ Бк, а також кладофори: ^{90}Sr – біля $1,6 \cdot 10^7$ Бк, і ^{137}Cs – біля $2,3 \cdot 10^7$ Бк.

Порівняння цих значень з величиною середнього вмісту ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H у всьому обсязі води ставка-охолоджувача АЕС свідчило, що біомасою водяних рослин п'ятьох ділянок можна за достатньо короткий час (за 2-3 вегетативних періоди) вивести з водоймища значну кількість активності основних дозостворюючих радіонуклідів (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^3H).

[178]

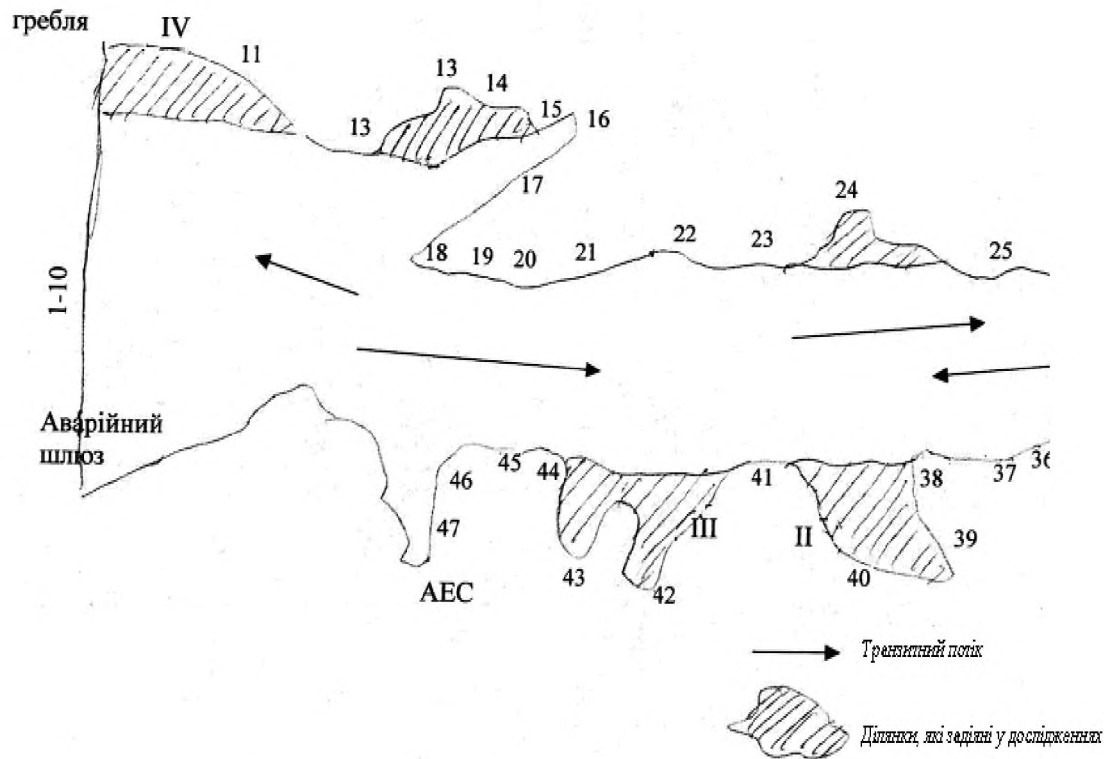


Рис. 3.10.2. Схема відбору проб водяних рослин у ставку-охолоджувачі ПУ АЕС

Контрольні питання до розділу 3

1. Поясніть застосування показника якості і надійності екосистеми при оцінці радіонуклідного забруднення.
2. Надійність, продуктивність, кондиціонування екосистеми при радіонуклідних забрудненнях.
3. Що таке коефіцієнт переходу радіонукліду? Що таке коефіцієнт накопичення радіоактивності?
4. Що таке стабільні носії для сільськогосподарської продукції?
5. Який елемент є аналогом радіонукліду ^{137}Cs ?
6. Який елемент є аналогом радіонукліду ^{90}Sr ?
7. Дайте радіоекологічну характеристику ^3H при його викидах у навколишнє середовище. Розкрийте особливості міграції ^3H у навколишньому середовищі.
8. Поясніть, чому контроль за вмістом ^{222}Rn в навколишньому середовищі важливий для людини? Якими шляхами ^{222}Rn потрапляє в місця проживання людини?
9. Чому у кам'яних будинках рівень ^{222}Rn вищий, ніж у дерев'яних? Як залежить рівень ^{222}Rn від кількості поверхів у будинку?
10. Охарактеризуйте здібності рослин до накопичення радіонуклідів. Як різні властивості накопичення радіонуклідів рослинами можна використовувати в якості контрзаходу для обмеження надходження радіоактивності людині?
11. Наведіть основні види радіоекологічних контрзаходів.
12. Що таке повітряний шлях надходження радіонуклідів до екосистем? Назвіть його основні закономірності. Що таке коефіцієнт вторинного повітряного піднімання радіонуклідів? Від чого він залежить?
13. Перелічіть шляхи надходження радіонуклідів у сільгоспослини в умовах зрошення на півдні України.
14. Охарактеризуйте процес і особливості накопичення радіонуклідів водяною біотою.
15. Опишіть закономірності перерозподілу ^{137}Cs в рослинах при його надходженні зі зрошувальною водою.
16. Поясніть, що собою представляють камерні моделі в радіоекології. В чому полягає різниця між динамічною та стаціонарною камерною моделями прісноводного водоймища?
17. Побудуйте динамічну камерну модель лучної екосистеми (грунт, рослинність, кормові трави, молочні тварини, людина). Для цього потрібно скласти блок-схему камерної моделі, описати у вигляді диференційних рівнянь динамічну камерну модель екосистеми

18. Поясніть, в чому полягають особливості надходження і розподілу радіонуклідів у морських екосистемах.

19. Побудуйте стаціонарну камерну модель морської екосистеми та представити її у вигляді системи диференціальних рівнянь.

20. Поясніть, що таке радіємність екосистеми. Яке її застосування в радіоекології та в екологічних підходах до нормування антропогенного навантаження на людину?

21. Поясніть, в чому полягають особливості надходження і міграції радіонуклідів в агроекосистемах. Побудувати стаціонарну та динамічну моделі агроекосистеми. Від чого залежить коефіцієнт накопичення радіонуклідів рослинами?

22. Охарактеризуйте особливості розподілу радіонуклідів у прісноводних екосистемах. Яким чином впливає сезонність року на розмір радіємності прісноводного водоймища?

23. Охарактеризуйте процеси міграції радіонуклідів у прісноводному водоймищі. Які особливості можуть набувати ці процеси в технологічних водоймищах АЕС (ставках-охолоджувачах, ставках-біоочищення т.ін)?

24. Наведіть відомі вам дозиметричні методи радіоекологічної оцінки стану місцевості.

25. Які основні характеристики розподілу і перерозподілу радіонуклідів у прісноводному водоймищі? Яка роль біоти водоймища в його радіємності? Як розрахувати фактор радіємності біоти у водоймищі?

26. В чому полягає ефективність створення каскадних екосистем щодо контролю потоку радіонуклідів?

27. Чому нормативи допустимих рівнів радіонуклідів у зрошувальній воді нижчі, ніж для питної?

28. Які контрзаходи найефективніші у рослинництві? Чому ^{90}Sr накопичується в рослинах значно більшою мірою, ніж ^{137}Cs ?

ПРАКТИЧНІ РОБОТИ

Практична робота №1

Тема: Експрес-метод оцінки враження щитовидної залози радіоактивним йодом

Мета роботи: навчитися проводити дозиметричні обстеження щитовидної залози та давати орієнтовну оцінку опромінення людини йодом-131.

Оснащення: дозиметр ДРГ-01Т, ДБГ-06Т, ДБГ-01Н або радіометр СРП-88Н, РКС-20.03 «Прип'ять».

Виконується за допомогою дозиметричного обстеження щитовидної залози.

Хід роботи

1. Підготувати прилад до роботи.
2. Провести вимірювання потужності експозиційної дози фону.
3. Провести вимірювання потужності експозиційної дози, яку створює щитовидна залоза.
4. Результати вимірювань занести у таблицю:

ПЕД фону, мкР/год	ПЕД щитовидна залоза+фон, мкР/год	ПЕД щитовидної залози, мкР/год
1.	1.	1.
2.	2.	2.
3.	3.	3.

5. Зробити оцінку забрудненості щитовидної залози радіоактивними йодом.

Практична робота №2

Тема: Визначення активності радіонукліду за дослідженнями потужності експозиційної дози (експрес-метод)

Мета роботи: навчитися визначати активність радіонукліду за дослідженнями потужності експозиційної дози.

Оснащення: дозиметр ДРГ-01Т, ДБГ-06Т, ДБГ-01Н або радіометр СРП-88Н, РКС-20.03 «Прип'ять», проба продукту (круп, цукру, рослинності).

Хід роботи

1. Підготувати прилад до роботи.
2. Провести вимірювання потужності експозиційної дози, яку створює гамма-випромінювання ^{137}Cs у пробі продукту.
3. Результати вимірювань занести у таблицю:

Вид проби	Маса проби м, кг	ПЕД фону, мкР/год	ПЕД продукту + фон, мкР/год	ПЕД продукту, мкР/год
		1.	1.	1.
		2.	2.	2.
		3.	3.	3.

