

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

І.М. Гудков

РАДІОБІОЛОГІЯ

*Допущено Навчально-методичною радою
Національного університету біоресурсів і природокористування України
як підручник для підготовки фахівців
зі спеціальності «Екологія, охорона навколишнього середовища та
збалансоване природокористування»
в навчальних закладах 2-4 рівнів акредитації*

Київ

2016

ББК 28.071я73

Г93

УДК 57.043:63:37.022

Рецензенти: доктор біологічних наук, професор **В.С. Мартинюк** (Київський національний університет імені Тараса Шевченка), доктор сільськогосподарських наук, професор **О.І. Розпутній** (Білоцерківський національний аграрний університет), доктор біологічних наук, професор **В.А. Гайченко** (Національний університет біоресурсів і природокористування України)

І.М. Гудков. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. – К.: НУБіП України, 2016. – 485 с.; табл. 50. Іл. 105. Бібліограф.: 30 назв.

ISBN

Згідно типової програми курсу «Радіобіологія та радіоекологія» викладені основні положення сучасної загальної та сільськогосподарської радіобіології та радіоекології. Коротко викладена історія радіобіології та етапи її розвитку. Наведено відомості про природу іонізуючих випромінювань, їхні природні та штучні джерела, взаємодію з речовинами живих організмів. Розглянуто біологічні ефекти іонізуючих випромінювань, радіочутливість організмів різних таксономічних груп, можливості її модифікації. Особливу уваги приділено процесам міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища, особливостям господарювання на забруднених радіонуклідами територіях, використанню іонізуючих випромінювань у різних сферах народного господарства. Висвітлено основні принципи радіаційної безпеки.

Для студентів вищих навчальних закладів II–IV рівнів акредитації.

ПЕРЕДМОВА

В більшості вищих навчальних закладів природничого спрямування радіобіологія як окрема дисципліна була введена наприкінці п'ятдесятих років минулого століття в період масових випробувань атомної зброї і зростання на всій планеті радіаційного фону. Одними з перших, які ввели цю дисципліну під різними назвами, були виші аграрного профілю. Вже тоді було зрозуміло, що головною сферою, яка найбільш страждатиме від радіоактивних речовин і стане відповідальною за формування дози опромінення населення за рахунок споживання забруднених радіонуклідами продуктів харчування, це аграрна сфера. Радіобіологія була введена на факультетах агрохімії та ґрунтознавства і на ветеринарних факультетах. Вважалося, що агрохіміки забезпечать радіологічний супровід рослинництва, а ветеринарні лікарі – тваринництва. В обласних і районних агрохімічних і ветеринарних лабораторіях були організовані радіологічні підрозділи, вони були оснащені елементарною дозиметричною і радіометричною апаратурою. І хоча аварія на Чорнобильській АЕС, яка трапилась 26 квітня 1986 р. фактично застала зненацька радіобіологічні, радіоекологічні, радіологічні служби всіх рівнів, слід визнати певну далекоглядність органів освіти і науки щодо введення нової дисципліни. Під час гострого періоду розвитку аварії в останні дні квітня–перші тижні травня 1986 р. саме спеціалісти ветеринарної медицини, озброєні основами знань в галузі ветеринарної радіобіології, очолили загони рятівників сільськогосподарських тварин в зоні радіаційної небезпеки навколо станції. З великим ризиком для власного здоров'я вони забезпечували виведення і вивезення десятків тисяч голів худоби із зони евакуації населення, оцінку їх клінічного стану, сортування, вирішення подальшої участі забруднених радіоактивними речовинами і опромінених тварин. Саме працівники агрохімічних служб разом з працівниками органів внутрішніх справ, з військовими, оснащені «бойовими» дозиметрами ДП-5, у числі перших встали на пунктах контролю за рівнями радіоактивного

забруднення майна, сільськогосподарської продукції, продуктів харчування, техніки, автотранспорту, забезпечуючи обмеження розповзання по країні радіоактивної чорнобильської плями.

Не все у ті драматичні дні, коли на прийняття радикальних рішень відводилися години, було зроблено як слід, не всі проведені заходи були виправдані. Проте переоцінити роль працівників радіологічних служб у захисті сільськогосподарської сфери країни у тій несподіваній, надзвичайно складній і вкрай небезпечній ситуації неможливо.

У перші роки після аварії на Чорнобильській АЕС перелік спеціальностей у вищих навчальних закладах, де були введені радіологічні дисципліни, значно зріс. І це було цілком виправдано. Країні були потрібні спеціалісти для вивчення біологічних, медичних, екологічних, соціальних, демографічних наслідків катастрофи з метою їх мінімізації у різних сферах господарювання, і в першу чергу в сільському господарстві; фахівці з отримання продуктів харчування з мінімальним вмістом радіонуклідів; лікарі із знанням основ не тільки медичної радіології, але і із знаннями медичної радіобіології, ядерної медицини не тільки з метою лікування опромінених у гострий період аварії тисяч ліквідаторів, а й з метою зменшення негативного впливу хронічного опромінення у малих дозах мільйонних контингентів населення, що опинилися на забруднених радіоактивними речовинами територіях.

Україна – ядерна держава. І хоча у свій час країна недалекоглядно позбавилися ядерної зброї, за потенціалом якої посідала третє місце у світі, вона залишається ядерною державою. Адже в Україні працюють чотири атомних електростанції, на котрих задіяні 15 ядерних реакторів, низка підприємств по їх обслуговуванню. За запасами урану Україна займає перше місце в Європі. І хоча радіаційна обстановка за три десятиліття після аварії значно покращилася як за рахунок процесів автореабілітації, так і цілеспрямованих контрзаходів, вона ще далека до доаварійної.

В усьому світі зростає кількість технологій, які використовують іонізуючу радіацію, а разом з тим кількість джерел випромінювань, що підвищує імовірність їх виходу з під контролю. З'явилися ознаки загрози ядерного тероризму, прояви ядерного шантажу з боку деяких країн. Аварія на АЕС Фукусіма» у Японії в 2011 р. показала, що великомасштабні аварії на підприємствах ядерної енергетики, подібні Чорнобильській, не випадковість. А Україна знаходиться в оточенні понад 160 діючих ядерних енергоблоків атомних електростанцій країн західної і східної Європи, можливість аварій на яких зведена до мінімуму, але не виключена повністю. І спеціалісти різних напрямів мають знати особливості біологічної дії іонізуючих випромінювань на живий організм, елементарні відомості захисту від неї. Саме тому радіологічні дисципліни мають бути в ряду обов'язкових дисциплін вищих навчальних закладів.

Проте в останні роки спостерігається тенденція до скорочення курсів радіобіології, радіоекології, радіаційної безпеки у деяких університетах, на деяких факультетах. Зменшується кількість годин, що відводиться на дисциплін, екзамен замінюється заліком, з планів виводиться виконання курсових робіт, навчальна практика, зрештою, дисципліни взагалі виключаються з навчального плану. Таке відношення до неї нічим не виправдане. Хіба можна забути, що Україна пережила невидану в світі радіаційну катастрофу. В країні немає клаптика суші, водойми, де б не були виявлені чорнобильські радіонукліди ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{241}Am та деякі інші. Все це штучні радіоактивні ізотопи, яких в природі немає. Вони з'явилися у навколишньому середовищі з вибухами перших атомних бомб у 1945 р. Аварія на Чорнобильській АЕС збільшила їх кількість у багато разів. Біота не встигла пристосуватися, адаптуватися до них. А чи зможе? А якщо зможе то коли? Як взагалі діють малі дози хронічного опромінення іонізуючою радіацією, під тиском яких опинилися мільйони людей, на організм? Як вони вплинули на імунітет проти хвороб, наскільки небезпечні вони у

канцерогенному відношенні, чи не викличуть генетичних змін у наступних поколіннях?

Цей підручник підготовлений радіобіологом-професіоналом, який прийшов в радіобіологію у грізні 60-і роки минулого століття у розпал холодної війни, коли імовірність ядерного конфлікту вважалась цілком реальною. Пропрацювавши все життя в галузі мирного використання іонізуючої радіації, ніколи не забував про підступність цього чинника навколишнього середовища, розробляючи заходи протирадіаційного захисту. Дати відповідь на всі ці запитання підручник не зможе. Проте багато в чому він може підготувати читача, не тільки студента, до зустрічі з цим нашим невидимим сучасником. А зустріч ця неминуча. Вона починається у дверей рентгенівського кабінету... Втім, раніше – з радіаційним фоном, екранами телевізорів і дисплеями комп'ютерів, деякими іншими побутовими приладами. Вона буде тривати при зустрічі з новітніми радіаційними технологіями в медицині і фармакології, сільському господарстві і харчовій промисловості, геології і археології... Важко назвати сучасну сферу діяльності людини, де б не використовувалися іонізуючі випромінювання і радіоактивні ізотопи. І, не дай бог, такої зустрічі, як у квітні 1986 р.

Тому даний підручник може бути корисним не тільки для студентів – майбутніх спеціалістів різних напрямів, а особливо для екологів, спеціалістів аграрної сфери, для яких він саме і призначений, а й для читачів різних напрямів підготовки та інтересів, об'єднаних однією долею – проживанням і діяльністю на забруднених радіонуклідами територіях; однією тривогою – турботою за наслідки аварії для здоров'я свого, своїх близьких, потомків. Кожний житель України має пам'ятати, що це – наш сучасний спосіб життя, життя в умовах підвищеного радіаційного тиску. І мета цієї книги – дати як майбутнім спеціалістам різних напрямів, так і всім зацікавленим читачам основи знань, які дозволять не погіршити якість цього життя.

1. ВСТУП. РАДІОБІОЛОГІЯ ТА РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК СУЦІЛЬНА НАУКА

1.1. Визначення радіобіології та радіоекології, їх місце серед суміжних наук. 1.2. Напрями розвитку радіобіології та її задачі. 1.3. Історія радіобіології. 1.3.1. Три відкриття в галузі фізики, що передували виникненню радіобіології. 1.3.2. Етапи розвитку радіобіології. 1.4. Сучасні проблеми радіобіології. 1.5. Необхідність широкої пропаганди радіобіологічних знань.

Життя на нашій планеті виникло, розвивалось і перебуває в умовах, часом далеких від сприятливих. На рослини, на тварин, на людей діють великі перепади температур, атмосферні опади у вигляді дощів і злив, граду і снігу, рух повітря від слабкого вітерцю до ураганів і бур, зміни атмосферного тиску, чергування дня і ночі та багато інших факторів. Серед них особливе місце займає *іонізуюча радіація*, джерелом якої є природні радіоактивні ізотопи різних хімічних елементів і космічне випромінювання. Вона утворює на Землі так званий *природний радіаційний фон*.

Протягом 18–20-го століть природний радіаційний фон на Землі зріс і продовжує зростати. Причиною цього є прогресуюча індустріалізація господарства всіх розвинутих країн, у результаті якої при добуванні металевих руд, вугілля, нафти, будівельних матеріалів, сировини для виробництва мінеральних добрив та інших корисних копалин на її поверхню у великих кількостях виймаються мінерали, які містять і природні радіоактивні елементи та радіоактивні ізотопи елементів, які не вважаються радіоактивними. При спалюванні джерел енергії, особливо таких як вугілля, нафта, горючі сланці, в атмосферу також потрапляє велика кількість природних радіоактивних ізотопів.

У середині 20-го століття почали створюватися штучні радіоактивні ізотопи і джерела іонізуючих випромінювань. Початок їм поклало створення атомних бомб у США, а пізніше і в інших країнах, розвиток атомної енергетики. Під час атомних вибухів, роботи підприємств так званого *ядерного паливного циклу*, а особливо при радіаційних аваріях на них, у навколишнє середовище може потрапляти велика кількість природних і

штучних радіоактивних ізотопів, що призводить до появи окремих осередків і великих територій із високим рівнем радіоактивності.

Як надходять і поширюються радіоактивні речовини в біосфері, якими шляхами вони переходять в рослини та організм тварин і людини, як діє іонізуюча радіація природних та штучних ізотопів на живі організми, як можна захистити їх від надходження радіоактивних речовин і дії їхніх випромінювань – ці та інші суміжні питання вивчає галузь біології, яка дістала назву *радіобіологія*.

1.1. Визначення радіобіології та радіоекології, їх місце серед суміжних наук

Радіобіологія, або радіаційна біологія, – це наука, яка вивчає дію іонізуючих випромінювань на живі організми та їх угруповання. Вона межує з науками, що досліджують біологічну дію низько енергетичних електромагнітних хвиль інфрачервоного, видимого й ультрафіолетового світла та радіохвиль міліметрового і сантиметрового діапазонів, – фотобіологією і біофізикою. Специфіка радіобіології обумовлена надзвичайно високою енергією досліджуваних нею квантів і частинок випромінювань, що перевищують енергію іонізації атомів і здатних проникати всередину речовин клітин і тканин живих організмів, впливаючи на стан їх молекул та атомів.

Основним об'єктом досліджень радіобіології є живі організми (людина, тварини, рослини, мікроорганізми) і сукупності організмів різних систематичних груп, що являють собою екологічну єдність. У цілому в радіобіології немає визначеного об'єкта вивчення, хоча в залежності від нього, як конкретного предмета досліджень, виділяють її окремі напрями: радіобіологію людини, радіобіологію тварин, радіобіологію рослин, радіобіологію мікроорганізмів та інші. Однак предметом вивчення радіобіології стали також макромолекули, окремі структури клітини, самі

клітини і їхні популяції, культури тканин і органів, окремі процеси метаболізму, окремі метаболіти. В останні десятиліття виділилися такі напрями, як молекулярна радіобіологія, радіаційна біохімія, радіаційна цитологія. І з'явилося нове визначення: *радіобіологія – це наука про дію іонізуючих випромінювань на живі системи всіх рівнів організації*. Останнє формулювання не є альтернативним першому, не суперечить йому, але його доповнює. Обидва вони правильні.

Радіобіологію не слід змішувати з *радіологією* – комплексною наукою, яка вивчає властивості іонізуючих випромінювань, засоби їх виявлення та методи реєстрації, дію на речовину, деякі принципи захисту від них та прикладного використання. Радіобіологію можна вважати однією зі складових частин радіології разом з радіофізикою і радіохімією.

На стику радіобіології й екології виник її окремий розділ, який іноді відносять до екології або розглядають і як самостійну науку, – радіаційна екологія або радіоекологія. У радіобіологічній номенклатурі *радіоекологія – це напрям радіобіології, який вивчає концентрації та поведінку (розподіл, міграцію, кругообіг) радіоактивних речовин у навколишньому природному середовищі та дію їх іонізуючого випромінювання на живі організми*. Перегатиною радіоекології є, як правило, порівняно невисокі дози випромінювань.

1.2. Напрями розвитку радіобіології та її задачі

Сучасна радіобіологія являє собою комплексну міждисциплінарну область біологічної науки, що має чітко виділені окремі напрями. Основними з них є такі: медична радіобіологія, що включає протирадіаційний захист і терапію, радіаційну гігієну, радіаційну імунологію і радіобіологію пухлин; радіаційна екологія, радіаційна генетика, сільськогосподарська радіобіологія, радіаційна цитологія, радіаційна біохімія, радіаційна біофізика, космічна радіобіологія і деякі інші.

Одні з цих напрямів мають конкретний об'єкт вивчення, інші – не мають. Але в кожного напрямку є свої визначені задачі.

Головною задачею радіобіології, що складає предмет її досліджень, є вивчення закономірностей біологічної дії іонізуючої радіації на живий організм з метою оволодіння керуванням його реакціями на опромінення.

Виходячи з цієї загальної задачі формулюються конкретні завдання кожного напрямку радіобіології з урахуванням специфіки об'єктів досліджень.

Так, *медична радіобіологія* вивчає дію іонізуючих випромінювань на організм людини, принципи профілактики і лікування радіаційних уражень, можливих наслідків опромінення населення.

Задачами *сільськогосподарської радіобіології* є вивчення радіочутливості видів сільськогосподарських рослин і тварин, пошук можливостей її модифікації, розробка прийомів мінімізації нагромадження радіоактивних речовин у продукції рослинництва й тваринництва.

Самостійним напрямком сільськогосподарської радіобіології можна вважати *ветеринарну радіобіологію*, яка вивчає особливості патологічних процесів, що протікають під впливом іонізуючих випромінювань в організмі домашніх тварин. Її задачею є також розробка радіозахисних заходів при веденні тваринництва на забруднених радіоактивними речовинами територіях, профілактика і лікування тварин у цих умовах, проведення радіометричного санітарного контролю продукції тваринництва.