4. Використовуючи зв'язок між потужністю експозиційної дози від гамма-випромінювання ^{137}Cs та його активністю у пробі (див. розділ 2), розрахувати активність проби за даними потужності експозиційної дози.

Практична робота №3

Тема: Дозиметрія. Розрахунок і оцінка еквівалентної дози випромінювання внаслідок потрапляння радіонуклідів до організму

Мета роботи: навчитися проводити дозиметричні обстеження продуктів харчування та здійснювати орієнтовну оцінку дозового навантаження на людину при споживанні продуктів харчування.

Оснащення: дозиметр ДРГ-01Т, ДБГ-06Т, ДБГ-01Н або радіометр РКС-20.03 «Прип'ять», наважки проб продуктів харчування, терези 2 кл., експрес-методика оцінки радіаційного забруднення продуктів харчування.

Теоретичні відомості

Дозиметричні обстеження об'єктів харчування, питної води, об'єктів довкілля проводять задля оцінки їх радіонуклідного забруднення та орієнтованої оцінки радіоекологічного стану території або певної екосистеми.

Експрес-метод визначення вмісту ^{137}Cs у продукті харчування полягає у наступному:

1. підготувати наважку проби для вимірювання: зробити середньостатистичну пробу продукту, визначити вагу проби, підготувати посуд та рівномірно розмістити пробу у посуді для дозиметрії,

2. за допомогою дозиметру провести дозиметричні вимірювання проби продукту та визначити потужність експозиційної дози, яка створюється випромінюванням від даної проби,

3. використовуючи дані коефіцієнтів переходу від потужності експозиційної дози до вмісту радіоцезію у пробі визначити вміст ^{137}Cs у продукті.

Хід роботи

1. Підготувати прилад до роботи.

2. Провести вимірювання потужності експозиційної дози, яку створює проба продукту харчування.

3. Результати вимірювань занести у таблицю:

Вид проби	Маса проби m, кг	ПЕД фону, мкР/год	ПЕД про- ба+фон, мкР/год	ПЕД проби, мкР/год
		1.	1.	1.
		2.	2.	2.
		3.	3.	3.

4. За допомогою експрес-методу визначити вміст ^{137}Cs у продукті харчування.

5. З урахуванням даних річного споживання населенням Миколаївщини даного продукту харчування розрахувати величину еквівалентної дози випромінювання ^{137}Cs на населення Миколаївщини при споживанні даного продукту харчування.

6. Порівняти отриману величину з нормуючими документами (ГДД=1 мЗв/рік згідно НРБУ-97).

Контрольні запитання

1. Яка доза випромінювання є еквівалентною, яка – експозиційною?

2. Який норматив за НРБУ-97 для опромінення населення?
3. Що таке дозиметр іонізуючого випромінювання?
4. В чому полягає метод експрес-аналізу вмісту ^{137}Cs у продуктах харчування?

Практична робота №4

Тема: Радіометрія. Визначення загальної β -активності проб навколишнього середовища

Мета роботи: навчитися проводити радіометричні дослідження об'єктів навколишнього середовища, визначати їх загальну β -активність.

Оснащення: радіометрична установка малого фону УМФ (-1500, -2000), калієвий еталон, наважка проби навколишнього середовища

Теоретичні відомості

При кожному акті розпаду відбувається випромінювання однієї частинки, через це загальне число альфа- або бета-частинок, що випромінюється в об'єкті зовнішнього середовища у всіх напрямках в одиницю часу, і визначає активність даного радіонукліду в цьому об'єкті зовнішнього середовища.

Однак, для реєстрації альфа-бета-частинок, альфа-гама-, та бета-гама-активних ізотопів необхідно відділити потік частинок від поліквантів (це завжди призводить до деякого послаблення останнього, значно ускладнює визначення величини активності ізотопу та призводить до помилок при вимірюваннях та обчисленнях). Тому на практиці активність таких ізотопів найчастіше визначають за гама-випромінюванням. У цьому випадку необхідно враховувати, що різні радіоактивні ізотопи при одному акті розпаду можуть випромінювати не один гама-квант, а декілька, і тому активність (A) такого радіонукліду визначається відношенням загальної кількості гама-квантів (N_{j0}), що випромінюються радіоактивним ізотопом в усіх напрямках в одиницю часу, до числа гама-квантів (n), що випромінюються при одному акті розпаду:

$$A = \frac{N_{j0}}{n} \quad (\text{розп/сек або Бк})$$

Для визначення загальної кількості гама-квантів досить знати число зареєстрованих установкою імпульсів (N), ефективність лічильника (ε)

та геометрію установки (відносно розташування проби та детектору (лічильнику)). Очевидно, що кількість зареєстрованих пристроєм імпульсів (N_{j0}) пропорційна кількості гама-квантів (N_γ), що надходять до лічильнику, і ефективності (ε) лічильника:

$$N_{j0} = \varepsilon \cdot N_\gamma$$

В свою чергу, N_γ пропорційна кількості гама-квантів $N_{\gamma0}$, що випромінюється ізотопом в усіх напрямках і залежить від геометрії пристрою. Отже:

$$N_\gamma = a \cdot N_{\gamma0}$$

де a – коефіцієнт, що враховує частку гама-квантів, які реєструються детектором (лічильником) від загальної їх кількості $N_{\gamma0}$, що випромінюється радіоактивним ізотопом.

Через те, що відношення числа гама-квантів N_γ , які надходять до детектору (лічильнику), до їх загального числа $N_{\gamma0}$, що випромінюється ізотопом за одиницю часу в усіх напрямках, визначається відношенням тілесних кутів π і 4π , в яких поширюються потоки гама-квантів N_γ та $N_{\gamma0}$, тобто:

$$\frac{N_\gamma}{N_{\gamma0}} = \frac{\omega}{4\pi},$$

а тілесний кут, під яким ми бачимо лічильник з точкового джерела S :

$$\omega = \frac{ld}{r^2},$$

де ld – площа поздовжнього перетину газового лічильника,
 r – відстань між лічильником та ізотопом (рис. 3)

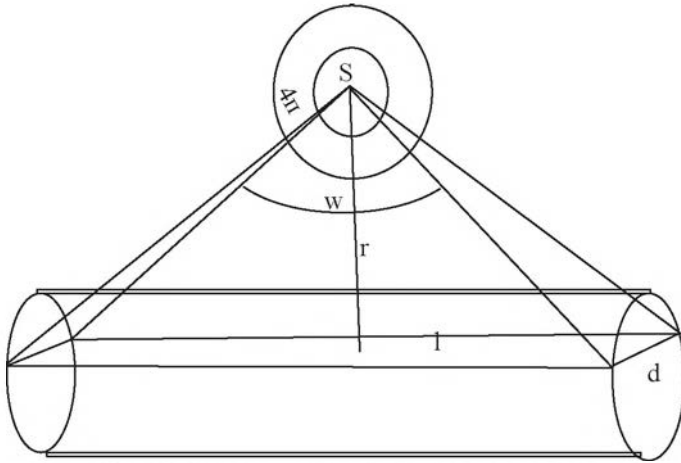


Рис. 1. Схема параметрів для визначення a

то коефіцієнт $a = \frac{ld}{4\pi r^2}$ і, отже: $N_\gamma = \frac{ld}{4\pi r^2} \cdot N_{\gamma_0}$.

Через те, що $N_\gamma = \frac{N}{\varepsilon}$, то $N_{\gamma_0} = \frac{4\pi r^2}{ld\varepsilon}$, і, нарешті, активність препарату дорівнює:

$$A = N \frac{4\pi r^2}{nld\varepsilon} \quad (\text{розп/сек або Бк})$$

Орієнтовні вимірювання гама- і бета-активності об'єктів зовнішнього середовища провадиться безпосередньо на місці, використовують переносні прилади СРП, ДБГ-0.4, «Прип'ять» та інші. У лабораторних умовах визначають радіоактивне забруднення відібраних проб за допомогою установок: гама-спектрометра (АІ-1024-95 з ДГДК, ГАММА-АК,-ІС), бета-спектрометра (СЕБ-01, БЕТА-01С), альфа-спектрометра (СЕА-13П з ППД), бета-радіометричної установки УМФ-1500 та інших. Як детектори випромінювань, найчастіше використовуються газорозрядні, сцинтиляційні, напівпровідникові лічильники.

Усі радіометричні дослідження є *відносними* – в основі лежить метод відносного порівняння швидкості лічби імпульсів від проби зі швидкістю лічби від еталона (зразка радіоактивності). Для будь-яких радіометричних вимірювань сьогодні випускають зразкові радіоактив-

ні препарати, з вмістом або α -, β - чи γ - нуклідів та, які враховують різну геометрію випромінювання: точкові, об'ємні або рідкі препарати.

Як еталон при визначенні загальної β -активності об'єкту навколишнього середовища, застосовується калій-40. Вибір останнього зумовлений великим поширенням його в природі. Калій-40, в основному, визначає бета-фон більшості природних об'єктів, які обстежуються при дослідженнях. Важливою перевагою калія-40 є також його великий період піврозпаду ($1.27 \cdot 10^9$ років), який дозволяє не вносити поправки на розпад. Перелічені властивості роблять можливим застосування калія-40, як еталона при гігієнічних дослідженнях.

Для приготування еталона беруть наважку безводного хімічно чистого дрібно розтертого сірчанокислого чи хлористого калію вагою 250 або 300 мг.