Більшість задач, які вирішують ці напрями, є похідними головної задачі радіобіології і тісно зв'язані з проблемами інших її напрямів. Самостійне значення має задача окремого великого напрямку так названої *прикладної радіобіології*, що слугує практичному втіленню завдань усіх напрямів радіобіології.

1.3. Історія радіобіології

Радіобіологію прийнято вважати молодого наукою. Це так, якщо її порівнювати з такими біологічними науками, як ботаніка, зоологія, анатомія, фізіологія, історія яких іде у глибину століть і навіть тисячоліть. Але вона старіша за такі біологічні науки, як молекулярна біологія, молекулярна генетика, клітинна біологія, генетична інженерія, що виникли в другій половині 20-го століття. У 2015 р. радіобіологія відзначила своє 120-ліття.

1.3.1. Три відкриття в галузі фізики, що передували виникненню радіобіології

Своїм народженням радіобіологія зобов'язана трьом великим відкриттям в галузі фізики, зробленим в останні роки 19-го сторіччя: відкриттю в 1895 р. німецьким фізиком В.К. Рентгеном X-променів, названих згодом його ім'ям; відкриттю в 1896 р. французьким фізиком А.А. Беккерелем природної радіоактивності і відкриттю в 1897–1898 рр., також французькими фізиками, М. Склодовською-Кюрі і П. Кюрі нових радіоактивних елементів полонію і радію. Наскільки великими були ці відкриття, можна судити вже по тому, що Рентгенові в 1901 р. була присуджена перша Нобелівська премія з фізиці, а в 1903 р. цієї ж премії були визнані гідними Беккерель і подружжя Кюрі.

Відкрити нові промені Рентгену допоміг випадок. Якось, 8 листопада 1895 р., закінчивши, як завжди, пізно ввечері експерименти в лабораторії фізичного інституту Вюрцбурзького університету, що в Німеччині, і загасивши електричне світло, він побачив у темряві зеленкувате світіння. Воно надходило від кристалів платиносиньородистого барію, що знаходився у скляній банці поблизу загорнутої у цупкий чорний папір газорозрядної катодної лампи – так званої трубки Крукса (рис. 1.1), яку вчений забув вимкнути. Світіння припинялося при вимкненні трубки й виникало знову при її ввімкненні. Видимі катодні промені не проникають через чорний папір, і Рентгена осягнув геніальний здогад про те, що при проходженні струму в

трубці разом із катодним виникає невідоме випромінювання з високою проникною здатністю, яке він і назвав *X-променями*.

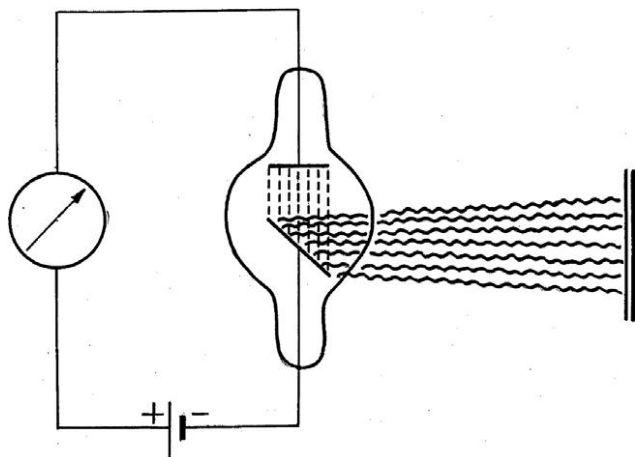
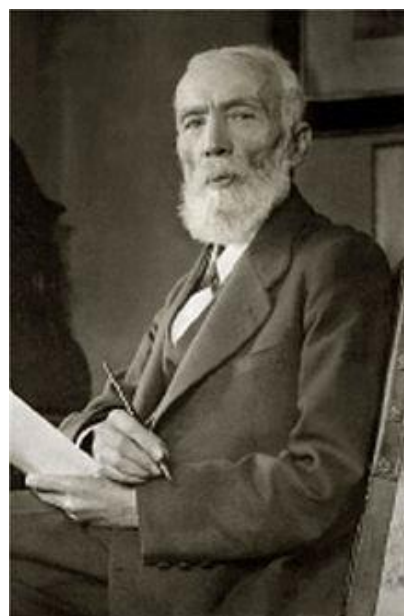


Рис. 1.1. Схематичне зображення катодної лампи і катодних променів.



В.К. Рентген
(1845–1923)



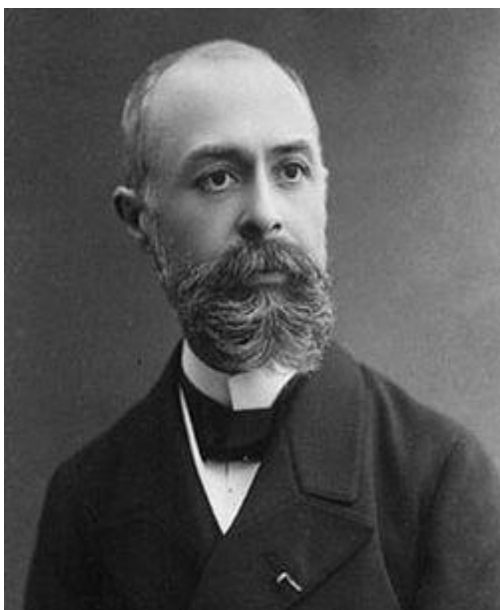
І.П. Пулюй
(1843–1918)

Здогад був дійсно був геніальним, оскільки задовго до Рентгена багато фізиків експериментували з катодними променями, більш того, спостерігали подібне світіння при їх попаданні на деякі предмети і речовини, але Рентген зумів «побачити» невидимі промені, що становлять компонент випромінювання трубки Крукса.

Одним з них був професор фізики Віденського університету українець Іван Павлович Пулюй, який народився в м. Гримаїлові на Тернопільщині.

Після закінчення місцевої гімназії навчався на філософському факультеті Віденського університету (Тернопільщина тоді входила до складу Австро-Угорщини, столицею якої вважався Відень), де й залишився працювати. Є документальні свідчення, що вже у середині 1895 р., за півроку до відкриття Рентгена (а за деякими даними ще раніше), він одержав перші фотографічні знімки різних предметів за допомогою невидимої компоненти катодних променів і охоче ділився цими здобутками з колегами. Він особисто був знайомий з Рентгеном, оскільки обидва на початку 80-х років стажувались у Страсбурзькому університеті в лабораторії професора А. Кундта. Але Рентген першим опублікував результати своїх досліджень, першим доповів про них науковій громадськості, що юридично засвідчило його пріоритет.

Відкриття рентгенівських променів привернуло увагу вчених усього світу і вже протягом наступного 1896 р. було опубліковано більше тисячі робіт з їхніх властивостей і використання. Цікавився ними й професор фізики Паризького музею природничої історії А.А. Беккерель – визнаний авторитет у галузі люмінесценції. В той час він досліджував індуковане сонячним світлом світіння різних мінералів. Суть експериментів була досить простою. Беккерель освітлював мінерали, після чого в темряві клав їх на фотопластинку. Якщо речовина набувала властивостей світіння, пластинка у тому місці засвічувалася – темніла. Він виявив, що найінтенсивніше таке



світіння виникає у солі урану. При черговому експерименті наприкінці лютого 1896 р. день виявився хмарним і дослід довелося відкласти. А загорнута у чорний папір пластинка з сіллю урану була залишена у шухляді. Через кілька днів 1 березня чи то випадково, через забудькуватість, чи то інтуїтивно, Беккерель проявив пластинку. Яким же виявилось його здивування, коли на ній він побачив темну пляму. Так було

А.А. Беккерель
(1852–1908)

встановлено, що уран мимовільно випромінює невидимі промені, котрі, як і X-промені Рентгена, проходять через темний папір. Це було відкриття явища природної радіоактивності.

Між зробленими майже водночас відкриттями незвичайних штучних і природних випромінювань були проведені паралелі – в обох випадках йшлося про абсолютно нове явище – невидимі промені, здатні проникати через світлонепроникний бар'єр. І сотні дослідників у різних країнах почали шукати нові промені-невидимки. Історія науки зберегла немало курйозів, що супроводжували ці пошуки.

Вивчення цих явищ стало предметом досліджень подружжя Кюрі. В липні 1898 р. вони відкрили (але це вже був цілеспрямований пошук) властивість радіоактивності у цілком нового елемента, виявленого саме за властивістю радіоактивності, і назвали його *полонієм* на честь Польщі – батьківщини М. Склодовської-Кюрі, а в грудні того ж року – також у нового елемента, якому дали назву *радій* – променистий. Історія відкриття цих елементів не раз описана не тільки в спеціальній, але й у науково-популярній літературі. Але вона настільки прекрасна і повчальна й так яскраво ілюструє цілеспрямованість і одержимість істинних вчених та їх титанічну працю, що її можна повторити ще раз.

У 1897 р. М. Склодовська-Кюрі встановила, що інтенсивність випромінювання, яке випускає уранова смолка (мінерал ураніт, безводний окис урану, який є основою всіх уранових руд) значно вища, ніж можна було очікувати, враховуючи вміст у смолці урану. І молода тридцятирічна дослідниця з геніальною далекоглядністю припустила, що це викликано присутністю в мінералі невідомих дуже радіоактивних елементів.

Першим, і порівняно легко, був видалений полоній, який концентрується в сполуках вісмуту. Але для того щоб виділити радій, точніше його сіль, подружжя Кюрі в лабораторних умовах переробили близько 1 т заводських відходів, що залишились після видалення урану з уранової смолки. Було виконано, зокрема, близько 10 тисяч

перекристалізацій із водних розчинів суміші хлористого барію та хлористого радію (сполуки барію, подібні за хімічними будовою і властивостями з радієм, вони є так званими ізоморфними носіями при виділенні радію). В результаті вдалося одержати 90 мг солі хлористого радію – 90 мг з 1 000 000 000 мг руди.



М. Склодовська-Кюрі (1867–1934) і П. Кюрі (1859–1906) в лабораторії.

Саме про це, порівнюючи нелегку працю поета з видобутком радію, писав В.В. Маяковський:

Поэзия – та же добыча радия –
В грамм добыча, в год труды.
Изводишь единого слова ради

Тисячи тонн словесной руди.

В уранових рудах, що є основним джерелом радію, на 1 т припадає не більше 340 мг радію. Але виділити весь радій неможливо. І щоб отримати 1 г чистого радію потрібно переробити десятки тон руди. Уся світова добича радію більш як за 50 років, коли він був практично єдиним джерелом іонізуючого випромінювання для потреб медицини (радіаційна терапія пухлин) та деяких інших галузей, склала усього 25 кг.

Полоній і радій зайняли у періодичній системі хімічних елементів Д.І. Менделєєва порожні місця під порядковими номерами відповідно 84 та 88.

Треба відзначити, що за одержання радію в металевому стані у 1911 р. М. Склодовській-Кюрі була вдруге присуджена Нобелівська премія. А у 1935 р. її дочка Ірен Кюрі та її чоловік Фредерік Жоліо-Кюрі отримали Нобелівську премію за відкриття штучної радіоактивності. Три таких високих премії в одній родині! Це безпрецедентний випадок в історії науки.

Великий англійський фізик Е. Резерфорд, який заклав основи вчення про радіоактивність й відомий як «батько ядерної фізики», і французький фізик П. Війяр у 1898–99 рр. встановили, що випромінювання яке випускаються радіоактивними елементами, складається з трьох видів: позитивно заряджених ядер атомів гелію, названих альфа(α)-променями; негативно заряджених електронів, що одержали назву бета(β)-променів, і електромагнітних хвиль дуже високої частоти і великої енергії – гамма(γ)-променів (рис. 1.2). Усі ці промені (вірніше – випромінювання), подібно рентгенівським, є іонізуючими, тобто здатними перетворювати електрично нейтральні атоми і молекули речовини у позитивно й негативно заряджені іони.

Пізніше були відкриті й інші радіоактивні елементи. Виявилось, що усі найбільш важкі елементи, розташовані наприкінці періодичної системи Д.І. Менделєєва з 84 по 92-й атомні номери, куди, крім полонію, радію й урану, входять радон, актиній, торій, плутоній і деякі інші, теж радіоактивні. У 1906

р. була виявлена радіоактивність ^{40}K – ізоотопу калію, елемента, який у великих кількостях міститься у всіх клітинах живих організмів.



Е. Резерфорд
(1871–1937)

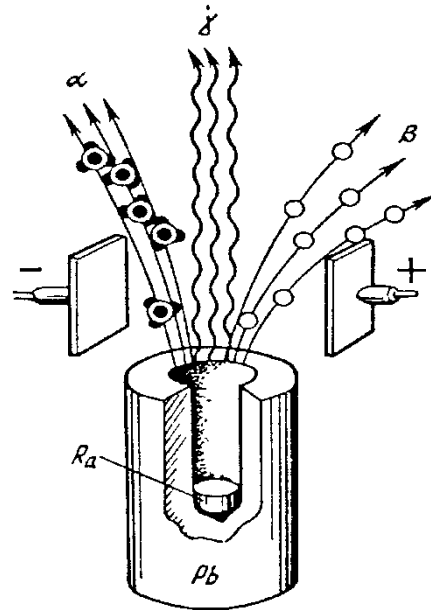


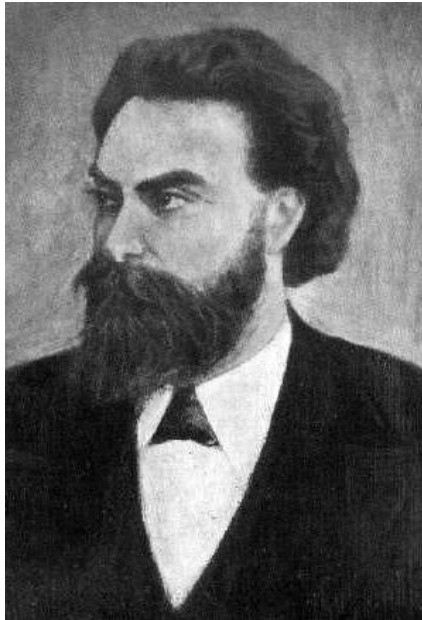
Рис. 1.2. Розкладення випромінювання радію в електричному полі.

1.3.2. Етапи розвитку радіобіології

Наукові експерименти з дії іонізуючої радіації на живі організми були проведені практично відразу ж слідом за відкриттям рентгенівських променів і явища радіоактивності. Серед найперших випробувачів стоїть ім'я відомого російського фізіолога, учня І.М. Сеченова, Івана Рамазовича Тарханова з роду грузинських князів Тарханішвілі. Будучи приват-доцентом Петербурзького університету, він вже в 1896 р. провів досліди з дії рентгенівських променів на жаб й комах і опублікував роботу з їхнього впливу на «хід життєвих функцій». У ній він показав уражуючу здатність цих променів і першим висловив припущення про можливість їх застосування в медицині, що незабаром і підтвердилося.

Проте першими дослідниками, що застосували рентгенівські промені для терапії раку, були американський лікар Г. Джиллман і фізик Д. Груббе. 29 січня 1896 р., усього лише через 23 дня після офіційної звістки про

відкриття Рентгеном X-променів, вони використали їх для опромінення хворої з неоперабельним раком молочної залози. Цілком ймовірно, що ефект лікування виявився позитивним, так як Груббе і надалі продовжував практику рентгенотерапії пухлин.



I.P. Тарханов
(1846–1908)



Ю.С. Лондон
(1868–1939)

На початку 20-го сторіччя фундаментальні дослідження з дії рентгенівських променів і променів радіо на тварин і рослини були проведені відомим російським патофізіологом і біохіміком Юхимом Семеновичем Лондоном, що працював в Інституті експериментальної медицини в Петербурзі. Він одним з перших показав шкідливу дію іонізуючої радіації на багато які життєво важливі системи організму і, зокрема, на кровотворення; описав їхню летальну дію на мишей, гальмування росту рослин. Ю.С. Лондон вважається основоположником вітчизняної радіобіології, його книга «Радій у біології і медицині», що була опублікована в 1911 р., по суті є першою у світі монографією з радіобіології.

У той же період проводив експерименти з рентгенівськими променями професор Київського імператорського університету, а згодом Київського



Г.Г. Де-Метц
(1861–1947)

політехнічного інституту фізик Г.Г. Де-Метц. Він відтворив описані В.К. Рентгеном досліди і провів серію власних досліджень з дії цього випромінювання на деякі живі і неживі об'єкти. Шляхом удосконалення техніки опромінення йому вдалося отримати більш чіткі знімки лабораторних тварин з зображенням внутрішніх органів. Займався він і вивченням природної радіоактивності.

У 1904 р. німецький дослідник Г. Петерс виявив порушення клітинного поділу під впливом іонізуючої радіації. Зараз цей факт здається само собою зрозумілим, тому що на численних живих об'єктах показаний зв'язок між гальмуванням росту з пригнібленням процесів поділу клітин. Але в той час це було відкриттям.

Учень Петерса М. Кернике, працюючи з рослинними об'єктами, встановив у 1905 р., що найбільш вразливою частиною клітини є ядро. Він першим описав різні типи порушень поділу ядра й поломки хромосом і заслужено вважається основоположником радіаційної цитології.

До такого ж висновку – надзвичайно високої радіочутливості клітинного ядра – приходять француз Г. Боні, що працював з ікрою і сперміями морського їжака і німецький зоолог О. Гетрвіг, що опромінював рентгенівською радіацією статеві клітки і зародки земноводних.

Ще далі у своїх дослідженнях пішли французькі натуралісти І. Бергоньє і Л. Трибондо, що знайшли неоднакову чутливість до іонізуючої радіації окремих типів сім'яродних клітин. Вони показали, що найбільш радіочутливими є сперматогонії, а найрадіостійкішими – сперматозоїди. На підставі своїх експериментів в 1906 р. вчені сформулювали положення про те, що *чутливість клітин до іонізуючих випромінювань прямо пропорційна їхньої здатності до поділу і обернено пропорційна ступеню їхньої*

диференціації. Ця залежність, що одержала назву *положення, або закону Бергонье і Трибондо*, є однією з найфундаментальніших закономірностей у радіобіології.

На зорі розвитку радіобіології в 1898 р. французькими фізіологами М. Мальдинесом і К. Тувином було зроблено ще одне важливе відкриття – явище *радіаційної стимуляції*. Вони показали прискорення проростання насіння, росту проростків опромінених у невеликих дозах рентгенівських променів. Згодом була доведена універсальність цього явища — можливе прискорення росту і розвитку будь-яких організмів. Більше ста років причини стимулюючої дії малих доз іонізуючої радіації інтригують радіобіологів.

Останні роки 19-го і перші два десятиліття 20-го століття (1895–1920) можна вважати *першим етапом розвитку радіобіології*. У цей час нагромадилася безліч фактів про дію рентгенівських випромінювань і випромінювань радіоактивних елементів на різні біологічні об'єкти. Ці дослідження проводилися фізіологами, зоологами, ботаніками, лікарями, мікробіологами в межах своїх наук і хоча, безперечно, мали фундаментальне значення для розвитку радіобіології, носили в основному описовий характер.

Підсумок зазначеному періодові підвів у 1920 р. російський мікробіолог і ботанік Георгій Адамович Надсон, який, до речі, народився у Києві, котрий працював у Державному рентгенологічному і радіологічному інституті в Петрограді. На основі узагальнення результатів власних досліджень і більш ста наукових джерел про вплив іонізуючих випромінювань на рослини, тварин, бактерії, гриби він проаналізував загальне і відмінне в реакціях клітин різних організмів на дію радіації, описав явище загибелі клітин після декількох поділів, відоме зараз як *інтерфазна загибель*, або *апоптоз*, явище відновлення опромінених клітин.

Але радіобіологія, як самостійна наука, ще не існувала. Для її становлення не було головного – задовільної теорії, що пояснювала б механізм дії іонізуючої радіації на організм. Необхідність такої теорії була

зовсім очевидною. Настійно вимагав пояснення так називаний «радіобіологічний парадокс», суть якого у величезній невідповідності між незначною величиною поглиненої при опроміненні енергії іонізуючого випромінювання і ступенем прояву реакцій біологічного об'єкта, що може призвести до його загибелі. Виражена у формі теплоти ця енергія незмірно мала.



Г.А. Надсон
(1867–1939)



Г.Д. Мьоллер
(1890–1967)

Важливі відкриття і нові ідеї, що прискорили формування радіобіології, принесли 1920–1930-і рр. Був відкритий так називаний «кисневий ефект», який полягає в тому, що при зниженні в середовищі концентрації кисню ступінь радіаційного ураження знижується. Одним з першовідкривачів кисневого ефекту був німецький фізіолог рослин Е. Петрі, котрий повідомив у 1923 р., що при опроміненні насіння та проростків пшениці в атмосфері вуглекислого газу радіаційне ураження зменшується в порівнянні з опроміненням у повітрі. Проведені в наступному на різноманітних живих об'єктах дослідження дозволили однозначно сформулювати положення про загально біологічну суть цього явища. Важко переоцінити значення відкриття

кисневого ефекту для розвитку теоретичних основ радіобіології. Більш того, воно вперше кількісно показало, що дія іонізуючих випромінювань на організм піддається модифікації

У 1920 р. Г.А. Надсон доходить висновку, що кінцевий радіобіологічний ефект є результируючих двох протилежних процесів – з одного боку, розвитку радіаційного ураження, а з іншого – процесів відновлення, що йдуть одночасно з ним. В 1925 р. до такої ж думки прийшли французькі дослідники П. Анцель і П. Винтембергер. Так, поки ще чисто інтуїтивно було висловлене припущення про можливість післярадіаційного відновлення клітин й організму в цілому. Припущення досить сміливе і революційне, тому що ще довгі три десятиліття серед значної кількості радіобіологів було поширене тверде переконання про неможливість будь-яких відновних процесів після опромінення.

Ці роки ознаменувалися ще одним великим відкриттям – установленням *мутагенної дії* іонізуючої радіації, її здатності впливати на спадковий апарат організму. Першими його продемонстрували в 1925 р. на нижчих грибах Г.А. Надсон і Г.С. Філіппов. Але вже в 1927 р. американський генетик, один з авторів хромосомної теорії спадковості, Г. Мьоллер показав мутагенну дію на дрозофілі, а в 1928 р. його співвітчизник Л. Стедлер – на вищих рослинах.

Одними з перших у світі в 1930 р. українські генетики А.П. Сапегін і Л.М. Делоне застосували іонізуючі випромінювання для одержання мутацій у злаків, що послужили в наступному вихідним матеріалом для виведення нових високопродуктивних сортів пшениці і ячменя. І дослідження в області радіаційного мутагенезу рослин одержали широке поширення у світі. З його сільськогосподарських, декоративних і інших рослин.

Явище радіаційного мутагенезу лягло в основу виникнення нового напрямку радіобіології – *радіаційної генетики*. Родоначальником її вважається Г. Мьоллер, відзначений у 1946 р. Нобелівською премією, поки єдиною в радіобіології, та й то розділеною з генетикою.



А.П. Сапегін
(1883–1946)



Л.М. Делоне
(1891–1969)

Ці відкриття підготували базис для деяких узагальнень і появи перших теорій, які намагалися пояснити суть радіобіологічного парадокса. Ще на початку 1920-х рр. німецький фізик Ф. Дессауер зайнявся дослідженням його причин. Дійсно, навіть при летальній для організму дозі ушкоджується мізерно мала кількість молекул. По розрахунках вченого в 1 см^3 тканини живого організму міститься до 10 млрд. клітин, а в кожній клітині – близько 10 млрд. біологічно важливих молекул – молекул масою понад 5000. При рентгенівському опроміненні ссавців в летальній дозі в такому об'ємі тканини буде зруйновано не більш за 5×10^{12} молекул (максимально можливе число іонізацій), що стосовно загального числа молекул складе зовсім незначну величину: приблизно одна молекула на 200 тис. неушкоджених. Як же пояснити радіобіологічний ефект? Дессауер міркує так. Електрони, вирвані з атома речовини клітки, не віддаляються від нього, а вступають у рекомбінацію, утворюючи нейтральні атоми в молекули. У результаті цього поглинена енергія виділяється у формі теплоти, і температура в даному місці різко підвищується. Якщо це відбувається в особливо відповідальних місцях клітки, наприклад у хромосомах, таке локальне ушкодження може призвести

до поразки всієї клітки. Так виникла перша теорія, що пояснювала дію іонізуючої радіації на організм, яка одержала назву *теорії точкового тепла* і стала передвісницею теорії прямої дії.

Пізніше роботами Д. Кроутера у Великобританії (1924–1927 р.), Ф. Хольвека у Франції (1928–1938 р.) і іншими були розвинуті уявлення про *дискретність* – переривчастість дії іонізуючих випромінювань, про процес поглинання енергії як суми одиничних актів взаємодії фотона або частинок з окремими молекулами або структурами клітини. Ці погляди одержали розвиток у так названому «*принципі влучення*» і *теорії мішені*, сформульованої в 1935 р. нашим співвітчизником – видатним радіобіологом і генетиком Миколою Володимировичем Тимофєєвим-Ресовським та німецькими фізиками К. Циммером і М. Дельбрюком. Вони заклали основи теорії прямої дії іонізуючої радіації на живі клітки.



М.В. Тимофєєв-Ресовський
(1900–1980)



М.В. Тимофєєв-Ресовський і Г.Д. Мьоллер на
генетичному з'їзді в Единбурзі (1939 р.)

У 1930-і рр. виникла теорія непрямой дії радіації. Вона базувалася на радіаційно-хімічних дослідженнях О. Риссе і Г. Фрика, які встановили, що при рентгенівському опроміненні води і водних розчинів відбувається їхній радіоліз з утворенням короткоживучих хімічно активних радикалів, а також

перекису водню й органічних перекисів. Взаємодія цих продуктів з біологічно важливими речовинами їх інактивує, що може стати причиною загибелі клітин.

У 30-і роки в радіобіології стало оформлятися новий напрям – *радіоекологія*. Початок йому було покладено В.І. Вернадським – видатним українським і російським вченим, біогеохіміком і радіогеологом, першим президентом Академії наук України. У керованих їм Біогеохімічній



В.І. Вернадський
(1863–1945)

лабораторії АН СРСР і Державному радієвому інституті у Ленінграді вперше були виконані роботи з вивчення накопичення природних радіоактивних елементів у рослинах і тваринах, закладені основи вчення про закономірності їхньої міграції в навколишнім середовищі, біологічну дію випромінювань інкорпорованих радіоактивних речовин. У світлі відкриттів тих років особлива увага приділялася їхній генетичній дії.

Другий етап розвитку радіобіології (1920–1945) в цілому завершився до початку Другої світової війни, хоча й під час війни радіобіологічні дослідження у деяких країнах тривали. На той час уже був накопичений величезний експериментальний матеріал, зроблені певні узагальнення, створені теорії, багато положень яких хоча і носили гіпотетичний характер, але все-таки пояснювали окремі факти і явища. Але радіобіологія як самостійна наука ще не оформилася. Навіть термін «радіобіологія» існував лише серед вузьких фахівців. Дією іонізуючої радіації на живі організми займалися в основному ентузіасти. Ще не були відомі потенційні можливості атомної енергії, не існувало атомної енергетики, ще не була створена ядерна зброя, а, отже, не являла загрози масова радіаційна небезпека. Хоча і родина Кюрі, і великий Е. Резерфорд, та інші вчені висловлювали припущення про надзвичайні енергетичні можливості атома. В.І. Вернадський однозначно

попереджав про глобальну радіаційну небезпеку, що таїть подальша робота фізиків-ядерщиків, і закликав їх до обережності і відповідальності.

Чи то як відгук, чи то з якогось поетичного натхнення ще у 1921 р. російський поет Андрій Білий писав:

Мир рвался в опытах Кюри
Атомной, лопнувшей бомбой
На электронные струи
Невоплощенной гекатомбой.

Не все зрозуміло у цих рядках поета-символіста, ріже слух його різкий стиль. Проте нам, сьогодні у 21-у столітті все зрозуміло: і атомна бомба, про яку у ті роки ніхто не мав уяви, навіть не існувало такого словосполучення; і гекатомба – масове вбивство, одночасна загибель великою кількістю людей, як це трапилося у Хіросімі і Нагасакі у 1945 р. Дещо стає зрозумілим, коли визнаєш, що Андрій Білий – це поетичний псевдонім Бориса Миколайовича Бугаєва, який у 1903 р. закінчив фізико-математичний факультет Московського університету і, безперечно, був знайомий з науковими роботами в галузі радіоактивності. І все ж таки, дивне передбачення.

Друга світова війна дала могутній поштовх розвитку ядерної фізики й атомної енергетики. У 1940–1945-і рр. були створені і використані у якості зброї американською армією атомні бомби в Японії, пізніше у деяких країнах проведені численні випробування ядерної зброї в атмосфері і, як наслідок, виникла реальна небезпека масового радіаційного ураження людей і біосфери в цілому. Цей період, початком якого можна вважати 1945 р., коли різко зросла зацікавленість до наслідків біологічної дії іонізуючих випромінювань, знаменує вступ радіобіології у *третій етап*.

Саме в ці роки радіобіологія остаточно формується як самостійна область науки. Перед нею встають нові проблеми: усебічне дослідження радіаційного ураження багатоклітинних організмів і в першу чергу – ссавців, людини при їхньому тотальному опроміненні, пізнання причин різної радіочутливості організмів, вивчення причин і закономірностей прояву *віддалених наслідків дії іонізуючої радіації* (зниження імунітету, виникнення

пухлин, скорочення тривалості життя, генетична дія). Найбільш актуальною для радіобіології стає така практична задача, як пошук фармакологічних засобів захисту організму від випромінювань.

У той час у США, країнах Європи й Азії при великих атомних центрах створюються радіобіологічні лабораторії, інститути. Серед них варто назвати Брукгейвенську, Окриджську, Аргоннську Національні лабораторії (США), Лабораторію радіобіології атомного центра в Харуеллі (Велика Британія), Біологічне відділення атомного центра в Сакле (Франція), Інститут біофізики у Франкфурті-на-Майні (Німеччина), Радіобіологічний відділ атомного центра в Тромбеї (Індія), Радіобіологічний інститут у Сибе (Японія) і багато інших.

У 1950–1960-і рр. у СРСР виникають великі радіобіологічні центри в Інституті біофізики МОЗ СРСР (Москва), Інституті біофізики АН СРСР (Пушино), Інституті медичної радіології АМН СРСР (Обнинск), Московському державному університеті, Ленінградському інституті ядерної фізики (Гатчина), Інституті біології південних морів (Севастополь), Інституті фізіології ім. О.О. Богомольця АН УРСР (Київ), Інституті фізіології рослин АН УРСР (Київ), Інституті гідробіології АН УРСР (Київ) та інші. У цей період у вітчизняній радіобіології сформувався могутній загін висококваліфікованих фахівців.

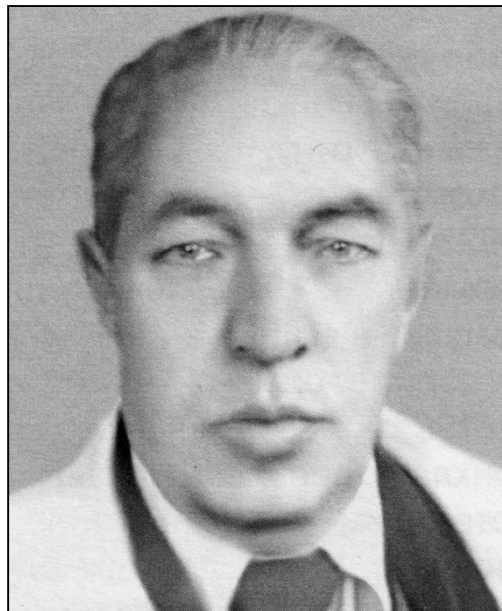
Результати не змусили себе чекати. У 1949 р. були відкриті радіозахисні властивості амінокислоти *цистеїну* і *ціаніду натрію*. У 1951 р. бельгійський радіобіолог З. Бак показав високу протипроменеву ефективність синтезованого їм *цистеаміну*, який фактично дотепер залишається одним з найдійовіших протирадіаційних препаратів. В ті роки в радіобіології зародилося вчення про *радіопротектори*.