Повну кількість бета-розпадів, що сталася в даній наважці речовини еталона, розраховують виходячи з вмісту калію в наважці KCl і вмісту радіоактивного калію-40 у природній суміші ізотопів (^{30}K , ^{40}K , ^{41}K), який становить 0.0119%. Активність 1 г калію-40 дорівнює $6.28 \cdot 10^{-6}$ Кюрі.

Завдання

1. Підготувати радіометричну установку УМФ-1500 з ПСО-2-5 до роботи, згідно її технологічної документації.

2. Приготувати калієвий еталон і зробити розрахунок параметрів еталону.

3. Визначити швидкість лічби імпульсів, що створюються радіоактивністю проби на радіометричній установці.

4. Обчислити активність проби.

5. Знайти похибки обчислень.

6. Зробити оцінку радіаційної обстановки.

Вказівки до виконання роботи

1. Приготувати еталон. Взяти наважку KCl вагою 250 мг.

– Вміст K у взятій наважці дорівнює ...

– Вміст калію-40 в 0.131г калію дорівнює ...

– Активність $1.559 \cdot 10^{-5} \text{г калію-40} = 1.559 \cdot 10^{-5} \cdot 6.28 \cdot 10^{-6} = 9.79 \cdot 10^{-10}$

Кюрі

– Знайдена активність еталону в кюрі відповідає ...

$9.79 \cdot 10^{-11} \cdot 2.22 \cdot 10^{-12} = 217.3$ розпадів за хвилину.

– Враховуючи, що при радіоактивному перетворенні калію-40 бета-розпаду зазнають 88% атомів, а решта (12%) зазнають К-захоплення, справжня бета-активність препарату дорівнюватиме $217.3 \cdot 0.88 = 191.2$ розпад/хвилину.

– Знаючи справжню бета-активність еталона і швидкість його лічби, можна визначити процент реєстрованих радіометром бета-розпадів у вигляді імпульсів по відношенню до всього числа бета-розпадів.

$$K_{ef} = \frac{N_{еталону} \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}{191.2 \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}$$

2. Ввімкнути та підготувати установку УМФ-1500 з ПСО-2-5 до роботи.

3. Зробити три вимірювання показників фону і знайти середнє їх значення ($N_{\text{ф}} \text{ імпульс/хвилину}$).

4. Зробити три вимірювання швидкості лічби від калієвого еталону і знайти середнє їх значення ($N_{\text{е}} \text{ імпульс/хвилину}$).

5. Розрахувати ефективність радіометричної установки по калієвому еталону:

$$K_{ef} = \frac{N_{еталону} \left(\frac{\text{імпульсів}}{\text{хвилину}} \right) - N_{\text{фону}} \left(\frac{\text{імпульсів}}{\text{хвилину}} \right)}{191.2 \left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)}$$

6. Провести по три вимірювання швидкості лічби від кожної проби і знайти середнє їх значення ($N_{\text{проби}} \text{ імпульс/хвилину}$).

7. Визначити середнє значення активності проб:

$$Q_{\text{проби}} = K_{ef} \cdot (N_{\text{проби}} - N_{\text{фону}}) \cdot \frac{P_1}{P_2 \cdot P_3}$$

де K_{ef} – ефективність $\left(\frac{\text{розпад}}{\text{хвилину}} \right)$, або $\left(\frac{K_{ef}}{60} \right)$ бекерель.

P_1 – вага усієї ... проби,

P_2 – вага проби,

P_3 – вага золи, яка взята на наважку.

8. Обчислити похибки вимірювань.

9. Результати вимірювань занести у таблицю.

№ з/п	Дата та час вимірювання	Назва проби	Швидкість лічби (імпл/хв)	Швидкість лічби фону (імпл/хв)	Швидкість лічби від проби без фону (імпл/хв)	Активність	
						Розпад/хв	Беккерель

Контрольні запитання

1. Що являє собою явище радіоактивності?
2. Що зветься активністю радіоактивної речовини?
3. Що береться за одиницю активності в системі СІ?
4. Які позасистемні одиниці активності і їх похідні?

Практична робота №5

Тема: Експрес-метод радіометрії об'єктів навколишнього середовища

Мета роботи: навчитися проводити вимірювання загальної β -активності проб навколишнього середовища та оцінювати вміст калію-40 в пробах.

Оснащення: переносний радіометр типу РКС-20.03. «Прип'ять», наважка проби ґрунту (рослинності, води), терези 4 кл., лабораторний посуд

Теоретичні відомості

Радіометри, на відміну від звичайних дозиметрів, дозволяють вимірювати не лише дозу іонізуючого випромінювання, яка створюється випромінюванням радіонуклідів, присутніх у пробі, а також і активність радіонуклідів за їх β -випромінюванням. Це стосується переносних портативних радіометрів типу «Прип'ять», які мають у своїй основі газорозрядні лічильники Гейгера-Мюллера.

Метод базується на різниці проникаючої здатності гама- та бета-випромінювань. При проведенні аналізу необхідно ознайомитися з роботою лічильника та методом визначення бета-активності проби.

Хід роботи

1. Підготувати радіометр до роботи.
2. Підготувати наважку проби.
3. Провести вимірювання β -активності проби.
4. Результати вимірювань занести у таблицю:

Вид проби	Маса проби m, кг	Показання приладу $\gamma+\beta$	Показання приладу γ	Показання приладу $\gamma+\beta-\gamma$	Загальна β -активність (активність ^{40}K) проби, А $\pm$ 2 σ , Кі (Бк)
		1.	1.	1.	
		2.	2.	2.	

5. Розрахувати питому активність ^{40}K у пробі: $C=A/m$
6. Результат оформити з врахуванням помилки вимірювань.

Контрольні запитання

1. Які види випромінювання супроводжують розпад ядер природного ^{40}K ?
2. Чому β -активність ^{40}K певного продукту визначає його природну β -активність?
3. Що таке газорозрядний лічильник? На якому фізичному процесі побудовано його дію?

Практична робота №6

Тема: Радіаційно-гігієнічна оцінка території

Мета роботи: навчитися виділяти об'єкти, відбирати проби навколишнього середовища та робити їх попередню обробку для радіаційно-гігієнічного обстеження території.

Оснащення: дозиметр, радіометрична установка УМФ-1500, калієвий еталон, наважка проби навколишнього середовища.

Теоретичні відомості

Постійний радіаційний контроль за чистотою зовнішнього середовища необхідно здійснювати там, де є можливість його забруднення рідкими, твердими або газоподібними відходами закладів, в яких проводяться роботи з радіоактивними речовинами (РР). Основним змістом цих робіт є своєчасне й повне виявлення можливих джерел забруднення, кількісна та якісна характеристика радіоактивних відходів і стану зовнішнього середовища.

Напрямки, в яких здійснюється контроль, можуть бути різними. Вони, головним чином, визначаються шляхами надходження РР у зовнішнє середовище. Зважаючи на особливості дії РР у зовнішньому середовищі, під контроль доводиться брати не тільки те середовище, в яке безпосередньо надходить радіоактивна речовина, але й те, в яке вона може частково або повністю мігрувати в результаті сорбції, обмінних процесів тощо.

При контролі за територією, що оточує об'єкти, на яких проводяться роботи з відкритими РР, здійснюються дозиметричні заміри над поверхнею землі, відбираються проби ґрунту, наземних рослин і повітря для радіометричних та радіохімічних досліджень (рис. 2).

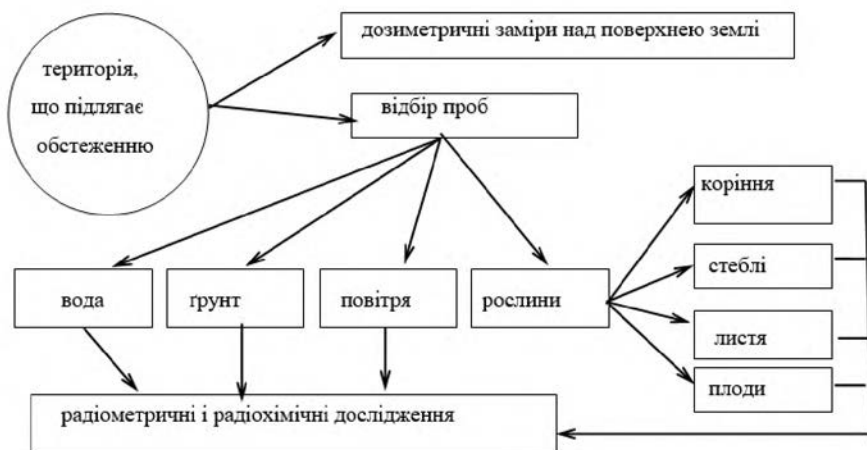


Рис. 2. Схема обстеження території, що оточує об'єкт

Контроль, який здійснюється за цією схемою, дає можливість характеризувати не лише кількість радіоактивних опадів, а також і їх накопичування в ґрунті, в рослинах, у воді. Аналогічна схема обстеження водойм зображена на рис. 3.