У цьому напрямку широкі радіобіологічні дослідження розгортаються і в Україні в Інституті фізіології ім. О.О. Богомольця АН УРСР під керівництвом Олексія Опанасовича Городецького. Вони охоплюють як заходи хімічного захисту від іонізуючих випромінювань, так і засоби

виведення з організму радіоактивних речовин. Тут же на базі експериментального ядерного реактору Інституту фізики АН УРСР розгорнулися роботи з вивчення особливостей дії на організм щільно іонізуючих випромінювань. Більшість цих досліджень набули особливої актуальності у зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС і успішно продовжуються його учнями і послідовниками в Інституті експериментальної патології, онкології і радіобіології НАН України, Інституті ядерних досліджень НАН України, Харківському НДІ медичної радіології МОЗ України, інститутах Національного центру радіаційної медицини АМН України та інших медичних установах.



З.М. Бак
(1903–1983)



О.О. Городецький
(1897–1967)

У 1950-х рр. було експериментально доведено явище *післярадіаційного відновлення клітин*. Серед його дослідників і першовідкривачів — імена російських радіобіологів В.П. Парибока, М.В. Лучника, В.І. Корогодина.

У зв'язку з масовими випробуваннями багатьма країнами в 1950-х–початку 1960-х рр. ядерної зброї і глобальним забрудненням Землі перед радіобіологією встали нові задачі з вивчення міграції штучних радіоактивних речовин у біосфері, шляхів їх надходження в рослини, організм тварин і

людини, особливості дії на організм у зв'язку зі специфікою розподілу по тканинах і органах, різною тривалістю виведення і хронічним опроміненням клітин. У цей період бурхливий розвиток одержує радіоекологія. На відміну від радіоекології попереднього етапу це була переважно радіоекологія штучних радіонуклідів. Значний внесок у її розвиток вніс російський вчений Всеволод Маврикєвич Клечковський – засновник окремого її напрямку сільськогосподарської радіоекології та його учні і послідовники Р.М. Алексахін і М.А. Корнеєв та український учень Б.С. Прістер, який пройшов суворий вишкіл при вивченні і ліквідації наслідків аварії на Південному Уралі, що трапилася 1957 р., а після аварії на Чорнобильській АЕС очолив роботи з мінімізації її наслідків в аграрній сфері України.

Ініціатором систематичних досліджень в галузі сільськогосподарської радіоекології, як і в цілому сільськогосподарської радіобіології в Україні, був видатний український агрохімік академік Петро Антипович Власюк. В Інституті фізіології рослин, який він тоді очолював, у 50-60-і роки під безпосереднім керівництвом тоді зовсім молодого, а нині головного радіобіолога країни академіка Д.М. Гродзинського були розгорнуті широкомасштабні роботи з вивчення природної радіоактивності ґрунтів і рослин України. У їх перебігу була вивчена радіоактивність ґрунтів усіх ґрунтово-кліматичних зон, оцінений вміст основних дозоутворюючих природних радіоактивних елементів, в першу чергу урану, торію, радію, радону, радіоактивного ізотопу калію та деяких інших, визначена радіоактивність рослин різного таксономічного походження, в тому числі і основних видів сільськогосподарських рослин. Були виділені провінції з підвищеною радіоактивністю ґрунтів у Черкаській, Вінницькій, Київській, Житомирській, Запорозькій, Кіровоградській областях, пов'язаних, як правило, з місцями виходу на поверхню підстилаючи корінних порід – гранітів. Результати цих досліджень були узагальнені у фундаментальній монографії Д.М. Гродзинського „Естественная радиоактивность растений и почв” (1965).



В.М. Ключковський
(1900–1972)



П.А. Власюк
(1905–1980)

Роботи Д.М. Гродзинського тої пори не тільки з природної радіоактивності, а й з дії малих доз іонізуючої радіації на рослини, добре відомі науковій громадськості. Науковими напрямками керованого ним відділу біофізики та радіобіології в Інституті фізіології рослин з 1962 р. стає вивчення механізмів формування радіостійкості рослин, захисту рослин від радіаційного ураження, дослідженню шляхів післярадіаційного відновлення.

Буквально з перших днів після аварії на Чорнобильській АЕС Д.М. Гродзинський очолив наукові роботи з дослідження її наслідків в агро- і фітоценозах. Були отримані унікальні результати про характер розподілу радіонуклідів в рослинах, описані різні радіобіологічні ефекти інкорпорованих радіонуклідів, створені математичні моделі, що дозволяють прогнозувати радіологічну ситуацію у сфері рослинництва.

Автор цих рядків, який прийшов у відділ у 1964 р. і пропрацював у ньому майже чверть століття, завжди пишається належністю до цієї всесвітньо визнаної школи з радіобіології рослин.

У ті 60-і роки минулого століття паралельно в Інституті фізіології ім. О.О. Богомольця під керівництвом А.І. Даниленка проводились роботи з вивчення природної бета-активності ґрунтів, рослин, сільськогосподарських тварин, тканин і виділень людини, обумовленої переважно бета-випромінюванням природного радіоактивного ізотопу калію ^{40}K . Порівняно невеликою групою дослідників була оцінена радіоактивність тисяч зразків, зібраних на території України. Хоча основна мета цих досліджень була у рішенні проблеми нормування і визначення гранично припустимих інтенсивностей іонізуючої радіації для людини, виявлення фізіологічної ролі і біологічної дії на людину природних радіоактивних нуклідів, одержаний матеріал, пізніше узагальнений у книзі А.І. Даниленко і І.М. Шевченко „Природная бета-радиоактивность растений, животных и человека» (1989), являє собою суттєвий внесок у розвиток не тільки загальної, але й сільськогосподарської радіоекології.



Г.Г. Полікарпов
(1929–2012)

У 1956 р. на Севастопольській біологічній станції ім. О.О. Ковалевського, реорганізованої в 1963 р. в Інститут біології південних морів АН СРСР, а пізніше АН УРСР, НАН України, виник новий напрям – морська радіоекологія. Засновником його був видатний український радіоеколог і гідробіолог учень М.В. Тимофєєва-Ресовського Геннадій Григорович Полікарпов. Під його керівництвом вперше були виконані широкі дослідження з міграції природних і штучних радіонуклідів в морських гідроекосистемах світового океану, їх накопиченню в окремих компонентах і біологічній дії на гідробіонти. Ці дослідження отримали високу оцінку у світовій науковій громадськості, а практичні радіаційно-гігієнічні рекомендації відіграли важливу роль при

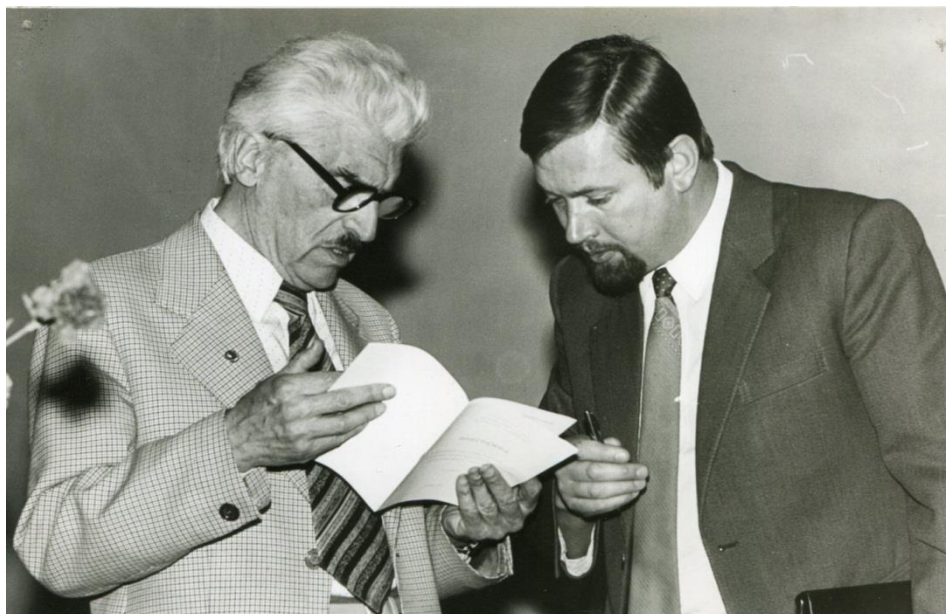
підписанні у 1963 р. в Москві Договору про заборону ядерних випробувань у трьох середовищах: атмосфері, космосі і під водою.

Для тих років характерне також розширення використання досягнень радіобіології для рішення практичних задач. Все більше використовуються іонізуючі випромінювання у медицині для діагностики і лікування захворювань; вони застосовуються в сільському господарстві для одержання нових сортів рослин, стимуляції їх росту і підвищення продуктивності, боротьби з комахами-шкідниками сільськогосподарських рослин і тварин; у харчовій промисловості – для знезараження і консервування продуктів.

Глибоким проникненням у радіобіологію ідей молекулярної біології, біофізичних і біохімічних методів досліджень характеризуються 1970-і рр. Збагачені новими експериментальними даними остаточно формуються теорії прямої і непрямой дії випромінювань, затверджується положення про те, що основною мішенню для радіації є молекула ДНК. Історія розвитку вітчизняних теоретичних уявлень в радіобіології тісно зв'язана з ім'ям Олександра Михайловича Кузіна – одним з розробників молекулярних основ дії іонізуючої радіації на живі організми, автором гіпотез про природу стимулюючої дії іонізуючої радіації, структурно-метаболическої теорії, що пояснює механізм радіаційного ураження клітини з порушенням метаболізму й утворенням токсичних продуктів обміну. Керуючи чверть століття з 1962 до 1987 р. Науковою радою з радіобіології Академії наук СРСР, завданням якої була координація наукових робіт з цього напрямку в усій країні, О.М. Кузін відіграв певну роль у розвитку радіобіологічних досліджень в Україні.

У першій половині 1980-х рр. у багатьох країнах спостерігалися зовсім невиправдані тенденції до скорочення радіобіологічних робіт. Так, у СРСР кількість радіобіологічних лабораторій в порівнянні з 1960-ми роками зменшилась майже утричі. У якійсь мірі це можна зв'язати з деякою самозаспокоєністю, обумовленою заборонаю випробувань ядерної зброї і зниженням радіаційного фону, «потеплінням» політичної ситуації в усьому

світі, недалекоглядністю окремих керівників науки і держави, заворожених пропагандою про нібито повну безпечність підприємств ядерної енергетики.



О.М. Кузін (1905–1999) і автор підручника на науковому симпозиумі з молекулярних основ радіобіології у Єревані (1982 р.).

Драматичні події на Чорнобильській АЕС продемонстрували шкоду подібного самозаспокоєння. Вони висвітили багато недоліків не тільки в галузі атомної фізики і ядерної енергетики, цивільної оборони і влади, але і показали, що в країні недостатньо висококваліфікованих спеціалістів-радіобіологів і колективів, здатних оперативно вирішувати медичні задачі, а також проблеми багатьох сфер господарювання в умовах подібних аварій.

26 квітня 1986 р. завершився третій і почався четвертий етап розвитку радіобіології який триває дотепер.

Цілком природно, що багатьом науковим колективам, що працювали у сфері радіобіології не тільки України, Білорусії, Росії, найбільшою мірою потерпілих від аварії на Чорнобильській АЕС, але й інших країн, довелося змінити напрями своїх досліджень або внести в них істотні корективи, зосередивши зусилля на вивченні радіаційних ефектів аварії, шляхів міграції

викинутих реактором радіонуклідів у різних компонентах навколишнього середовища, їхній дії на біоту з метою мінімізації радіаційних наслідків.

У зв'язку з новими задачами, що неможливо було вирішити наявними силами, були організовані великі науково-дослідні установи. Їхнім головним завданням на найближчий період власне і стало вивчення радіобіологічних ефектів Чорнобиля. У Києві був заснований Національний науковий центр радіаційної медицини НАН України і МОЗ України, Український НДІ сільськогосподарської радіології, у Мінську – Інститут радіобіології АН Республіки Беларусь, у Гомелі – Білоруський НДІ сільськогосподарської радіології й інші. У багатьох інститутах і вищих навчальних закладах виникли радіобіологічні, радіоекологічні, радіологічні відділи, сектори, лабораторії, кафедри. Велика армія вчених прийшла в радіобіологію із суміжних наук.

1.4. Сучасні проблеми радіобіології

Основні проблеми, що виникли перед радіобіологією в 1950–1960-і рр. у зв'язку з імовірністю застосування ядерної зброї і використання атомної енергії в мирних цілях, вирішені далеко не цілком і не втратили своєї актуальності в даний час. Однак аварія на Чорнобильській АЕС, що одержала статус глобальної катастрофи, змусила переглянути ці проблеми і розставити нові акценти у відношенні їхньої пріоритетності. Головні проблеми радіобіології на сучасному четвертому етапі такі:

1. Особливості дії на живі організми малих доз іонізуючої радіації;
2. Специфіка дії на живі організми хронічного опромінення;
3. Профілактика і терапія гострих і хронічних радіаційних уражень;
4. Радіаційне порушення імунітету;
5. Віддалені наслідки опромінення;
6. Спільна дія на організм іонізуючих випромінювань та інших факторів;

7. Міграція штучних радіоактивних речовин у компонентах біоценозу;
8. Особливості дії на живі організми випромінювань інкорпорованих радіоактивних речовин;
9. Мінімізація надходження і нагромадження радіоактивних речовин у рослинах, організмі тварин і людини;
10. Виведення радіоактивних речовин з організму людини.

Проблема дії на живі організми так званих малих доз іонізуючої радіації (таких, що перевищують рівень природного радіаційного фону) у даний час є однією з центральних проблем радіобіології. Протягом усіх трьох етапів своєї історії радіобіологи в основному займалися вивченням дії на організм високих доз, що викликають променеву хворобу, загибель організму. Після аварії на Чорнобильській АЕС мільйони людей зазнали опромінення і продовжують опромінюватися в малих дозах. Українці мало є даних, про те, як впливають малі дози на імунну реакцію організму, на його генетичний статус. Практично немає інформації про радіостимулюючу дію малих доз на тканини, органи і в цілому на організм людини, відсутні відомості про можливу трансформацію клітин при малих дозах, що може привести до канцерогенезу.

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

Надзвичайно актуальною для радіобіології залишається її традиційна проблема профілактики і терапії радіаційних уражень. Понад шістьдесят років пройшло з часу відкриття перших радіопротекторів, у тому числі і найефективнішого з них згадуваного цистеаміну. Однак дотепер не знайдено досить прийнятних радіопротекторних препаратів, що змогли б збільшити стерпну організмом дозу хоча б удвічі. Практично немає засобів, що

захищали б організм при хронічному опроміненні. Ще складніше обстоють справи з терапією наслідків дії випромінювань.

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

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

На живі організми крім різних природних несприятливих факторів навколишнього середовища діє величезна кількість штучних. Це не тільки додаткові рівні опромінення іонізуючою радіацією, але і фактори хімічної природи – викиди і відходи промислових підприємств, вихлопи двигунів внутрішнього згоряння, мінеральні добрива, пестициди, кислотні дощі. Теоретично у певних ситуаціях вони іноді можуть послабляти дію іонізуючих випромінювань, але частіше підсилюють. Спільна уражуюча їх дія може значно перевищувати сумарний ефект. Саме тому аналіз комбінованої дії на організм іонізуючої радіації й інших факторів, у тому числі і неіонізуючих випромінювань, є ще однією з найважливіших проблем радіобіології.

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

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

У зв'язку з останнім надзвичайно важливого значення набувають проблеми запобігання надходження і нагромадження радіоактивних речовин в організмі людини і їхнього виведення. Перша з них представляє комплексну задачу, що вирішується на окремих ланках харчових ланцюгів фахівцями різних напрямів. На початкових етапах виробництва продукції рослинництва і тваринництва основна роль належить фахівцям сільського господарства. Уміло враховуючи фізико-хімічні властивості меліорантів і добрив, змінюючи набір рослин у сівозміні і режим зрошення посівів, умови утримання і годівлі тварин, можна значно знизити кількість радіоактивних речовин у продукції. У процесі технологічних переробок можна також істотно зменшити їхню концентрацію в багатьох продуктах харчування. Це вже задачі працівників харчової промисловості. Нарешті, правильно складений лікарями-гігієністами, фахівцями в області медичної радіобіології раціон харчування, збагачений білками, певними вітамінами, макро- і мікроелементами, спеціальними біологічно активними сполуками, може

сприяти блокуванню надходження й всмоктування радіоактивних речовин організмом.

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

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

1.5. Необхідність широкої пропаганди радіобіологічних знань

Ще в середині 80-х рр. минулого століття далеко не кожен біолог і лікар, не говорячи вже про фахівців, не зв'язаних з біологією, достатньо чітко уявляв, чим займається наука радіобіологія. З весни 1986 р. ситуація змінилася. У періодичній пресі, науково-популярних виданнях з'явився безліч статей, брошур, присвячених питанням дії іонізуючої радіації на людину й інші живі організми, біосферу в цілому. Великий контингент людей у всіх країнах світу, раніше далеких від біології, медицини, охорони навколишнього середовища, ядерної фізики, атомної енергетики й інших областей науки і виробництва, у тій чи іншій мірі дотичних із проблемами

радіобіології, виявили до неї незвичайний інтерес. Причиною тому стали грізні, повні драматизму події на Чорнобильській АЕС.

Якщо ще раз, дещо з іншого погляду, простежити історію розвитку радіобіології, то можна легко побачити чіткі піки і спади інтересу до неї. Причому піки завжди наставали за трагічними подіями.

Перший пік щодо масової цікавості до радіобіології приходиться на середину 1930-х рр., коли в широкій пресі різних країн були опубліковані статті і книги, що узагальнили початковий досвід натуралістів, котрі працювали з рентгенівськими променями і випромінюванням радію. Саме тоді, з легкої руки журналістів, з'явилися і зустрічається до тепер лиховісні терміни «промені смерті», «промені-убивці». Але з'ясувалося, що їхніми жертвами стає в основному невелике коло допитливих або «цікавих» учених, котрі добровільно йдуть на контакт із такими променями, які для населення небезпеки не являють. Тому інтерес громадськості до іонізуючої радіації, а разом з тим і до проблем радіобіології, як і всіх наук, зв'язаних з нею, упав.

Трагічні події в Японії в серпні 1945 р., коли в результаті вибухів двох атомних бомб відразу загинули сотні тисяч мирних жителів, викликали другий пік загальної уваги до радіобіології в усьому світі. Але закінчилася війна, Хіросіма і Нагасакі більше не повторювалися і до середини 1950-х років інтерес до неї знову знизився. До початку 1960-х рр. він знову різко зріс. Причиною тому були масові випробування атомних бомб, зв'язані з ними трагічні події з людськими жертвами, а головне, різке підвищення на всій планеті радіаційного фону. Але із заборонаю на вибухи атомних бомб у трьох середовищах знизилася імовірність виникнення ядерної війни і знову інтерес громадськості й урядів до радіобіології не виправдано згас. Аварія на Чорнобильській АЕС стимулювали його знову з надзвичайною силою.

Однак уже сьогодні навіть у країнах, найбільшою мірою потерпілих від аварії, знову відзначається зниження інтересу до її наслідків, що заохочується владою, яка уповає на самоочищення біосфери від радіоактивних речовин, адаптацію населення до малих доз радіації. Багатьма

аварія на Чорнобильській АЕС розглядається як випадковість, неймовірний збіг обставин, повтор яких практично неможливий. Хоча аварія в Японії на АЕС «Фукусіма» у 2011 р. показала, що це не так.

Головною причиною такого нерівного інтересу до радіобіології є однобічне розуміння її задач, асоціювання їх тільки з атомною загрозою – наслідками можливого ядерного конфлікту або аваріями на підприємствах атомної енергетики. Однак, як можна було переконатися на основі вищесказаного, радіобіологія – наука надзвичайно різноаспектна і багатопланова. Багато які її задачі і проблеми дійсно тією чи іншою мірою зв'язані з ліквідацією наслідків ядерних катастроф, і було б невірним стверджувати, що це другорядна задача радіобіології. Але в нашу епоху ядерна небезпека існує не тільки у вигляді атомних бомб і боєголовок, підводних човнів і криголамів з атомними двигунами, дослідницьких і промислових ядерних реакторів та атомних електростанцій. Атом енергійно впроваджується в повсякденний побут разом з найбільш чутливою і точною методикою вченого, як найтонший і незамінний інструмент лікаря, новітня прогресивна технологія, агротехнічний прийом. Недотепне або просто неграмотне поводження з таким методом, інструментом, технологією може привести до сумних наслідків.

От чому знання основ радіобіології в наш час стало необхідним не тільки вченим-натуралістам, але й кожній людині, зайнятій в сфері виробництва матеріальних і духовних цінностей. От чому радіобіологія міцно стає в ряд наук першорядного значення, у ряд як загальноосвітніх, так і спеціалізованих дисциплін поряд з деякими іншими біологічними науками, математикою, фізикою, хімією.

Контрольні запитання до розділу 1:

1. Визначення радіобіології та радіоекології.
2. Місце радіобіології серед суміжних наук.
3. Основні напрями радіобіології.
4. Радіоекологія як галузь радіобіології і як самостійна наука.
5. Головна задача радіобіології.

6. Відкриття в області фізики, що дали початок розвитку радіобіології.
7. Етапи розвитку радіобіології.
8. Внесок вітчизняних вчених у розвиток радіобіології.
9. Сучасні проблеми радіобіології.
10. Теоретичне і практичне значення радіобіології.
11. Необхідність широкої пропаганди радіобіологічних знань.
12. Перспективи розвитку радіобіології.

2. РАДІОАКТИВНІСТЬ, ТИПИ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ЇХ ДОЗИМЕТРІЯ

2.1. Будова атома. Ізотопи. 2.2. Явище радіоактивності. Закон радіоактивного розпаду. 2.3. Типи ядерних перетворень. 2.4. Типи іонізуючих випромінювань. 2.4.1. Електромагнітне іонізуюче випромінювання. 2.4.2. Корпускулярне іонізуюче випромінювання. 2.5. Радіометрія і дозиметрія іонізуючих випромінювань. 2.6. Одиниці радіоактивності та доз. 2.7. Зв'язок між радіоактивністю та дозою іонізуючого випромінювання. 2.8. Види опромінення.

На живі та неживі об'єкти навколишнього середовища постійно діє велика кількість різноманітних чинників фізичної природи, в тому числі і випромінювань – видиме світло, ультрафіолетове, інфрачервоне, магнітні поля, радіохвилі різних діапазонів. Діє і іонізуюча радіація природних радіоактивних елементів та ізотопів і та, що надходить з космосу від сонця та зірок галактики. Однак, якщо більшість видів випромінювань віддзеркалюються від предметів або поглинаються поверхневими шарами, то іонізуючі проникають далеко у глибину, взаємодіючи при цьому з атомами і молекулами речовини.

Радіобіологія вивчає дію на живі організми саме *іонізуючої радіації, або іонізуючих випромінювань, тобто таких високо енергетичних випромінювань, взаємодія яких з речовиною призводить до іонізації її атомів та молекул – перетворенню їх з електрично-нейтральних частинок у позитивно та негативно заряджені іони*. Іонізований стан атомів та молекул триває зовсім недовго – лише 10^{-8} с, після чого іони знову перетворюються у нейтральні частинки. І само по собі воно не є драматичним для живої клітини та її компонентів. Але перехід до іонізованого стану супроводжується виникненням величезної кількості вторинних високо енергетичних частинок, здатних, як і іонізуюче випромінювання, глибоко проникати у речовину і наносити ураження.

Так, середня кінетична енергія γ -(гамма-)квантів радіоактивного ізотопу цезію ^{137}Cs – одного з декількох найбільш небезпечних штучних довгоживучих радіоактивних забруднювачів навколишнього середовища у

теперішній час, джерелом якого є вибухи атомної зброї та ядерні реактори, складає 660 000 еВ* (ультрафіолетового світла, наприклад, 3–12 еВ, а видимого – лише від 1 до 3 еВ).

При попаданні будь-якого кванту в атом речовини найбільш імовірно його стикання з електроном, які утворюють навколо ядра своєрідну «хмарку». Якщо це буде квант видимого світла енергією до 3 еВ, з атомом нічого не станеться – квант просто «відскочить» від атому – віддзеркалиться, так як електрон утримується на орбіті ядерними силами з енергією 60 еВ – середня енергія зв'язку електрону в атомі (рис. 2.1). Саме так віддзеркалюється світло від будь-якої поверхні.

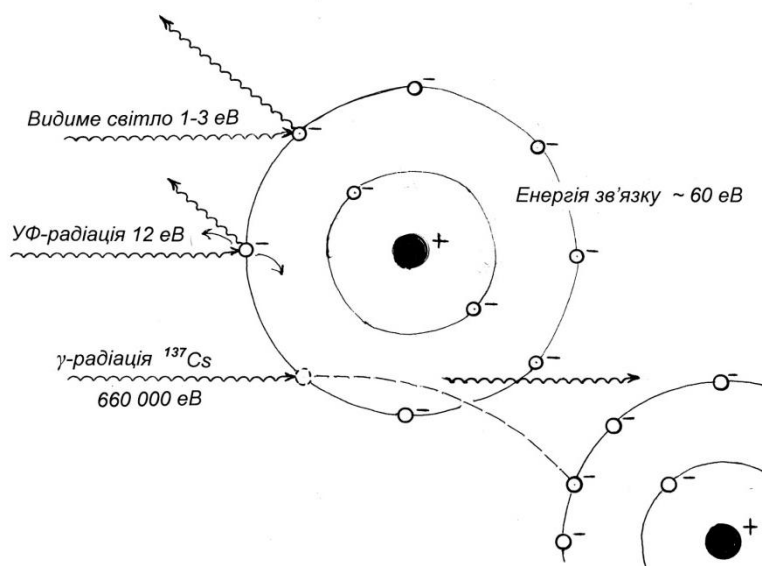


Рис. 2.1. Взаємодія квантів різних видів радіації з атомами речовини.

Нічого особливого не відбувається при попаданні кванту УФ-світла – енергії 12 еВ вистачить лише для того, щоб перевести електрон у збуджений стан – трохи розкачати його на орбіті, перевести на іншу орбіту.

* еВ – електрон-вольт – позасистемна одиниця вимірювання енергії випромінювань; 1 еВ – $1,6 \times 10^{-12}$ ерг = $1,6 \times 10^{-19}$ Дж. Отже, 1 кеВ (кілоелектрон-вольт) = 1000 еВ, 1 МеВ (мегаелектрон-вольт) = 1000000 еВ.

Але при попаданні тільки одного кванту ^{137}Cs у речовину у перебігу реалізації (розміну) такої кількості енергії може відбутися до 11000 іонізацій ($660000 : 60$), внаслідок якої виникає лавина електронів. При дозі лише 1 Р (рентген) в 1 см^3 повітря утворюється приблизно 2×10^9 пар іонів. А при летальних (смертельних) для ссавців дозах 4–18 Гр (грей), тобто приблизно 400–1800 Р – до 5×10^{12} пар іонів. Відповідно, така кількість перетворень, тобто уражень, теоретично може відбутися в речовинах клітини, котрі й можуть призвести до її загибелі.

Фізична, фізико-хімічна й хімічна природа цих явищ коротко буде розглянута у цьому розділі.

2.1. Будова атому. Ізотопи

Атом – найменша частинка хімічного елемента, котра зберігає його властивості. Атом складається з позитивно зарядженого ядра і негативно заряджених електронів, які обертаються по орбітах навколо нього. *Електрон* – найлегша елементарна частинка речовини, яка несе негативний електричний заряд найменш можливої величини, що дорівнює $1,6 \times 10^{-19}$. Абсолютна маса електрону складає $9,1 \times 10^{-28}$ г. Згідно принципу еквівалентності А. Ейнштейна ($E=mc^2$, де E – енергія, m – маса і c – швидкість світла) маса електрону може бути виражена через енергію.

Енергетичний еквівалент електрону дорівнює заряду ядра, і тому в цілому атом є електрично-нейтральним.

Електрони, що обертаються навколо ядра, мають певну для кожної орбіти енергію. При переході з однієї орбіти на іншу енергія електрону змінюється стрибкоподібно, внаслідок чого при переході на орбіту з меншою енергією (більш віддалену від ядра) він випускає енергію, а при переходу на орбіту з більшою енергією (більш близьку) поглинає електромагнітне випромінювання у вигляді фотонів. Другий процес, який супроводжується збільшенням енергії, називається *збудженням електрону*. Тому класичне

уявлення про електронну орбіту в атомі як певного кола втрачає сенс, так як виявляється, що електрони, яким властиві хвильові властивості, ніби розмазані у просторі і один електрон може перебувати на різній віддалі від ядра. Стало прийнятим говорити про так звану „електронну хмару” в атомі, маючи при цьому саме місце знаходження електрону.

Радіус атому складає близько 10^{-8} см, а ядра – лише 10^{-12} – 10^{-13} см. Але у ядрі зосереджено до 99,8% маси атому. Воно складається з *нуклонів* – протонів і нейтронів.

Протон (p) – це елементарна частинка, яка має однаковий з електроном електричний заряд, але позитивний. Маса протону у 1836 разів більша за масу електрону, тобто складає $1,67 \times 10^{-24}$ г. Протон – це ядро самого простого за фізичною будовою елемента – атому водню, позитивний заряд котрого нейтралізується негативним зарядом одного тільки електрону.

Нейтрон (n) – електрично-нейтральна частинка масою, що дорівнює масі протону. У зв'язку з тим, що нейтрон не має заряду, він не взаємодіє з електрично-зарядженими частинками, не відхиляється в магнітному полі. Тому проникаюча здатність нейтрону у речовину досить значна.

Вважається, що і протон, і нейтрон є одними й тими ж частинками, тільки такими, що знаходяться у різних „зарядових” станах, котрі за певних умов можуть переходити один в одного.

Атомне ядро включає у себе також багато інших елементарних частинок, в тому числі електрони, позитрони, нейтрино, антинейтрино, мезони.

З радіобіологічної точки зору, крім електронів, з них, як можливий тип іонізуючих випромінювань, цікавість являють позитрони. *Позитрон* – частинка, ідентична за своїми властивостями електрону, але така, що має еквівалентний позитивний заряд.

Не дивлячись на те, що ці частинки нібито додатково, крім нуклонів, входять до складу ядра, маса ядра у вільному стані менша за суму мас його протонів і нейтронів. Це не зовсім зрозуміле поняття із звичайної точки зору

одержало назву *дефект маси*. Воно пояснюється тим, що при поєднанні нуклонів у атомне ядро частина маси не щезає безслідно, а уноситься з випромінюванням, що випускається при виникненні такої системи.

Щільність ядра надзвичайно велика, досягаючи величезних, котрі важко уявити, значень – 2^{14} г/см³, або 200 млн. т/см³.

Атоми з однаковою кількістю протонів, але різною кількістю нуклонів (а, відповідно, різною масою) називають *ізотопами*.

Існують атоми із стійкими – стабільними і нестійкими – радіоактивними ядрами. У ізотопів елементів, що розташовані у періодичній системі елементів після вісмуту, тобто починаючи з елементу полонію з порядковим номером 84, всі ядра атомів радіоактивні.

У цьому розділі і протягом усієї книги будуть вживатися такі поняття: радіоактивний ізотоп, радіоактивний елемент, радіоактивна речовина і радіонуклід. Між ними багато спільного, проте їх треба розрізняти.

Радіоактивний ізотоп, або радіоізотоп, – це нестійкий ізотоп, що розпадається. Так, елемент калій складається з трьох ізотопів – ³⁹К, ⁴⁰К і ⁴¹К. Перший і третій з них – стійкі, стабільні, а ⁴⁰К – нестійкий, радіоактивний. Терміни „ізотоп”, „радіоактивний ізотоп” використовується звичайно тоді, коли говориться про атоми одного і того ж елементу.

Радіоактивний елемент – це хімічний елемент, всі ізотопи якого радіоактивні. Наприклад, природний уран, який складається з трьох радіоактивних ізотопів – ²³⁴U, ²³⁵U і ²³⁸U, а також торій, полоній, плутоній, америцій та інші, у склад яких входять виключно радіоактивні ізотопи.

Радіоактивна речовина – це речовина, до складу якої входить радіоактивний ізотоп. При цьому слід розуміти тільки хімічні сполучення атомів елементів, до складу котрих входять радіоактивні ізотопи. Наприклад, ³H₂O, ⁴⁰KCl, K₂³⁵SO₄, ²³⁵UO₂, ⁹⁰SrSO₄, ¹³⁷CsNO₃.