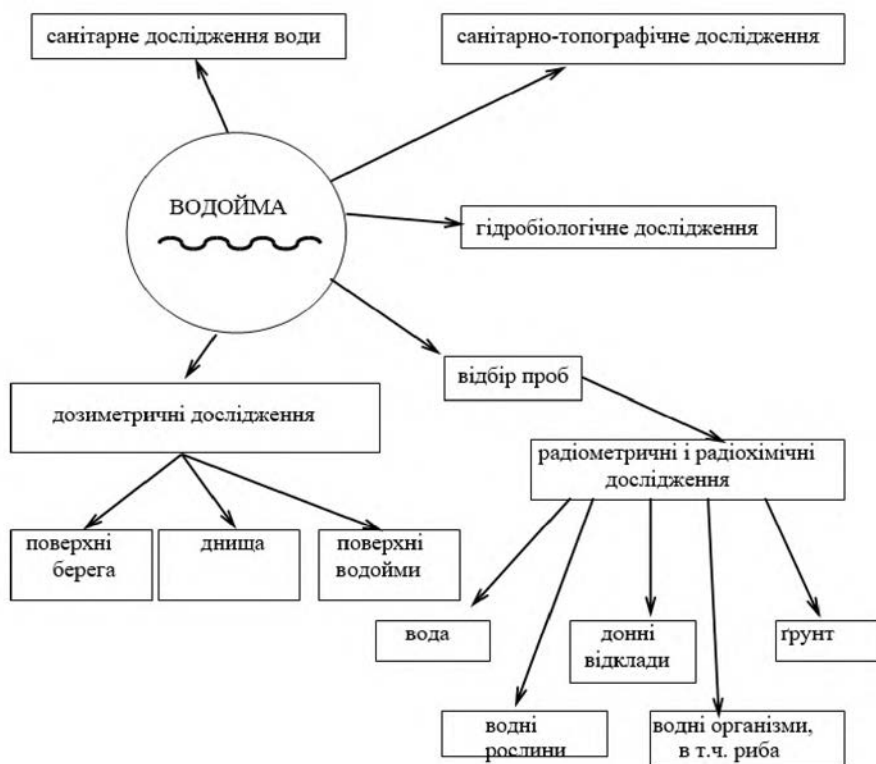


Рис. 3. Схема обстеження водойми

На підставі результатів проведених досліджень роблять гігієнічну оцінку об'єкту зовнішнього середовища, з урахуванням можливості негативного впливу радіоактивних речовин на здоров'я людей, і вносять пропозиції щодо розробки профілактичних та оздоровчих заходів.

Вказівки щодо відбору проб

Природна радіоактивність води, ґрунту, рослин, харчових продуктів зумовлена наявністю в них природних радіонуклідів (радіоізотопів урану, радію, торію, калію та інших). В них можуть потрапляти й штучні радіонукліди.

Відбір проб водних організмів і донних відкладень проводиться в місцях можливого забруднення, а також на 10-20 метрів вище і в кількох точках нижче за течією річки.

В озері (ставку) кількість точок відбору проб визначається на місці залежно від розміру водойми, від умов перемішування води.

Проби відбираються на глибині до 0.5 м від поверхні в кількості від 1 до 20 л залежно від питомої активності, ступені мінералізації і задань дослідження.

Взяття проб проводиться з допомогою батометрів у скляний посуд, в який попереду вноситься невелика кількість азотної кислоти. Азотну кислоту додають, щоб запобігти випадіння осаду і зменшити адсорбцію РР на стінку посуду.

Планктонні форми водних організмів відбираються шляхом виловлювання спеціальними сітками, бентос – шляхом зішкрябування лопаткою або шпателем у склянку, нектон – виловлюванням рибальськими снастями, перифітон збирають руками, причому необхідно захоплювати стеблі і коріння.

В процесі збирання й доставлення рослин в лабораторію не слід допускати стикання їх підводних частин з надводними, це дасть можливість запобігти забруднення останніх сорбованими РР.

Для тривалого зберігання відібрані проби рослинних і тваринних організмів слід консервувати формаліном.

Проби донних відкладень можна збирати шляхом зішкрябування верхніх шарів з допомогою шкребка або банки.

Наземну частку трав'яного покриття зрізають ножем, якщо рослини забруднені ґрунтом нижню частку їх зрізають або обмивають водою.

Проби ґрунту беруть з площі 10 см x 10 см і глибиною 5 см. Якщо потрібно знати наскільки шкідлива речовина проникла в ґрунт, проби відбирають з глибини 10, 15, 20 см.

Вказівки щодо підготовки проб для вимірювання

Той чи інший відібраний продукт для приготування середньої проби старанно перемішують. Проби хліба, овочів, рослин і т. д. попередньо подрібнюють ножем або на м'ясорубці.

У прожарений і зважений на технічних терезах фарфоровий тигель або чашку вміщують наважку подрібненого продукту в кількості 200-1000 г (залежно від виду продукту). Взятю наважку або випарюють на водяній бані, або обвуглюють на електричній плитці. Обвуглювання слід вважати закінченим після припинення скупчування матеріалу і зникнення диму. Потім тигель або чашку переносять в муфельну піч для озоління. Озоління слід проводити дуже обережно, не допускаючи початкового нагрівання муфеля більш 300°C. В подальшому температуру в муфелі можна довести до 350°-380°C, але не вище, оскільки при

більш високій температурі настає сильне спікання золи і може мати місце втрата радіоактивних речовин.

Так, калій при температурі 600°-700°C має значну леткість, а втрачає цезій відмічаються при температурі близько 400°C. Зоління вважається закінченим, коли зола набирає білого або сіро-білого кольору.

Після деякого остигання зелені проби переносять з муфеля в ексікатор, охолоджують до кімнатної температури і зважують. Вагу золи визначають для кожної проби. Готову золу розтирають до дрібного порошку в тій же чашці або тиглі.

Для проведення радіометричних вимірів на підкладку переносять золу і старанно розрівнюють по всьому заглибленню підкладки. Висота бортів у підкладках, використовуваних для визначення активності має бути не менше 6 мм.

Контрольні запитання

1. Що таке радіаційно-гігієнічна оцінка території? В чому полягає її різниця від радіоекологічної оцінки території?
2. Які вимоги щодо вибору ділянки для радіаційно-гігієнічної оцінки території?
3. Які головні вимоги щодо відбору і підготовки проб?

Практична робота №7

Тема: Спектриметрія. Визначення вмісту ^{137}Cs в окремих об'єктах

Мета роботи: навчитися проводити радіометрію проб зовнішнього середовища.

Оснащення: гама-спектрометр, наважка проби навколишнього середовища (проба ґрунту, повітряно-суха проба рослинності).

Теоретичні відомості

Гама-спектрометричні дослідження базуються на вмінні отримувати енергетичний спектр від проби та ідентифікувати радіонукліди у пробі.

Підготовка проб та гама-спектрометричний аналіз проби виконується відповідно до чинної методики. Гама-спектрометр на базі багатоканального амплітудного аналізатора дозволяє отримувати спектр, який відображує активність тих чи інших радіонуклідів, розкладених поканально залежно від їх енергії випромінювання (гама-

спектрометри, в основному, розкладають потік випромінювання від проби в енергетичний спектр від 0,2 до 1,5 MeB) (рис. 4, 5).

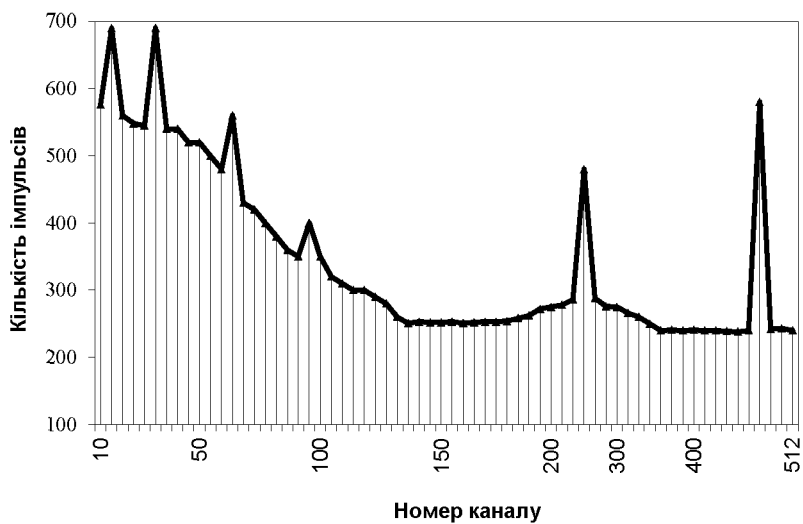


Рис. 4. Енергетичний спектр проби за багатоканальним аналізатором імпульсів AI-1024-95

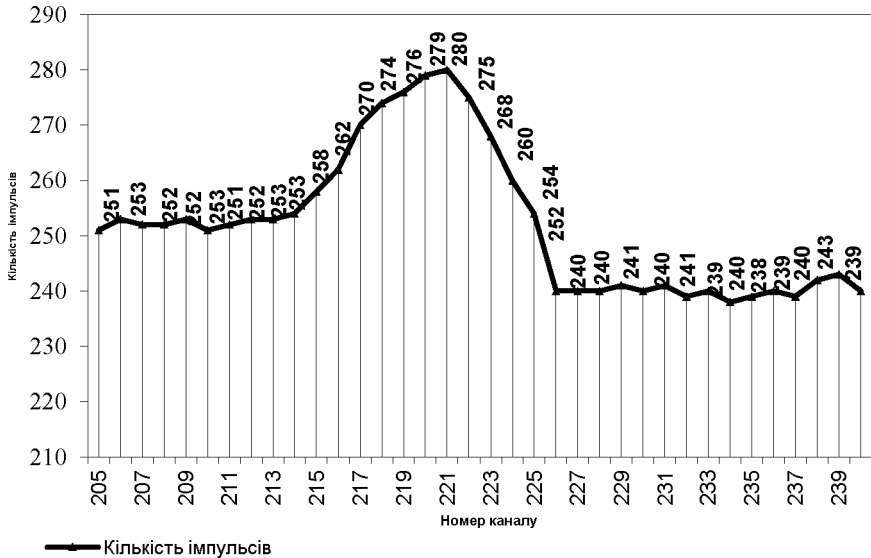


Рис. 5. Ділянка спектру з певним «піком»

Вимірювання фонових характеристик спектрометра

Мінімально детектована активність залежить від значення фону, яке реєструється спектрометром у вибраному енергетичному діапазоні.

Вимірювання фонових характеристик для розрахунку малих величин активності проводиться тривалістю 6-8 годин.

З фонового спектру розраховують мінімальне значення активності за певною гама-лінією радіонукліду.

$$A_{\min} = \frac{\sqrt{\sum_i N_{i\phi}}}{\mathcal{E}(E_i) \cdot t_{\phi} \cdot I_i}$$

де E_i , I_i – енергія і абсолютна інтенсивність i гама-лінії радіонукліду (у долях)

ε_i – ефективність реєстрації спектрометра у вибраній геометрії для енергії E_i (долі)

$N_{i\phi}$ – кількість зареєстрованих імпульсів в i каналі (імпл.)

Мінімально детектована активність за будь-який час експозиції розраховується за формулою:

$$A_{\min}(t) = A_{\min}(t_{\phi}) \cdot \sqrt{\frac{t_{\phi}}{t}}$$

Для фонового спектру розраховується також величина

$$\sum \Phi_0 = \frac{\sum_{m=M_0}^M N_m}{t_{\phi}},$$

де N_m – кількість імпульсів в m каналі аналізатору;

M_0, M – канали, які відповідають початку та кінцю енергетичного діапазону спектрометру.

Ця величина характеризує інтегральний фон спектрометра і використовується для оперативного щоденного контролю постійності фону.

3.2. Критерій перевірки статистичної значимості амплітудного піка

Статистична значущість величини S'_i обумовлена мінімально детектуємою активністю:

$$S'_i \geq 2 \cdot \sqrt{\sum_{i=M_1}^{m2} N_{i\phi}} \cdot \sqrt{\frac{t}{t_{\phi}}}$$

де $S'_i = S_i - \frac{t}{t_{\phi}} \cdot S_{i\phi}$ – відкорегована з врахуванням фону площа

піку,

$S_b, S_{i\phi}$ – площі піків відповідно у спектрі проби и у фоновому спектрі.

При невиконанні цієї умови приймається, що значення активності за i -тою гама-лінією не перевищує МДА.

3.3. Розрахунок активності радіонукліду у пробі

Розрахунок здійснюється за формулою:

$$A_i = \frac{S'_i}{\mathcal{E}(E_i) \cdot I_i \cdot t}$$

3.4. Оформлення фонових характеристик спектрометра здійснюється у формі:

Дата	Радіонуклід	E (МэВ)	t_{ϕ} (сек.)	$\Sigma n_{i\phi}$ (імпл.)	S_{ϕ} (імпл.)	A_{min} у геометрії (х) для $t=t_{\phi}$	
						Бк/пробу	Кі/пробу

3.5. Протокол результату гамма-спектрометрії проби повинен мати повну інформацію про вимірювання:

Радіонуклід	E (МэВ)	№ каналу	Площа піка (імпл.) $S - \frac{t}{t_{\phi}} \cdot S_{\phi}$	Коефіцієнт статистичної значущості $2 \cdot \sqrt{\sum_{i=m1}^{m2} N_{i\phi}} \cdot \sqrt{\frac{t}{t_{\phi}}}$	Помилка σ , %	Активність Бк/пробу	Маса проби, кг	Активність Бк/кг

Завдання

- 1.1. Визначити загальну площу піка для проби ґрунту $\Sigma n_{i\phi}$.
- 1.2. Визначити площу фону S_{ϕ} .
- 1.3. Розрахувати площу піка над фоном $S_i = \Sigma n_{i\phi} - S_{\phi}$.
- 1.4. Результати розрахунку занести у таблицю:

Дата	Радіонуклід	E	t_{ϕ}	$\Sigma n_{i\phi}$	S_{ϕ}	$S_i = \Sigma n_{i\phi} - S_{\phi}$	Маса проби	A_i
		(МэВ)	(сек.)	(імпл.)	(імпл.)	(імпл.)	кг	Бк/кг

- 1.5. Визначити активність ^{137}Cs у пробі ґрунту за формулою.

$$A_i = \frac{S_i^{\oplus}}{\mathcal{E}(E_i) \cdot I_i \cdot t m}$$

де E_i, I_i – енергія і абсолютна інтенсивність i гама-лінії радіонукліду (у долях)

ε_i – ефективність реєстрації спектрометра у вибраній геометрії для енергії E_i (долі)

S_i – площа піку в i каналі без фону (імп.)

m – маса проби (кг)

1.6. Аналогічно до пп. 1-5 провести дослідження для проби рослинності, проб молока.

1.7. Результати дослідження представити у вигляді:

- Вміст ^{137}Cs у ґрунті дорівнює _____ Бк/кг
- Вміст ^{137}Cs у рослинності дорівнює _____ Бк/кг
- Вміст ^{137}Cs у молоці дорівнює _____ Бк/кг

Контрольні запитання

1. Що таке гама-спектрометричний аналіз проб навколишнього середовища? В чому полягає сутність цього методу визначення радіоактивності проб навколишнього середовища?

2. Як визначити активність цезію-137 у пробі за допомогою гама-спектрометра?

3. Що таке фон гама-спектрометру?

4. Що таке мінімально-детектована активність цезію-137 на гама-спектрометрі? Від чого вона залежить?

5. Від чого залежить ефективність вимірювання проб на гама-спектрометрі?

Практична робота №8

Тема: Технорадіоекологія. Радіаційний контроль будівельних матеріалів

Мета роботи: навчитися визначати вміст природних радіонуклідів у будівельних матеріалах

Оснащення: гама-спектрометр, наважка проби будівельних матеріалів, посудина Марінелі

Теоретичні відомості

Кожне підприємство, яке виготовляє або відпускає будівельну сировину або матеріали (щебінь, пісок, зола і шлаки ТЕС, відходи і другорядні продукти промисловості), здійснює їх оцінку на радіаційну безпеку.

Радіоактивність сировини або матеріалів вимірюється методом експрес-оцінки за допомогою рекомендованих приладів згідно відповідних методик.

У випадку перевищення нормативу для першого класу (природність для усіх видів будівництва) проба сировини або матеріалів зі вказаної партії повинна спрямовуватися для дослідження на радіоактивні елементи у стаціонарну відомчу (регіональну) лабораторію на гама-спектрометрію, а партія до отримання результатів аналізу повинна очікувати на ці результати.

Потужність дози гама-випромінювання на об'єкті будівництва вимірюється у кожному приміщенні будівлі, яке здається у експлуатацію, до закінчення робіт.

Концентрацію радону необхідно вимірювати на перших поверхах та у напідпідвальних приміщеннях будівель, що експлуатуються.

Хід роботи

1. Підготувати пробу будівельних матеріалів до гама-спектрометрії.
2. Провести вимірювання потужності експозиційної дози випромінювання.
3. Зробити наважку проби.
4. Здійснити гама-спектрометричні дослідження проби.
5. Виконати розрахунок вмісту ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K у пробі будматеріалів.
6. Розрахувати величину сумарної питомої активності природних радіонуклідів у пробі будматеріалів.
7. Порівняти отриману величину з нормативними документами.
8. Зробити висновок за результатами досліджень.

Контрольні запитання

1. Як визначається сумарна питома активність природних радіонуклідів у будівельних матеріалах?
2. У чому полягає метод експрес-оцінки радіоактивності проб будматеріалів?
3. Від чого залежить радіоактивність будівельних матеріалів?

Практична робота №9

Тема: Визначення товщини захисних екранів при роботі з гама- та рентген діагностично-терапевтичними апаратами

Мета роботи: навчитися визначати товщину захисних екранів та розмір еквівалентної дози іонізуючого випромінювання.

Оснащення: дозиметр-радіометр ДКС, радіометр СРП, захисні бар'єри з міді, зразок γ -випромінювання.

Теоретичні відомості

Широке розповсюдження і використання джерел іонізуючих випромінювань у рентгено- та радіо діагностиці, променевої терапії пухлинних і непухлинних захворювань потребують знань і вмінь з застосування різних заходів радіаційного захисту медичного персоналу.

При дистанційній променевої терапії для локалізації патологічного процесу при злоякісних новоутворюваннях використовуються рентген- та гама-терапевтичні установки. В якості джерела випромінювання в них використовуються, в основному, ^{60}Co , ^{137}Cs активністю від десятків до сотень Ki на апарат.

Розрізняють 3 види захисту: захист часом, відстанню і матеріалом. Проілюструємо перші два види захисту на моделі точкового джерела гама-випромінювання.

Нехай з джерела G гама-фотони вилітають у всіх напрямках. Число їх, що проходить крізь 1 м^2 поверхні деякої сфери в 1с , є пропорційним активності A (Ki або Bq) і зворотно пропорційним площі поверхні сфери ($4\pi r^2$).

Виходячи із залежності між експозиційною дозою P і активністю A радіоактивного препарату (джерела гама-фотонів), чим більшим є час і чим меншою є відстань від джерела опромінення, тим більшою є величина експозиційної дози. Тобто, принцип захисту від впливу іонізуючого випромінювання часом і відстанню є досить легким: необхідно знаходитися під впливом іонізуючого випромінювання мінімальну кількість часу і на максимальній відстані.