Нукліди – це загальна назва атомів, що відрізняються кількістю нуклонів у ядрі або при однаковій кількості нуклонів містять різну кількість протонів чи нейтронів. *Радіонуклід, або радіоактивний нуклід, – це*

нестійкий, такий, що розпадається, нуклід. Термін „радіонуклід” звичайно застосовують для визначення атомів радіоактивних речовин, так як радіоактивні ізотопи, як правило, бувають у складі сполук і дуже рідко у вільному стані. Так, говорять про радіонукліди ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{131}I і ^{132}I і т.д. В принципі поняття „радіонуклід” близьке поняттю „радіоізотоп”.

Що ж таке радіоактивність, зумовлена нестійкість атомних ядер?

2.2. Явище радіоактивності. Закон радіоактивного розпаду

Нуклони утримуються в ядрі за рахунок ядерних сил, природа яких вивчена поки що недостатньо. Вони у тисячі разів сильніші за електромагнітні і діють на невеликих відстанях, що не перевищують діаметру ядра. Згідно вже згаданого принципу еквівалентності А. Ейнштейна, маса ядра менша за сумарну масу нуклонів, що його складають, саме на величину енергії зв'язку між ними.

Атомні ядра більшості ізотопів природних елементів стабільні. Ця стабільність зумовлена балансом протонів і нейтронів у ядрі. Так, в ядрах атомів ізотопів легких елементів співвідношення протонів і нейтронів складає 1:1. Чим далі від початку (водню) розташовується елемент у періодичній системі, тобто чим більшу масу він має, тим більша у ньому кількість нейтронів і в самих важких приблизно у 1,6 разів більша за кількість протонів. Саме вони – понад 70 ізотопів понад 30-ти елементів – нестабільні. Припускається, що вони знаходяться ще у стані формування. Цей процес складається зі всіляких ядерних перетворень, що супроводжуються виділенням ядерних іонізуючих випромінювань.

Ядерні перетворення – це перехід ядер атомів з одного стану в інший з меншою енергією, котрий супроводжується випусканням високо енергетичних частинок і (або) гамма(γ)-квантів.

При поглинанні ядром атому енергії ззовні стабільний ізотоп може перетворюватись в радіоактивний і при наступному розпаді також виділяти

елементарні частинки і кванти. Саме тому поряд з природною радіоактивністю виділяють штучну радіоактивність. Натепер відомі близько 1880 штучних радіоактивних ізотопів практично усіх хімічних елементів, одержаних шляхом спеціального їх опромінення (бомбардування) високо енергетичними частинками або у ядерних реакторах.

Таким чином, радіоактивність – це мимовільне або штучне перетворення атомних ядер нестійкого ізотопу хімічного елементу з основного стану в інший ізотоп цього або іншого елемента, котре супроводжується виділенням енергії шляхом випускання елементарних частинок, гамма-квантів або ядер. Такі ядра і відповідні атоми називаються радіоактивними.

У зв'язку тим, що радіоактивне випромінювання є наслідком розпаду радіоактивного ізотопу, воно веде до поступового зменшення чисельності його атомів. Закон радіоактивного розпаду стверджує, що за одиницю часу розпадається однакова частка ядер від тих, що є в наявності. Тому кількість ядер радіоактивного ізотопу з часом зменшується згідно експоненціальній залежності, тобто графічно закон радіоактивного розпаду описується експоненціальною кривою (рис. 2.2).

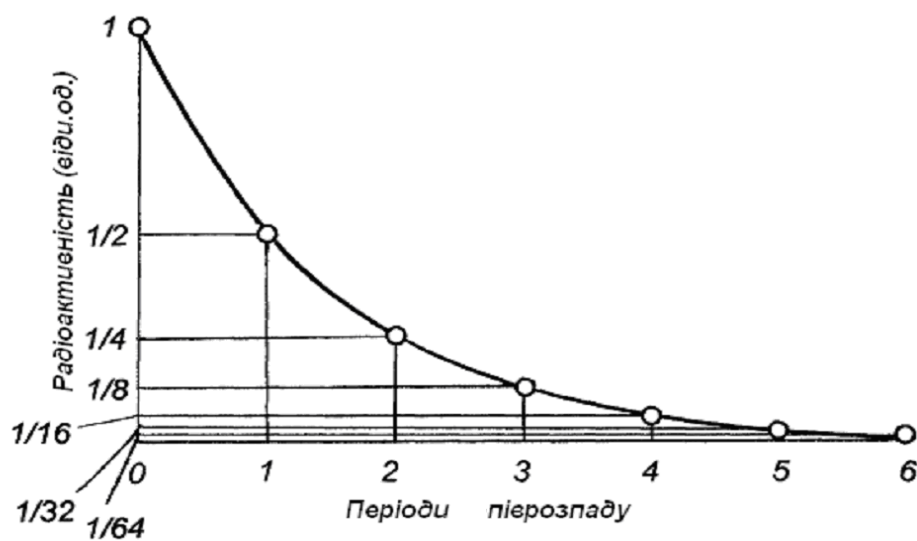


Рис. 2.2. Крива радіоактивного розпаду.

Для характеристики швидкості розпаду радіоактивних ізотопів на практиці користуються величиною, яка одержала назву періоду піврозпаду. *Період піврозпаду – це час, протягом котрого кількість атомів радіоактивного ізотопу зменшується удвічі.* Період піврозпаду позначається індексами $T_{1/2}$ або $T_{0,5}$.

Для різних радіоактивних ізотопів $T_{0,5}$ складають від часток секунди до мільярдів років. І вони діляться на *короткоживучі* (мікросекунди–доби), *середньоживучі* (тижні–декілька років), *довгоживучі* (десятки–сотні тисяч років) і *наддовгоживучі* (мільйони і мільярди років) (табл. 2.1).

Таблиця 2.1. Періоди піврозпаду ($T_{0,5}$) деяких радіоактивних ізотопів

Вид піврозпаду	Одиниці часу	Приклад	$T_{0,5}$
Короткоживучі	Мікросекунди	^{212}Po , ^{218}Rn	0,3; 35
	Секунди	^{211}Po , ^{219}Rn	0,5; 3,96
	Хвилини	^{81}Sr , ^{128}Cs ,	25,5; 3,9
	Години	^{92}Sr , ^{127}Cs	2,7; 6,25
	Доби	^{132}Cs , ^{131}I	6,5; 8,04
Середньоживучі	Тижні	^{82}Sr , ^{136}Cs	3,57; 1,87
	Місяці	^{85}Sr , ^{144}Ce	2,16; 9,5
	Роки	^{134}Cs	2,06
Довгоживучі	Десятки років	^{90}Sr , ^{137}Cs	29; 30
	Сотні років	^{141}Am	4,3
	Тисячі років	^{239}Pu	24
Наддовгоживучі	Сотні тисяч років	^{234}U	2,45
	Мільйони років	^{236}U	23
	Мільярди років	^{40}K , ^{238}U	1,28; 4,47

2.3. Типи іонізуючих випромінювань

Іонізуючі випромінювання усіх природних і штучних джерел діляться на два типи: електромагнітне та корпускулярне.

2.3.1. Електромагнітне іонізуюче випромінювання

Електромагнітне, або фотонне, іонізуюче випромінювання являє собою потік періодичних електричних та магнітних коливань, котрі відрізняються від радіохвиль, інфрачервоного, видимого та

ультрафіолетового світла більш короткою довжиною хвилі і, відповідно, більш високою енергією, котрі знаходяться між собою у оберненій залежності (рис. 2.3). До них в першу чергу належать найбільш використовувані у радіобіологічних дослідженнях і практиці *рентгенівське випромінювання*, котре штучно одержують у спеціальних генераторах (рентгенівських апаратах), та *γ-випромінювання* природних і штучних радіоактивних ізотопів. Іноді як самостійний вид виділяють так зване *гальмівне випромінювання*, яке виникає при проходженні через речовину і гальмуванні (звідки і назва) прискорених заряджених частинок, продуктів поділу ядер урану і плутонію, а також при деяких інших ядерних реакціях. Класичним прикладом гальмівного випромінювання є рентгенівське випромінювання рентгенівської трубки, котре виникає при різкому гальмуванні потоку прискорених до енергій вище 15 кеВ електронів при їх зіткненні з ядрами атомів вольфраму, з которого виготовляється анод.

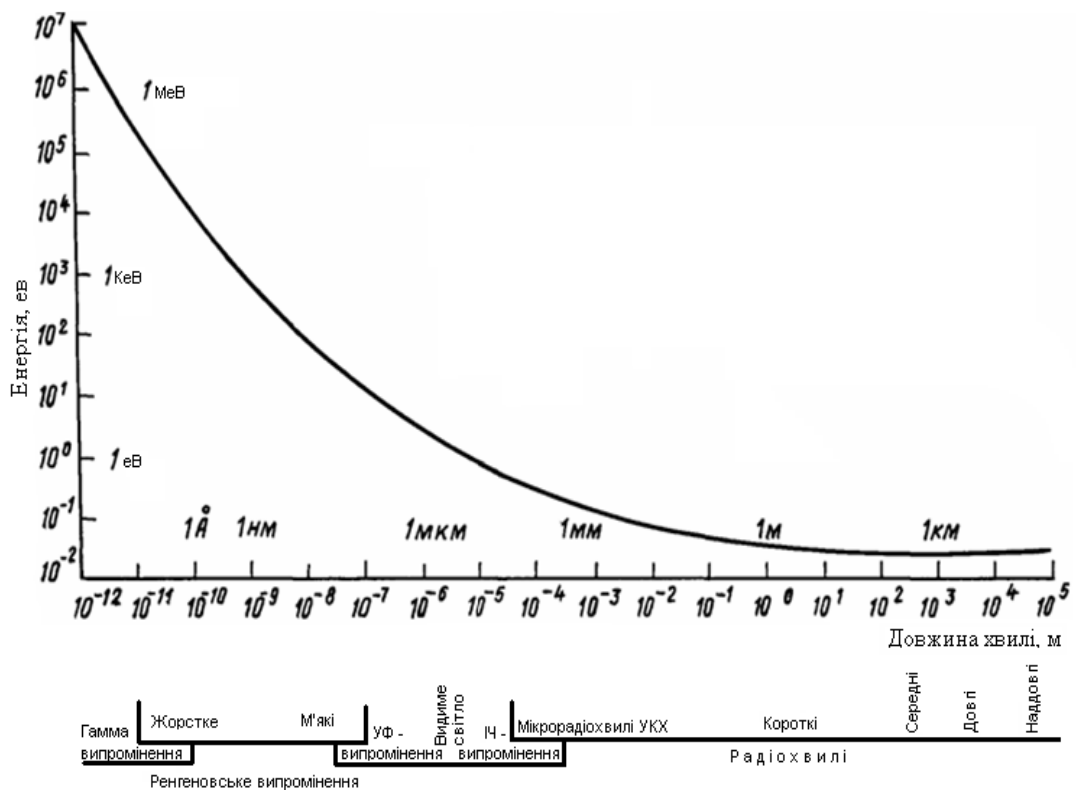


Рис. 2.3. Залежність енергії електромагнітних випромінювань від довжини хвилі.

Рентгенівське (X-) випромінювання – це електромагнітне випромінювання, що займає спектральну область між γ - та ультрафіолетовим (УФ-)випромінюванням у діапазоні довжин хвиль від 10^{-11} до 10^{-7} м. Умовно рентгенівське випромінювання з довжинами хвиль більш 2 ангстрем (2×10^{-10} м) називають *м'яким* (енергії від декількох десятків до декількох сотень електрон-вольт), а з довжинами хвиль менш двох ангстрем – *жорстким* (енергії до сотень тисяч електрон-вольт). Іноді виділяють наджорстке рентгенівське випромінювання з іще більш короткою довжиною хвилі, енергія яких досягає 1 МеВ. Ці назви широко використовуються у прикладній радіобіології, в першу чергу у радіаційній медицині та медичній радіології.

Гамма-(γ -) випромінювання – один з типів іонізуючих випромінювань, що випускається ядрами атомів багатьох як природних (^{226}Ra), так і штучних (^{60}Co , ^{137}Cs) радіоактивних ізотопів. Воно являє собою електромагнітне випромінювання з надзвичайно малою довжиною хвилі – 10^{-11} – 10^{-12} м і навіть коротше – до 10^{-14} м. На шкалі електромагнітних хвиль, що наведена на рис. 2.3, воно межує з жорстким рентгенівським випромінюванням і, дещо перекиваючи його, займає область найкоротших хвиль. Відповідно, енергія γ -випромінювань вища за енергію рентгенівського випромінювання, досягаючи мільйонів електрон-вольт.

2.3.2. Корпускулярне іонізуюче випромінювання

Корпускулярне іонізуюче випромінювання являє собою потік частинок (корпускул), які характеризуються на відміну від електромагнітного випромінювання не тільки енергією, але ще масою та електричним зарядом, про які вже згадувалося на початку розділу. В залежності від останніх двох властивостей частинки діляться на *легкі* і *важкі*, *заряджені* (позитивно чи негативно) і *нейтральні*.

Альфа-частинки (α) відносяться до важких частинок, що складаються з двох протонів і двох нейтронів і мають два елементарних позитивних заряди. Фактично, це ядро атому гелію, яке має саме таку будову.

Бета-частинки (β , e^-) – це потік електронів – найлегших негативно заряджених частинок, що випускаються атомним ядром.

Позитрони (e^+) – це легкі елементарні частинки, що випускаються ядром, ідентичні за своїми властивостями електронам, але такі, що мають не негативний, а позитивний електричний заряд. На відміну від β -частинки, котру називають ще бета-мінус-частинка, позитрон іменують бета-плюс-частинка.

Протони (p) відносяться до важких позитивно заряджених елементарних частинок і являють собою ядра атомів водню, входячи до складу атомних ядер усіх хімічних елементів. Протон несе однаковий з електроном і позитроном електричний заряд, але має масу в 1836 разів більшу. При поглинанні ядром атому енергії ззовні і наступному розпаді протон всередині ядра може перетворитись у нейтрон. Цей процес супроводжується виникненням позитрону і нейтрино. Остання – це електрично-незаряджена елементарна частинка з масою спокою набагато меншою за електрон.

Нейтрони (n) – це також важкі, але такі, що не мають електричного заряду, тобто нейтральні, елементарні частинки з масою, близькою, практично рівною, масі протону. Нейтрони завдяки відсутності заряду значно у меншій мірі, ніж інші важкі заряджені частинки (α -частинки, протони, дейтрони) підпадають дії електромагнітних сил навколишнього середовища і тому легко проникають всередину атомів речовини і, досягаючи атомних ядер, поглинаються ними або розсіюються на них. Саме тому при опроміненні речовини нейтронами високих енергій її атомні ядра стають нестійкими і, в наступному розпадаючись, можуть випускати γ -кванти, протони, β - та інші частинки, тобто стають радіоактивними. Це явище

одержало назву *наведеної радіоактивності* і саме на цьому принципі засноване одержання штучних радіоактивних ізотопів.

Нейтрони з енергіями до 10^5 еВ об'єднують під загальною назвою – *повільні нейтрони*, які включають і так звані *теплові нейтрони* з енергіями 5×10^{-3} –0,5 еВ. Найбільше практичне значення в радіобіологічних роботах мають *швидкі нейтрони* з енергіями 10^5 – 10^8 еВ.

Дейтрони (d) – важкі позитивно заряджені частинки. Це – найпростіша в природі ядерна система, яка складається усього з двох частинок – протону і нейтрону. Дейтрони – це ядра атомів ізотопу водню дейтерію, або важкого водню – ^2H .

Важкі іони. Будь-який атом, позбавлений хоча б одного електрону, стає при прискоренні іонізуючою частинкою. Сучасні прискорювачі дозволяють одержувати і використовувати з різними цілями, в тому числі і для вирішення окремих радіобіологічних задач, різні важкі іонізуючі частинки, в тому числі частинки більш важкі і з більшим зарядом, ніж α -частинки. Мабуть найчастіше з цією метою використовується вуглець (^{12}C): його атоми, позбавлені 6 електронів, являють собою частинку – важкий іон з масою 12 (у 12 разів більшу за протон і у 3 рази більшу за найважчу ядерну частинку – α -частинку) і зарядом 6. Використовуються також іони літію (^7Li), бору (^{11}B), кисню (^{16}O), аргону (^{40}Ar) та інші.