Захист матеріалом заснований на різній спроможності речовин поглинати різні види іонізуючого випромінювання. Захист від альфа-випромінювання достатньо простий: достатньо одного аркуша паперу або шару повітря товщиною в декілька см, щоб повністю поглинути альфа-частинки. Однак, використовуючи радіоактивні джерела, потрібно оберегатися від надходження альфа-частинок усередину організму при диханні або при прийомі харчів.

Для захисту від бета-випромінювання достатньо пластин з алюмінію, плексигласу або скла товщиною в декілька см. При взаємодії бета-частинок з речовиною може з'явитися гальмівне рентгенівське випромінювання, а від β^+ -частинок – β^+ -випромінювання, яке виникає при анігіляції цих частинок з електронами.

Більш складним є захист від «нейтрального» випромінювання: рентгенівського, гама-променів, нейтронів.

Ці випромінювання з меншою ймовірністю взаємодіють з речовиною, і тому глибше проникають у речовину. При розрахунку захисного бар'єру враховується, що послаблення j -випромінювання в різних захисних матеріалах відбувається за законами широкого пучка (враховуються як первинні, так і багатократно розсіяні j -кванти).

Послаблення пучка рентгенівського і гама-випромінювань відповідає закону (див. розділ 10):

$$\Phi = \Phi_0 e^{-\mu d}$$

де Φ – характеристика поля іонізуючого випромінювання (активність, потужність дози, щільність потоку т.ін.) після захисту, Φ_0 – характеристика поля іонізуючого випромінювання до захисту, μ – лінійний коефіцієнт послаблення випромінювання (см^{-1}).

Коефіцієнт μ залежить від порядкового номеру елемента речовини-поглиначі і від енергії гама-фотонів.

Найбільш складним є захист від нейтронів. Рух швидких нейтронів спочатку роблять більш повільним, зменшуючи їх швидкість у воденьвміщуючих речовинах. Потім іншими речовинами, наприклад кадмієм, поглинають повільні нейтрони.

Організація самостійної роботи

1. Розглянемо приклад дозиметрії при використанні гама-терапевтичної установки з джерелом j -випромінювання цезію-137 (^{137}Cs) активністю A (Ки). Це джерело формує навколо себе поле іонізуючого випромінювання потужності $P_0 = \frac{P}{t}$ (Р/год):

$$P_0 = \frac{A \Gamma}{r^2}$$

Співвідношення між потужністю експозиційної дози P і товщиною захисту d визначається наступним чином:

$$P = P_0 e^{-\mu d} B(E, \mu d, z)$$

де B – фактор накопичення j -випромінювання для точкового джерела, який враховує внесок багатократного розсіювання в щільність

потоків випромінювання; залежить від енергії випромінювання E , товщини d і атомного номеру z захисту.

Аналогічно для співвідношення між активністю A і товщиною захисту d характерно наступне:

$$A = A_0 e^{-\mu d} B(E, \mu d, z)$$

При чому в умовах вузького пучка приймається $B=1$.

При проектуванні захисту для визначення товщини захисного бар'єру визначається показник кратності послаблення K :

$$K = \frac{P_0}{P} = \frac{e^{\mu d}}{B(e, \mu d, z)}$$

Значення K для свинцю, заліза, міді, бетону т. ін. наведені в літературних джерелах з радіаційної безпеки. Для орієнтованого розрахунку кратність послаблення K можна визначити:

$$K = e^{\frac{0.693}{d_{1/2}} d} = 2^{\frac{d}{d_{1/2}}} = 2^n$$

де $n = \frac{d}{d_{1/2}}$ – число шарів половинного послаблення, яке необ-

хідне для досягнення $K(d)$. Товщина захисту визначається із співвідношення $d = n d_{1/2}$

Таким чином, можна визначати характеристики поля випромінювання (активність, потужність дози т. ін.) після захисного бар'єру товщиною d , а потім – значення кратності послаблення j -випромінювання певної енергії.

2. В роботі передбачається вважати, що гама-терапевтична установка має точкове джерело гама-випромінювання активністю A (кожен студент індивідуально отримує значення активності препарату в установці). Потрібно визначити товщину захисту від j -випромінювання з різного виду захисного матеріалу (міді, свинцю, бетону). Значення лінійних коефіцієнтів послаблення μ надано в таблиці.

Захисний матеріал	E_0, MeV	μ, см⁻¹
Бетон $\rho=2,3$ г/см ³	0,662 (цезій-137)	0,177
	1,75 (кобальт-60)	0,103
	0,25 (торій-228)	0,260
Мідь $\rho=8,93$ г/см ³	0,662 (цезій-137)	0,638
	1,75 (кобальт-60)	0,427
	0,25 (торій-228)	0,200
Свинець $\rho=11,34$ г/см ³	0,662 (цезій-137)	1,180
	1,75 (кобальт-60)	0,577
	0,25 (торій-228)	12,9

3. Для практичного засвоєння матеріалу в якості джерела гамма-випромінювання використовується зразок – проба піску з вмістом ²²⁸Th активності $A_0=1000$ Бк.

Завдання

1. Визначити товщину захисного бар'єру від гамма-випромінювання терапевтичної установки з: міді, свинцю, бетону. Вважати, що захисний бар'єр повинен знижувати активність установки до 100 Бк.

2. За допомогою радіометру виміряти потужність експозиційної дози P , яка формується навколо зразка джерела випромінювання активності A_0 на відстані 0, 5, 10, 50 см.

3. Розрахувати активність A на відстані 5, 10, 50 см від джерела випромінювання.

4. Визначити шар половинного послаблення $d_{1/2}$ для захисного бар'єру з міді, свинцю, бетону.

5. Зробити захисний бар'єр товщини $d_{1/2}$ з міді. Перевірити дослідним шляхом зменшення у 2 рази потужності експозиційної дози за цим захисним бар'єром.

6. Розрахувати товщину захисного бар'єру d , який послаблює активність іонізуючого випромінювання до 10 Бк/кг.

7. Розрахувати величину дози (експозиційної, еквівалентної) іонізуючого випромінювання цього джерела.

Результати проміжних розрахунків оформити в вигляді таблиці:

Характеристика поля випромінювання	Результат 1- ого вимірю- вання	Результат 2- ого вимірю- вання	Результат 3- ого вимірю- вання	Середнє значення, $M \pm m$
P				
A				
D_e				

Контрольні запитання

1. Суть методу захисту від дії іонізуючого випромінювання за допомогою захисного бар'єру.
2. Які відомі методи дозиметрії іонізуючого випромінювання?

ПИТАННЯ ТЕСТОВОГО КОНТРОЛЮ

1. Для збудження атомів необхідно, щоб:
 - а) енергія випромінювання була набагато нижчою за різницю енергій між двома електронними рівнями;
 - б) енергія випромінювання приблизно дорівнювала різниці енергій між двома електронними рівнями;
 - в) енергія випромінювання набагато перевищувала різницю енергій між двома електронними рівнями;
 - г) потужність випромінювання перевищувала 1Вт/м^2 ;
 - д) потужність випромінювання була менше за 1Вт/м^2 .
2. Іонізуюче випромінювання викликає:
 - а) збудження атомів, але не їх іонізацію;
 - б) збудження і іонізацію атомів;
 - в) переважно іонізацію атомів;
 - г) не викликає ані збудження, ані іонізацію;
 - д) правильної відповіді немає.
3. Іонізуюче випромінювання включає:
 - а) випромінювання радіодіапазону і інфрачервоне випромінювання;
 - б) дальню область ультрафіолетового випромінювання, рентгівське і гама-випромінювання;
 - в) випромінювання радіодіапазону і ультрафіолетове випромінювання;
 - г) рентгівське і гама-випромінювання;
 - д) інфрачервоне, видиме і ультрафіолетове випромінювання.
4. Радіопротектори:
 - а) зменшують прогрівання тканини при опроміненні хвилями радіочастотного діапазону;
 - б) збільшують нагрівання тканини при опроміненні хвилями радіочастотного діапазону;
 - в) збільшують радіобіологічний ефект при опроміненні іонізуючим випромінюванням;
 - г) послаблюють радіобіологічний ефект при опроміненні іонізуючим випромінюванням;
 - д) сприяють збільшенню контрастності рентгівських знімків.

5. Проникаюча здатність випромінювання характеризує:

- а) енергію, яка передано речовині на одиниці довжини пробігу;
- б) енергію, яку передано речовині за одиницю часу;
- в) відстань, на якій енергія випромінювання зменшується в 2 рази;
- г) відстань, на якій енергія випромінювання зменшується в e разів;
- д) відстань, яку випромінювання проходить в речовині і зберігає при цьому властивість до іонізації.