Ядра поділу урану і плутонію – це найбільш важкі іонізуючі частинки, які виникають при бомбардуванні урану чи плутонію тепловими нейтронами. Серед найважчих з них атомні ядра окремих ізотопів *трансуранових елементів*: ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Pu , ^{241}Am , ^{242}Am та багатьох інших елементів. Вони являють собою позитивно заряджені частинки, маса яких в багато десятків разів перевищує масу α -частинок. Безперечно, проникаюча здатність таких частинок надзвичайно мала і вони використовуються в радіаційній біології для вирішення тільки окремих спеціальних задач.

В табл. 2.2 наведені основні фізичні характеристики розглянутих основних типів іонізуючих випромінювань, що найбільш широко

застосовують в радіобіології. Вони свідчать про різну природу випромінювань і однозначно вказують на те, що в залежності від енергії, маси і заряду різними буде і їх взаємодія з речовиною.

2.2. Деякі фізичні характеристики основних типів іонізуючих випромінювань, що використовуються в радіобіології

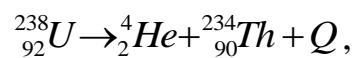
Тип	Символ	Енергія, eV	Довжина хвилі, m	Заряд, $Kл$	Маса, g
Електромагнітне					
Рентгенівське	X	$5 \times 10^1 - 5 \times 10^5$	$10^{-11} - 10^{-7}$	–	–
Гамма	γ	$5 \times 10^5 - 5 \times 10^6$	$10^{-12} - 10^{-11}$	–	–
Корпускулярне					
Альфа-частинки	α	$3 - 5 \times 10^6$	–	$+3,2 \times 10^{-19}$	$6,68 \times 10^{-24}$
Бета-частинки	$e^- (\beta^-)$	$10^3 - 1,7 \times 10^6$	–	$-1,6 \times 10^{-19}$	$9,31 \times 10^{-28}$
Позитрони	e^+		–	$+1,6 \times 10^{-19}$	$9,31 \times 10^{-28}$
Протони	p	$2 - 8 \times 10^6$	–	$+1,6 \times 10^{-19}$	$1,67 \times 10^{-24}$
Нейтрони	n	$10^5 - 10^8$	–	0	$1,67 \times 10^{-24}$
Дейтрони	d	$5 \times 10^5 - 10^7$	–	$+1,6 \times 10^{-19}$	$3,34 \times 10^{-24}$
Важкі іони	${}^7Li, {}^{11}B, {}^{12}C$	$10^9 - 10^{10}$	–		$>6,68 \times 10^{-24}$
Ядра поділу урану		$2,5 \times 10^5 - 10^8$	–		$3,8 - 4 \times 10^{-22}$

2.4. Типи ядерних перетворень

Хоча на початку розділу говорилося про потоки електронів, котрі виникають при дії іонізуючих випромінювань і призводять до різних уражень живої речовини, слід підкреслити, що первинним джерелом випромінювань є ядра атомів, а не їх електронні оболонки. Це цілком очевидно для α - (альфа-) випромінювання, нейтронного, протонного випромінювань, але не є зовсім зрозумілим для β - (бета-) випромінювання, яке є потоком електронів, котрі не входять до складу ядра. Але вони виникають у ядрі у процесі його розпаду при перетворення нейтронів у протони. І α - і β -розпади супроводжуються випромінювання γ -квантів. Саме тому іонізуючі випромінювання ще називають ядерним випромінюванням.

Основними типами ядерних перетворень, або радіоактивного розпаду, є α -розпад, β -розпад (електронний та позитронний), електронне захоплення і внутрішня конверсія.

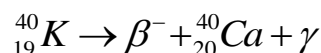
Альфа(α)-розпад. Цей тип радіоактивного розпаду полягає у випусканні ядром радіоактивного ізотопу частинки, яка являє собою ядро атому гелію, котра включає два протони і два нейтрони – α -частинку. Таким чином, ядро втрачає два протони і два нейтрони і перетворюється у інше ядро, у котрого заряд ядра зменшується на 2, а масове число – на 4. Отже, при α -розпаді, дочірній ізотоп, що виникає, зміщується ліворуч або вгору по періодичній системі елементів, відносно вихідного материнського елементу на дві клітини, тобто перетворюється в ізотоп іншого елемента, відповідно, з меншою атомною масою і електричним зарядом. Наприклад:



де Q – енергія, що виділяється.

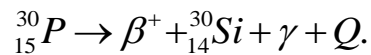
α -розпад є характерним для переважаючої більшості радіоактивних ядер важких елементів з атомною масою більше 207, тобто починаючи з вісмуту.

Бета(β)-розпад. Виділяють *електронний бета-мінус* (β^-)- і *позитронний бета-плюс* (β^+)-розпади. Якщо нестабільність ядра зумовлена надлишком нейтронів, відбувається електронний β^- -розпад, за якого нейтрон перетворюється в протон, а ядро випускає електрон і антинейтрино. При цьому заряд атому, а, відповідно, атомний номер ізотопу збільшується на одиницю, і дочірній ізотоп зсувається на один номер праворуч від материнського, стаючи ізотопом іншого елемента. Масове ж число залишається тим самим. Типовим прикладом електронного β^- -розпаду є розпад природного радіоактивного ізотопу ${}^{40}\text{K}$ з перетворенням його у стабільний ізотоп ${}^{40}\text{Ca}$, котрий супроводжується γ -випромінюванням:



Якщо нестабільність ядра зумовлена надлишком протонів, то відбувається позитронний β^+ -розпад, за якого випускається позитрон – частинка такої ж маси, що і електрон, але з позитивним електричним зарядом, і нейтрино. При цьому один з протонів перетворюється у нейтрон.

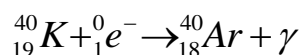
Заряд ядра і, відповідно, атомний номер ізоотопу зменшується на одиницю, а дочірній ізоотоп зсувається ліворуч від материнського, також стаючи ізоотопом іншого елементу. Масове число при такому розпаді також залишається без змін. Прикладом β^+ -розпаду може бути перетворення радіоактивного ізоотопу фосфору ^{30}P у стабільний ізоотоп кремнію ^{30}Si , котрий складає понад 3% усього кремнію, що є на планеті:



Позитрон, що вилітає з ядра, взаємодіє з електроном атомної оболонки, внаслідок чого виникає пара позитрон-електрон, котра перетворюється у два γ -кванти з енергією 511000 еВ, або 0,511 МеВ. Цей процес має назву *анігіляції* (буквально з латині: перетворення у ніщо), а γ -випромінювання, що виникає, називається *анігіляційним*. Зрештою, при позитронному розпаді за межі атому вилітають не ядерні частинки, а γ -кванти і ізоотоп, що перетворюється за β -розпадом, фактично стає джерелом γ -радіації.

Електронне захоплення. Цей тип ядерного перетворення полягає у захопленні протоном електрону з орбіти, як правило, найближчої. При цьому протон перетворюється у нейтрон, а порядковий номер ядра стає на одиницю меншим за порядковий номер материнського ядра, хоча масове число не змінюється. Ізоотоп нового елемента займає у періодичній системі місце на одну клітину ліворуч.

Типовим прикладом електронного захоплення є поглинання електрону ядром ^{40}K , наслідком котрого є виникнення ^{40}Ar :



Надлишок енергії, що вивільнюється при реакції, випромінюється у вигляді γ -радіації.

Таким чином, природній радіоактивний ізоотоп ^{40}K водночас піддається електронному β^- (88%) з утворенням β^- та γ -випромінювання і електронному захопленню (12%) з виникненням γ -випромінювання.

Внутрішня конверсія. В результаті тих чи інших перетворень ядро атому переходить у збуджений стан. Повертання до звичайного стану завжди супроводжується або викиданням ядерної частинки, або випромінюванням γ -кванту. Але часто-густо при цьому надлишкова енергія збудження передається електрону однієї з найближчих орбіт. Внаслідок такої передачі електрон може вириватись за межі атому. Це й породжує так зване *конверсійне випромінювання*, яке по суті являє собою потік електронів. Але на відміну від електронів β -розпаду, які утворюють електрони суцільного енергетичного спектру, конверсійні електрони мають лінійчатий спектр, тобто займають у ньому певні достатньо вузькі діапазони.

Ядерна фізика розглядає і деякі інші типи і різновидності ядерних перетворень. Але у загальній кількості ядерних розпадів їм належить відносно незначна роль.

2.5. Радіометрія і дозиметрія іонізуючих випромінювань.

Одиниці радіоактивності і доз

Уранова руда та інші корисні копалини, мінеральні добрива, створені на їх основі, будівельні матеріали, зрештою, ґрунт, рослини, тварини, вода, повітря та інші живі і неживі об'єкти навколишнього середовища містять природні радіоактивні ізотопи, а внаслідок радіоактивного забруднення можуть містити певну кількість і штучних радіоактивних ізотопів. Оцінка їх вмісту, тобто рівня радіоактивності, здійснюється за допомогою різних методів радіометрії.

Радіометрія – це сукупність прийомів і методів визначення активності і концентрації радіоактивних ізотопів, а також типів їх випромінювань у джерелах іонізуючої радіації і пробах об'єктів навколишнього середовища.

Головним завданням радіометрії є кількісна оцінка радіоактивності зразка, тобто визначення числа радіоактивних перетворень атомів, чи атомних розпадів, за одиницю часу.

Виділяють питому, або об'ємну, і поверхневу радіоактивність. *Питома радіоактивність* – це вміст радіоактивних ізотопів в одиниці маси чи об'єму речовини. *Поверхнева радіоактивність* – вміст радіоактивних ізотопів на певній площі поверхні.

У системі СІ одиницею радіоактивності є *бекерель* (українське позначення *Бк*, міжнародне – *Bq*). Один бекерель – це один розпад атому радіоактивної речовини протягом однієї секунди – $1 \text{ Бк} = 1 \text{ розп/с}$. Відповідно, питома радіоактивність оцінюється у *Бк/кг*, *Бк/л*, а поверхнева – в *Бк/м²* чи інших еквівалентних одиницях – *Бк/см²*, *кБк/м²* і т.д.

Позасистемною одиницею радіоактивності, яка ще широко використовувалась до останнього десятиліття і нерідко згадується і у теперішній час, є *кюрі* (*Ki*, *Сi*). Кюрі – це радіоактивність будь-якої речовини, у котрій відбувається $3,7 \times 10^{10}$ атомних розпадів протягом секунди, тобто $1 \text{ Ки} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Бк}$. Отже, 1 кюрі відповідає досить великому рівню радіоактивності.

Радіоактивна речовина або матеріал, що містить її, створює навколо себе певне поле радіоактивності, яке формує дозу опромінення різних об'єктів, в тому числі і живих організмів. *Дозиметрія* – це оцінка інтенсивності полів іонізуючих випромінювань в об'єктах навколишнього середовища, що утворюються джерелами радіоактивності. Основним завданням дозиметрії в радіобіології є визначення величини дози іонізуючого випромінювання у середовищі і в живому організмі, що утворюється внаслідок його взаємодії з речовинами тканин за певний час як при зовнішній дії, коли джерело радіоактивності знаходиться поза організмом, так і при внутрішньому, коли радіоактивна речовина надходить всередину організму.

Слід відрізнити енергію іонізуючого випромінювання, що падає на об'єкт, від енергії, що ним поглинається і саме викликає фізичну дію. Тому в

радіобіології, як і у ядерній фізиці, виділяють *експозиційну, або фізичну, дозу (D_x) і поглинуту дозу (D_p)*. Але на відміну від ядерної фізики радіобіології, як правило, має справу з дозами, що на багато порядків нижчі.

Експозиційна доза – це рівень іонізації, який формується у повітрі на певній відстані від джерела радіоактивності.

Більш точне формулювання: *експозиційна доза – це міра іонізації повітря, яка дорівнює відношенню сумарного електричного заряду іонів одного знаку, що утворюється іонізуючим випромінюванням, поглиненим у деякій масі сухого повітря за нормальних умов, до маси цього повітря.*

Простіше – це кількість енергії іонізуючого випромінювання, що падає на об'єкт опромінення.



Ш.О. Кулон
(1736–1806)

Перша загальноприйнята одиниця експозиційної дози – рентген (R , R) була визначена як доза, при котрій в 1 см^3 повітря виникає така кількість іонів, що їх сумарний заряд дорівнює одній електростатичній одиниці кількості електрики кожного знаку. Як відзначалось на початку розділу, дозі $1 R$ відповідає виникнення $2,08 \times 10^9$ пар іонів в 1 см^3 повітря.

В сучасній системі СІ одиницею експозиційної дози є *кулон на кілограм (Кл/кг , C/kg)*, названої на честь великого французького фізика Шарля Огюстена Кулона. $1 \text{ Кл/кг} = 3876 R$.

Але при оцінці фізичної дії іонізуючого випромінювання на речовину, а особливо біологічної дії, більш важливе значення має кількість енергії, що проходить через об'єкт опромінення, тобто доза, що поглинається ним. *Поглинута доза – це сумарна кількість енергії іонізуючого випромінювання, котра поглинається об'єктом опромінення.*

У системі СІ одиницею поглинутої дози є *грей* ($Гр$, Gy), яка названа на честь видатного англійського радіобіолога Льюїса Харольда *Грея*. При цій дозі речовині масою 1 кг передається 1 Дж енергії іонізуючого випромінювання, тобто 1 Гр – це 1 Дж/кг.



Л.Х. Грей
(1905–1965)

До прийняття системи СІ поглинута доза оцінювалась в одиницях рад (rad – radiation absorbed dose), котра відповідає поглинутій енергії іонізуючого випромінювання, що дорівнює 100 ерг/г. Таким чином, $1 rad = 0,01 Дж/кг$, а, відповідно, $1 Гр = 100 rad$.

Безперечно, поглинута доза D_p залежить від експозиційної дози D_x . І якщо відома експозиційна доза і коефіцієнт поглинання випромінювання речовиною (f), то поглинуту дозу можна розрахувати за простою формулою: $D_p = D_x \times f$. Для електромагнітного випромінювання енергій 0,4–2 МеВ цей коефіцієнт для води та біологічних тканин коливається в межах 0,93–0,97. Це означає, що при рентгенівському чи γ -опроміненні рослин і тварин експозиційній дозі 1 Р відповідає поглинута доза 0,93–0,97 рад, або сантигрей (сГр), тобто практично в умовах помилки дозиметричних приладів 5–15%, що допускається, при опроміненні живих об'єктів різниці в експозиційній та поглинутій дозах немає.

Але в реальних умовах живі організми водночас піддаються опроміненню різних типів іонізуючої радіації як природних, так і штучних радіоактивних ізотопів, наприклад, γ - (^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra), β - (^{40}K , ^{90}Sr), α - (^{222}Rn , ^{239}Pu , ^{241}Am) та інших типів випромінювань, котрі мають різну біологічну ефективність, тобто не однаково діють на живі організми при однаковій дозі. Для оцінювання біологічної дії змішаних, а також не відомих, не ідентифікованих потоків іонізуючих випромінювань в радіобіології введена спеціальна доза, яка отримала назву еквівалентної. *Еквівалентна доза – це*

доза опромінення живого організму змішаним потоком або невідомим типом іонізуючих випромінювань, котра за своєю біологічною ефективністю дорівнюється до дії поглинутої дози стандартного рентгенівського або γ -випромінювання. Раніше одиницею еквівалентної дози був бер, котрий розшифровувався як біологічний еквівалент рада (часом, враховуючи відзначену близькість абсолютних значень експозиційної та поглинутої доз в живих організмах, бер розшифровується як біологічний еквівалент рентгена). Один бер відповідає такому опроміненню живого організму потоком іонізуючих випромінювань, при котрому спостерігається така ж ступінь прояву біологічної дії, що й при опроміненні рентгенівським чи γ -випромінюванням в дозі 1 рад (R).

В системі СІ одиницею еквівалентної дози є *зіверт* (Зв, Sv), яка названа на честь видатного шведського радіобіолога Рольфа Максиміліана *Зиверта*.
 $1 \text{ Зв} = 100 \text{ бер}$.