КОНТРОЛЬНІ ЗАВДАННЯ

Варіант 1

- Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,02 Гр
 - бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,02 Гр
 - гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,02 Гр
- Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{131}I на щитовидну залозу, якщо поглинена залозою доза D_n дорівнює 1 Гр.
- Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Рівненської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 500 Бк/л, а річне споживання – 100 л для дорослих і 300 л для дітей.
- Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:
 - Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
 - Діти 1-10 років – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=4 \cdot 10^3$
 - Підлітки (11-14 років) – $D_i=3 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=7 \cdot 10^3$
 - Дорослі, що працюють – $D_i=3 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=18 \cdot 10^3$
 - Пенсіонери – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1 \cdot 10^4$

Варіант 2

- Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,04 Гр
 - бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,04 Гр
 - гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,04 Гр
- Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 1,5 Гр.
- Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 50 Бк/л, а річне споживання – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=21 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,5 \cdot 10^4$

5. Обчислити співвідношення «користь-шкода» для такого контрзаходу, як глибоке внесення в ґрунт більшої за норму кількості добрив, при наступних умовах:

- площа поля 1200 га,
- кількість внесеного добрива – 360т,
- вартість контрзаходу: 13\$ на 1 га,
- річне зменшення (економія) колективної еквівалентної дози випромінювання з 1 га в середньому становить 0,4 люд.-Зв (40 люд.-бер),
- вартість 1 люд.-бера – 40\$.

Варіант 3

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 1,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{90}Sr у ньому 100 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=20 \cdot 10^3$

- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 4

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{137}Cs на печінку, якщо поглинена цим органом доза D_n дорівнює 2,2 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,5 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,5 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 5

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{131}I на щитовидну залозу, якщо поглинена залозою доза D_n дорівнює 5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{131}I у ньому 10 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=1,5 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,5 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 6

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{241}Pu на легені, якщо поглинена легенями доза D_n дорівнює 5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{241}Pu у ньому 100 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=1,5 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=3,5 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=15 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=15 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 7

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,05 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 2,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{90}Sr у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 8

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на молочні залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 2,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{95}Zr у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
 - Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 9

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,2 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на молочні залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 2,5 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{144}Ce у ньому 350 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:
 - Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
 - Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
 - Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
 - Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
 - Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 10

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,2 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^3H на статеві залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 5,5 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^3H у ньому 30 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 11

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{пол}$ дорівнює 0,02 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,02 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,02 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{е.е.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{131}I на щитовидну залозу, якщо поглинена залозою доза D_n дорівнює 1 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Рівненської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 500 Бк/л, а річне споживання – 100 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=4 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=7 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=18 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1 \cdot 10^4$

Варіант 12

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{пол}$ дорівнює 0,04 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,04 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,04 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{е.е.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 1,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 50 Бк/л, а річне споживання – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=21 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,5 \cdot 10^4$

Варіант 13

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{погл}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{е.е.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 1,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{90}Sr у ньому 100 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 14

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,1 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{137}Cs на печінку, якщо поглинена цим органом доза D_n дорівнює 2,2 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{137}Cs у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:
 - Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=1,5 \cdot 10^3$
 - Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,5 \cdot 10^3$
 - Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=10 \cdot 10^3$
 - Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=20 \cdot 10^3$
 - Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 15

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{131}I на щитовидну залозу, якщо поглинена залозою доза D_n дорівнює 5 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{131}I у ньому 10 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=1,5 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=2,5 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 16

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{241}Pu на легені, якщо поглинена легеньми доза D_n дорівнює 5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{241}Pu у ньому 100 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=1,0 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=1,5 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років - $D_i=1 \cdot 10^{-3}$ Зв, $N_i=3,5 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=15 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=2,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=15 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв , $N_i=2,0 \cdot 10^4$

Варіант 17

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,05 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,2 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на кісткову тканину, якщо поглинена цією тканиною доза D_n дорівнює 2,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для мешканців Миколаївської області, якщо активність ^{90}Sr у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 18

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :

а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,1 Гр

б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр

2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на молочні залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 2,5 Гр.

3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{90}Sr у ньому 200 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.

4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 19

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,2 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^{90}Sr на молочні залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 2,5 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^{144}Ce у ньому 350 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:
 - Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
 - Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
 - Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
 - Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
 - Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

Варіант 20

1. Обчислити еквівалентну дозу D_e :
 - а) альфа-випромінювання, що діє на будь-які клітини, якщо поглинена доза $D_{\text{погл}}$ дорівнює 0,2 Гр
 - б) бета-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
 - в) гама-випромінювання, якщо поглинена доза D_n дорівнює 0,3 Гр
2. Обчислити ефективну еквівалентну дозу $D_{e.e.}$ випромінювання внаслідок впливу ^3H на статеві залози, якщо поглинена цими органами доза D_n дорівнює 5,5 Гр.
3. Обчислити річну еквівалентну дозу випромінювання внаслідок уживання молока із вмістом радіонуклідів для населення, якщо активність ^3H у ньому 30 Бк/л, а річне споживання молока – 200 л для дорослих і 300 л для дітей.
4. Обчислити колективну еквівалентну дозу випромінювання для популяції невеликого міста за наведеними параметрами для різних контингентів населення:

- Немовлята (діти до 1 року) – $D_i=2,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,1 бер), $N_i=1 \cdot 10^3$
- Діти 1-10 років – $D_i=2 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=2 \cdot 10^3$
- Підлітки (11-14 років) – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=10 \cdot 10^3$
- Дорослі, що працюють – $D_i=3,0 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,3 бер), $N_i=20 \cdot 10^3$
- Пенсіонери – $D_i=1,5 \cdot 10^{-3}$ Зв (0,2 бер), $N_i=1,0 \cdot 10^4$

ТЕРМІНОЛОГІЧНИЙ СЛОВНИК КУРСУ

Авторадіографія	Спосіб вивчення розподілу радіоактивних речовин в досліджуваному об'єкті шляхом накладання на нього чутливих до радіоактивних випромінювань фотоматеріалів
Альфа-частинки (α)	Потік позитивно заряджених часток ядер атомів гелію
Активність	Число розпадів радіоактивних ядер в одиницю часу. Одиниці активності в системі СІ 1 бекерель (Бк) відповідає одному розпаду радіоактивного ізотопу на секунду. Кюрі (Ки) – позасистемна одиниця активності радіонуклідів, $1\text{Ки} = 3,7 \cdot 10^{10}$ актів ділення в 1 секунду. 1 Ки відповідає приблизно активності 1 г радія
Бекерель	Активність нукліду в радіоактивному джерелі /А/, позначається «Бк», міжнародне позначення «Bq»
Бер	Біологічний еквівалент рентгена, позасистемна одиниця еквівалентної дози опромінення людини іонізуючим випромінюванням
Бета-частинки (β)	Потік негативно заряджених електронів ядерного походження, що випускаються ядром радіоактивних елементів при його розпаді
Відкриті джерела	Такі джерела, речовини і устрої, експлуатація яких не виключає надходження радіації в навколишнє середовище
Відносна біологічна ефективність	Відношення поглинутої дози стандартного випромінювання, що викликає певний біологічний ефект, до поглиненої дози радіації, що вивчається, яка дає такий самий ефект, наприклад, загибель, 505 клітин або піддослідних тварин
Внутрішнє іонізуюче опромінення (інкорпороване)	Опромінення, що утворюється внаслідок проникнення та накопичення радіоактивних ізотопів в середині організму
Гама-випромінювання (γ)	Короткохвильове електромагнітне випромінювання з довжиною хвилі 10-8 см і енергією більше 250 кеВ, а також електромагнітне випромінювання радіонуклідів /незалежно від енергії/, що виникає при розпаді радіоактивних ядер та елементарних часток і при взаємодії швидких заряджених часток з речовиною.
Доза опромінення	Величина енергії, яка поглинена одиницею об'єму або маси речовини, що опромінюється
Гранична доза /ГД/	Гранична індивідуальна еквівалентна доза за рік, яка при рівномірному впливі протягом 70 років не викличе в стані здоров'я людини неблаготворних змін
Граничне річне надходження /ГРН/	Таке надходження радіації до організму на протязі року, яке за 70 років створить в критичному органі особи екви-

Радіаційна екологія та радіаційна безпека

	валентну дозу, яка дорівнює граничній дозі
Граничне допустиме надходження (ГДН)	Таке надходження радіоактивних речовин в організм протягом року, які за 50 років створюють в критичному органі еквівалентну дозу рівну 1 ГДК
Грей	Одиниця поглиненої дози іонізуючої радіації, позначається «Гр», міжнародне позначення «Gy».
Грей за секунду	Сила поглинання дози випромінювання, позначається «Гр/с», міжнародне позначення «Gy/s».
Групи критичних органів	Виділяються три: <i>1 група</i> – все тіло, гонади, червоний кістковий мозок, <i>2 група</i> – м'язи, щитовидна залоза, легені, печінка, селезінка, шлунково-кишковий тракт, хрусталик ока та інші органи, які не віднесені до 1 та до 3 груп, <i>3 група</i> – кісткова тканина, шкіра, кістки передпліччя, ступні та долоні.
Доза	Міра дії іонізуючого випромінювання у визначеному середовищі. Виражається величиною ефекту іонізації /так звана експозиційна доза, що характеризує джерело випромінювання/, або кількістю поглинутої (тканинами, організмом) енергії випромінювання. Одиниці дози: експозиційна – рентген /Р/ викликає утворення в 1 см ² повітря 2,8·10 ⁹ пар іонів. 1Р=2,58·10 ⁻⁴ Кл/кг; поглиненої – грей /Гр/ – відповідає поглиненню енергії в 1 Дж масою опроміненої речовини в 1 кг. 1 рад = 10 ⁻² Гр
Доза випромінювання	Величина поглинутої енергії випромінювання в одиниці маси опроміненої речовини
Доза експозиційна	Кількість енергії рентгенівського або гама-випромінювання, поглинутої одиницею маси повітря
Доза поглинена	Кількість енергії будь-якого випромінювання, поглинута одиницею маси опроміненої біологічної речовини /тканини/
Доза еквівалентна	Характеризує оцінку впливу різних видів випромінювання на організм людини
Дозиметрія іонізуючого випромінювання	Галузь прикладної ядерної фізики та радіобіології, де розглядаються властивості іонізуючого випромінювання, фізичні величини, хімічні взаємодії випромінювання з речовиною, а також прилади дозиметричного контролю.
Зовнішнє опромінення	Опромінення, що впливає на певний організм через шкіру, систему органів травлення та дихання.
Зіверт	Доза еквівалентна випромінюванню /позначається «Зв», міжнародне позначення «Sv»/.
Зіверт на секунду	Сила еквівалентної дози випромінювання /позначається «Зв/с», міжнародне позначення «Sv/s»/

Інкорпорація	Включення речовини, яка потрапляє в організм і впливає на його фізичний, фізіологічний стан.
Іонізуюча радіація	Випромінювання високих енергій, що викликає іонізацію атомів і молекул речовин.
Іонізуюче випромінювання	Різні форми енергії, які виділяються при розпаді (розщепленні) ядер атомів.
Коефіцієнт якості	Коефіцієнт, який показує, в скільки разів радіаційна небезпека даного виду випромінювання вища, ніж стандартного
Критичні органи	Органи, які внаслідок опромінення найбільш чутливі і спричиняють найбільшу шкоду для життя і здоров'я організму.
Кулон на кілограм	Доза експозиційна випромінювання /позначається «Кл/кг», міжнародне позначення «C/kg»/
Період напіврозпаду	Час, протягом якого число радіоактивних атомів ізотопу зменшується вдвічі.
Протектор	Речовина, введена в живу систему ще до опромінення, присутня в тканинах, клітинах, організмі в момент опромінення і суттєво послаблює враження від опромінення
Протон	Елементарна частинка будь-якого атомного ядра, яка визначає фізичні та хімічні властивості елементів.
Потужність дози	Доза випромінювання, віднесена до одиниці часу $/p=D/t/$
Радіоактивність	Самовільне перетворення ядер атомів деяких хімічних елементів в ядра інших елементів, що супроводжуються виділенням іонізуючого випромінювання. <i>/лат. radio – «випускаю, випромінюю» + активус – «діяльний»/ –самовільне перетворення нестійких атомних ядер в ядра інших елементів, що супроводжується випромінюванням. Відомі чотири типи радіоактивності: 1. альфа-розпад, 2. бета-розпад, 3. спонтанне ділення атомних ядер, 4. протонна радіація. Для радіоактивності характерне експоненціальне зменшення середнього числа активних ядер у часі. Відкрив радіоактивність А. Бекерель у 1896 р.</i>
Радіобезпека	Комплекс заходів, що забезпечують безпеку роботи з радіоактивними речовинами і іншими джерелами іонізуючого випромінювання. В Україні діють нормативи та принципи радіаційної безпеки.
Радіоактивні аерозолі	Аерозолі з радіоактивною дисперсійною фазою. Природні радіоактивні аерозолі містять радіоактивні ізотопи калію, полонію, торію, урану тощо.
Радіоактивні води	Природні води, що містять підвищену кількість радіоактивних речовин. В підземних водах найчастіше присутні ізотопи радію-226, урану-238, радону-222.

Радіоактивні відходи	Продукти, що утворюються при роботах з радіоактивними речовинами, і які містять радіоактивними ізотопи вище норми радіоактивної безпеки. Для профілактики шкідливого впливу на організм людини і оточуючого середовища тверді і рідкі радіоактивні відходи після відповідної обробки захоронуються в спеціальних збірниках в підземних сховищах.
Радіоактивні препарати	В медичній практиці це речовини, що містять радіоактивні ізотопи і застосовуються для медико-біологічних досліджень, діагностики і лікування захворювань.
Радіоактивні речовини	Речовини, які здатні випромінювати енергію методом радіоактивного розщеплення.
Радіометрія	Розділ прикладної ядерної фізики і радіобіології, де розробляється теорія і практики вимірювання радіоактивності та ідентифікації радіоактивних речовин.
Радіація	Атом і інші системи здійснюють випромінювання /радіацію при квантових переходах із збудженого стану до стану з меншою енергією/.
Радіоактивне забруднення біосфери	Потрапляння радіоактивних ізотопів до складу живих організмів і середовище їх життя /атмосферу, гідросферу, ґрунт/, що здійснюється в результаті ядерних вибухів, аварій на АЕС, викидів до довкілля радіоактивних відходів, розробки радіоактивних руд, в результаті використання радіоактивних речовин у військовій та науковій діяльності.
Рентгенівське випромінювання	Електромагнітне випромінювання, складене з тормозного та характеристичного випромінювань.
Рідкі радіоактивні відходи	Розчини неорганічних речовин, органічні рідини /масла, розчини/.
Стала розпаду	Характерна величина для даного ізотопу, що вказує на долю або частку радіоактивних атомів, які розпадаються за одиницю часу.
Тверді радіоактивні відходи	Вироби, деталі машин та механізмів, матеріали, біологічні об'єкти, відпрацьовані радіонуклідні джерела.
Гальмівне випромінювання	Фотонне випромінювання з безперервним спектром, що виникає при зменшенні кінетичної енергії заряджених часток внаслідок їх гальмування в полі ядра атому важких металів.
Трек	Відбиток зарядженої частки в речовині
Характеристичне випромінювання	Фотонне випромінювання з дискретним спектром, яке виникає при зміні енергетичного стану електронів атомів.
Шар повного поглинання	Товщина будь-якої речовини, що забезпечує захист від проникаючої радіації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Григор'єва Л. І. Радоновий ризик в екології: формування, моделювання, шляхи зниження: *Lamb. Acad.* – 2019. – 156 р.
2. Григор'єва Л. І. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: навч. посіб. – Миколаїв: МДГУ імені Петра Могили, 2005. – 134 с.
3. Григор'єва Л. І. Іонізуюче випромінювання та його вплив на біологічні системи: навч. посіб. – Миколаїв: МДГУ імені Петра Могили, 2008. – 136 с.
4. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Радіоекологічні та радіобіологічні аспекти зрошувального землеробства півдня України: монографія. – Миколаїв : МДГУ імені Петра Могили, 2006. – 264 с.
5. Григор'єва Л. І., Томілін Ю. А. Формування радіаційного навантаження на людину в умовах півдня України: чинники, прогнозування, контрзаходи : монографія. – Миколаїв : ЧДУ імені Петра Могили, 2009. – 332 с.
6. Гродзинский Д. М. Радиобиология растений. – К.: Наукова думка, 1989. – 384 с.
7. Гродзинський Д. Є. Радіобіологія. – К.: Наукова думка, 2009. – 213 с.
8. Гродзинський Д. М. Радіобіологія. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.
9. Гудков И. Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии. – К.: Из-во УСХА, 1991. – 224 с.
10. Гудков І. М., Гайченко В. А., Каспаров В. О., Кутлахмедов Ю. О., Гудков Д. І., Лазарев М. М. Радіоекологія: навч. посіб. – Київ, 2011 р. – 368 с.
11. Кутлахмедов Ю. А. Дорога к теоретической радиоэкологии. – К.: Фитосоциоцентр, 2015. – 360 с.
12. Кутлахмедов Ю. А., Матвеева И. В., Гроза В. А. Надежность биологических систем. – Киев: Фитосоциоцентр, 2018. – 352 с.
13. Кутлахмедов Ю. О., Войцицкий В. М., Хижняк С. В. Радіобіологія: підруч. –Київський університет, 2011. – 544 с.
14. Кутлахмедов Ю. О., Матвеева І. В., Петрусенко В. П., Родіна В. В. Радіоекологія: навч. посіб. – Київ, 2011. – 192 с.
15. Кутлахмедов Ю. О., Матвеева І. В., Петрусенко В. П., Родіна В. В. Радіоекологія. Камерні моделі: навч. посіб. – Київ: НАУ, 2013. – 84 с.
16. Кутлахмедов Ю. О., Корогодін В. І., Кольтовер В. К. Основы радиоекологии. – К.: Вища школа, 2003. – 319 с.

17. Матвєєва І. В., Азаров С. І., Кутлахмедов Ю. О., Харламова О. В. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень. – Київ, 2016. – 296 с.

18. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ – 97). – Київ: МОЗ України, 1998. – 135 с.

ДЛЯ НОТАТОК

Навчальне видання

**Людмила Іванівна
ГРИГОР'ЄВА**

РАДІАЦІЙНА ЕКОЛОГІЯ ТА РАДІАЦІЙНА БЕЗПЕКА

Навчальний посібник

Редактор, технічний редактор *О. Михайлова*
Комп'ютерна верстка, дизайн обкладинки *К. Гросу-Грабарчук*
Друк *С. Волинець*. Фальцювально-палітурні роботи *О. Мішалкіна*.

Підп. до друку 02.11.2023.
Формат 60х84^{1/16}. Папір офсет.
Гарнітура «Times New Roman». Друк ризограф.
Ум. друк. арк. 13,2. Обл.-вид. арк 10.
Тираж 100 пр. Зам. № 6692.

Видавець і виготовлювач: ЧНУ ім. Петра Могили.
54003, м. Миколаїв, вул. 68 Десантників, 10.
Тел.: 8 (0512) 50–03–32, 8 (0512) 76–55–81,
e-mail: rector@chmnu.edu.ua.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 6124 від 05.04.2018.

ISBN 978-966-336-447-6



9 789663 336447 6