Р.М. Зіверт
(1896–1966)

Перераховані позасистемні та системні одиниці радіоактивності та доз іонізуючих випромінювань, а також співвідношення між ними наведені у табл. 2.3. Хоча Міжнародна комісія з радіаційних одиниць та вимірюванням (МКРО) рекомендувала до 1985 р. відмовитись від використання позасистемних одиниць, і тодішній СРСР активно підтримав ці рекомендації, такий перехід не в усіх країнах був достатньо швидким і одночасним. Якщо перехід від рада до грея і від бера до зіверта здійснювався достатньо просто за допомогою коефіцієнта 100, то до використання кулона на кілограм замість рентгена та бекереля замість кюри звикати було трудніше. Засновані на зовсім інших принципах, ці одиниці зв'язані між собою незручними коефіцієнтами, що важко запам'ятовуються, і

невпізнанно змінюють числові значення величини радіоактивності та експозиційної дози. Це багато раз призводило до драматичних похибок у галузі прикладного використання іонізуючих випромінювань, зокрема визначенні доз при радіаційній терапії злоякісних новоутворень, і стало причиною того, що МКРО рекомендувала застосовувати замість експозиційної дози так звану керму (K).

2.3. Одиниці радіоактивності і доз іонізуючих випромінювань

Одиниці	Найменування одиниці		Співвідношення між одиницями
	позасистемні	у системі СІ	
Радіоактивність	кюри (Кі)	бекерель (Бк)	1 Кі = $3,7 \times 10^{10}$ Бк 1 Бк = $2,7 \times 10^{-11}$ Кі
Експозиційна доза	рентген (Р)	кулон на кілограм (Кл/кг)	1 Р = $2,58 \times 10^{-4}$ Кл/кг 1 Кл/кг = 3876 Р
Поглинена доза	рад	грей (Гр)	1 рад = 0,01 Гр 1 Гр = 100 рад
Еквівалентна доза	бер	зіверт (Зв)	1 бер = 0,01 Зв 1 Зв = 100 бер

Одиницею виміру керми є грей і, відповідно, $1 K = 1 Gr$.

Слово «керма» (англ. kerma) є аббревіатурою від англійського «kinetic energy released in matter» (кінетична енергія, що вивільнена у речовині).

При цьому, виходячи з високих значень коефіцієнтів поглинання високо енергетичного електромагнітного випромінювання тканинами людини, знову ж допускається, що існує приблизна рівність між числовими значеннями експозиційної дози у рентгенах та поглинутої дози у радах та, відповідно, між числовими значеннями керми у греях та поглинутої дози у греях для біологічних тканин, а також повітря і води. Саме тому методичні вказівки багатьох країн поки що не передбачають категоричного переходу на використання одиниці СІ експозиційної дози. І в багатьох галузях практичної радіобіології, в першу чергу у радіаційній медицині, до тепер використовується рентген.

2.6. Зв'язок між радіоактивністю та дозою іонізуючого випромінювання

Одиниці радіоактивності і одиниці доз іонізуючих випромінювань є різними фізичними величинами. Але, безперечно, вони зв'язані між собою, так як саме радіоактивність речовини зумовлює на різних відстанях від неї певні дозові поля. У радіометрії існує свого роду еталон такого зв'язку чи залежності: у стандартних умовах (0°C , 760 мм рт. ст.) ізотоп ^{226}Ra радіоактивністю 1 Кі формує протягом 1 години на відстані 1 м експозиційну дозу у 1 Р.

Відповідно, існує чітка залежність між експозиційною дозою та радіоактивністю джерела випромінювання. Саме ця залежність дозволяє в певних ситуаціях використовувати дозиметри-рентгенометри для оцінювання радіоактивного забруднення різних об'єктів. Так, у період аварії на Чорнобильській АЕС найбільш розповсюджені класичні рентгенометри типу ДП-5, СРП-68 та інші широко використовувались для контролю ступеня радіонуклідного забруднення техніки, будівель, одягу, майна, сільськогосподарської продукції і навіть продуктів харчування (рис. 2.4).



Рис. 2.4. Оцінка рівня радіоактивного забруднення різних об'єктів за допомогою рентгенометра ДП-5А (Чорнобиль, 1986 р.).

Існує певний зв'язок між рівнем радіаційного гамма-фону, тобто потужністю експозиційної дози у середовищі, та щільністю радіонуклідного забруднення поверхні ґрунту. Для різних конкретних умов побудована велика кількість таких залежностей, створених, як правило, на підставі емпіричних оцінок, один з прикладів якої наводиться на рис. 2.5.

Але, звичайно, зв'язок між радіоактивністю джерела та дозою, що формується ним у просторі, залежить від багатьох факторів, більшість з яких

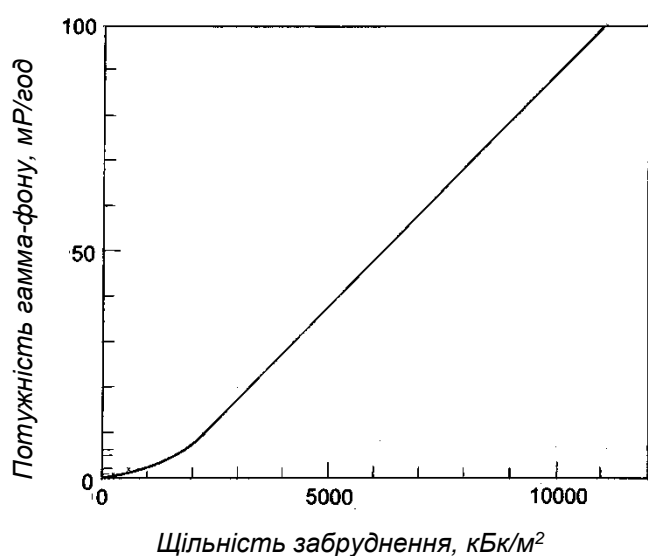


Рис. 2.5. Залежність між щільністю радіонуклідного забруднення ґрунту та потужністю гамма-фону (за В.Ф. Авсеєнко, 1990).

у реальних умовах врахувати достатньо оперативно дуже важко, а іноді і неможливо (ізотопний склад джерела радіоактивності і, відповідно, типи випромінювань, фізичний та фізико-хімічний стан джерела та навколишнього середовища, температура, атмосферний тиск, газовий склад атмосфери та багато інших). Тому усяка оцінка будь-якої дози по радіоактивності і рівня радіоактивності по дозі є

тільки орієнтовною і дає лише приблизну уяву про реальну радіаційну ситуацію.

2.7. Види опромінення

Для характеристики розподілу іонізуючого випромінювання у часі застосовується величина *потужності дози*, під котрою розуміється кількість енергії випромінювання, що поглинається речовиною за одиницю часу. *В залежності від потужності дози розрізняють два основних види опромінення – гостре і пролонговане.* Під *гострим опроміненням* розуміють короткочасне опромінення протягом секунд, хвилин, максимум – декількох

годин, коли організм за рахунок великої потужності дози (десятки, сотні грей за хвилину, годину) може отримати велику дозу. Під *продовженим опроміненням* – тривале опромінення протягом багатьох годин, діб, тижнів, місяців за низькій потужності дози (частки грей за годину, добу).

Як крайній випадок продовженого опромінення слід розглядати *хронічне опромінення*, за якого формування дози відбувається при її потужностях у декілька сотих і навіть тисячних грея протягом всієї вегетації рослин, усього життя тварини чи людини, або періоду, який складає значну частку онтогенезу.

Однакова за біологічної ефективності доза продовженого опромінення, як правило, суттєво перевищує дозу гострого, що визначається ступенем продовження, тобто різницею у потужностях доз. Впливають на це і деякі інші фактори, зокрема активність метаболізму, а також інші чинники, від яких вона залежить – температура, вологість, живлення та ін. Так, значення доза хронічного опромінення однорічних рослин протягом вегетаційного періоду (100–120 днів) у 3–6 разів і більше може перевищувати дозу гострого опромінення при однаковому ступеню ураження.

Розрізняють також *одноразове і багаторазове (фракціоноване) опромінення*. У першому випадку доза одержується за один безперервний акт опромінення. У другому – розділяється на дві і більше частин (фракцій), що перемежаються періодами, протягом яких опромінення не відбувається. Біологічна дія радіації за фракціонованого опромінення суттєво залежить, з одного боку, від кількості фракцій, а з іншого – від тривалості інтервалу між ними. В обох випадках з їх збільшенням вона зменшується (рис. 2.6), так як у періоди між фракціями дози відбуваються процеси відновлення різних структур і функцій клітин і організму в цілому.

СПОСІБ ОПРОМІНЕННЯ	ВИЖИВАННЯ, %
6 Гр	50
3 Гр 3 Гр	55
3 Гр 3 Гр	60
2 Гр 2 Гр 2 Гр	65
2 Гр 2 Гр 2 Гр	70
1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр	75
1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр 1 Гр	80

Рис. 2.6 Збільшення виживання кількості мишей зі збільшенням кількості фракцій дози опромінення та часу між ними при однаковій сумарній дозі рентгенівського опромінення 6 Гр.

Зменшення ефективності опромінення зі зменшенням потужності дози та за її фракціонування є одним з доказів існування процесів післярадіаційного відновлення. Важливо при цьому відмітити, що у живих системах, які знаходяться у стані спокою (насіння, спори рослин, грибів, мікроорганізмів, тварини у стані анабіозу) ефекти потужності дози та її фракціонування проявляються у значно меншому ступеню, ніж в тих, що знаходяться у фазі активного росту і розвитку. Це цілком зрозуміло, так як процеси відновлення визначаються обміном речовин.

Фізичні властивості та характеристики іонізуючих випромінювань визначають радіаційно-хімічні та радіаційно-біохімічні процеси у клітинах і тканинах опромінених організмів, а в підсумку формують певну його реакцію на дію випромінювань – *радіобіологічний ефект*.

Контрольні запитання до розділу 2:

1. Визначення іонізуючої радіації.
2. Принципова відміна іонізуючої радіації від інших типів випромінювань (видимого світла, УФ-, ІФЧ-радіації, радіохвиль).
3. Природа радіоактивності.
4. Закон радіоактивного розпаду.
5. Поняття „радіоактивний ізотоп”, „радіоактивний елемент”, „радіоактивна речовина”, „радіонуклід”.
6. Період піврозпаду радіоактивного ізотопу.
7. Типи ядерних перетворень.
8. Типи іонізуючих випромінювань.
9. Види і загальна характеристика електромагнітних іонізуючих випромінювань.
10. Види і загальна характеристика корпускулярних іонізуючих випромінювань.

11. Експозиційна, поглинута та еквівалентна дози іонізуючих випромінювань.
12. Одиниці радіоактивності та доз іонізуючих випромінювань.
13. Перехід від позасистемної одиниці радіоактивності та доз іонізуючих випромінювань до одиниць у системі СІ.
14. Зв'язок радіоактивності і дози. Еталон такого зв'язку.
15. Залежність ефективності дії іонізуючих випромінювань від фактору часу опромінення.
16. Види опромінення в залежності від часу і способу опромінення.

3. ДЖЕРЕЛА ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЗЕМЛІ

3.1. Космічне випромінювання. 3.2. Випромінювання радіонуклідів. 3.2.1. Випромінювання природних радіонуклідів. 3.2.2. Випромінювання штучних радіонуклідів. 3.3. Радіаційні аварії. 3.4. Генератори іонізуючих випромінювань. 3.5. Внесок різних джерел іонізуючих випромінювань у формування дози опромінення людини.

Іонізуючі випромінювання не є незвичайним чи новим фактором на Землі. Все живе й неживе в усі епохи розвитку та існування нашої планети піддавалось їх дії. Більш того, є підстави вважати, що у далекі часи формування Землі, в тому числі й тоді, коли життя на ній тільки зароджувалось й ще тривали активні тектонічні процеси, інтенсивність іонізуючого випромінювання була значно вищою, ніж тепер.

Розрізняють два основних джерела іонізуючих випромінювань – космічне випромінювання та випромінювання радіонуклідів (рис. 3.1). Космічне випромінювання складається з галактичного та сонячного. Випромінювання радіонуклідів включає випромінювання природних радіонуклідів та штучних радіонуклідів. Космічне випромінювання та випромінювання природних радіонуклідів утворюють на Землі так званий природний радіаційний фон. Виділяють також випромінювання штучних генераторів іонізуючої радіації.

3.1. Космічне випромінювання

Космічне випромінювання складається з галактичного та сонячного. У ньому виділяють також *первинне та вторинне випромінювання*. Первинне космічне випромінювання являє собою потік частинок високих енергій, що надходять на Землю з міжзоряного простору. Воно складається переважно з протонів – ядер водню (приблизно 79%) та α -частинок (близько 20%). У незмірно менших кількостях у ньому присутні нейтрони, електрони, фотони, ядра деяких легких та важких елементів.

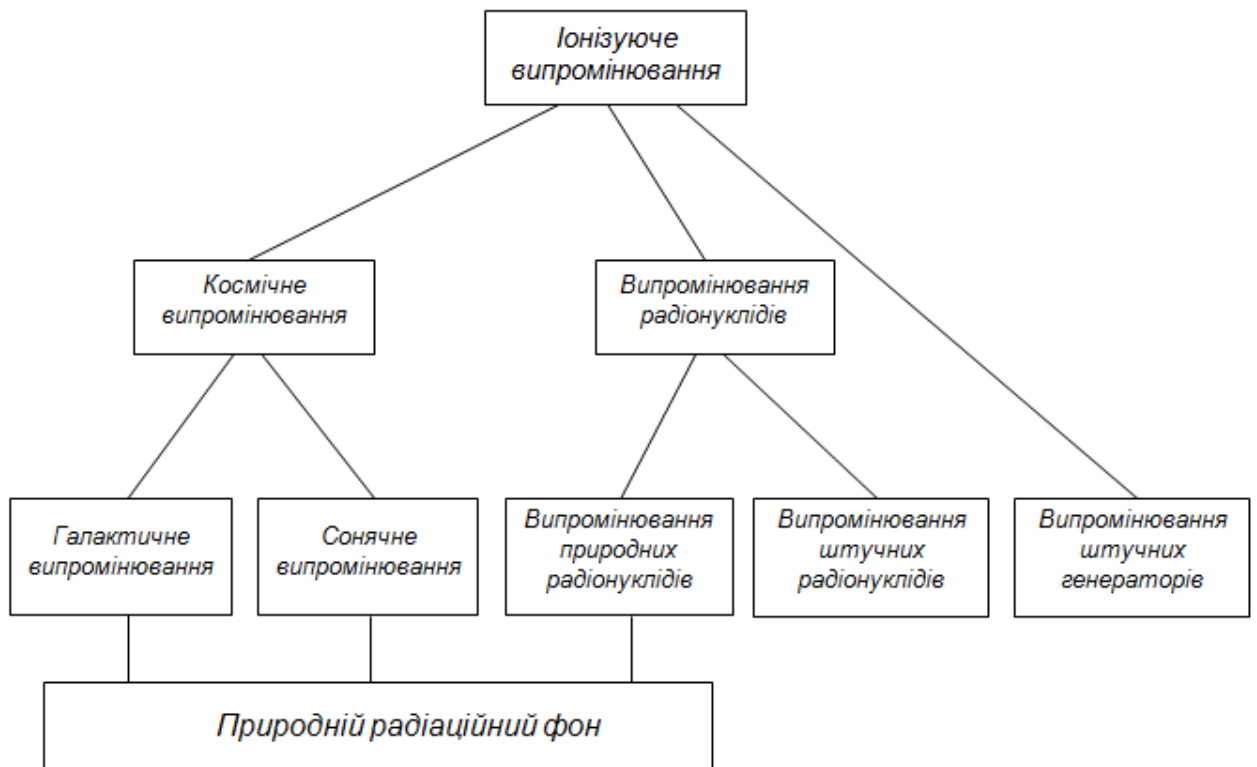


Рис. 3.1. Джерела іонізуючих випромінювань на Землі.

Основна частка первинного космічного випромінювання виникає у межах нашої Галактики внаслідок ядерних і термоядерних процесів, що супроводжують виверження та випаровування матерії при зоряних вибухах та виникненні наднових зірок. Це і є саме *галактичне випромінювання*. При сонячних спалахах виникає *сонячне випромінювання*.

Середня енергія космічного випромінювання складає 10^9 еВ, хоча енергія окремих його видів може досягати 10^{17} – 10^{21} еВ. Припускається, що останні види мають позагалактичне походження – надходять з метagalaktики, набуваючи таких високих енергій за рахунок багатократного прискорення у перемінних електромагнітних полях різних небесних тіл, у хмарах космічного пилу, в оболонках нових та наднових зірок.

Сонячне космічне випромінювання має у порівнянні з галактичним більш низькі енергії – до 4×10^{10} еВ. Тут можна відзначити для порівняння, що рентгенівське та γ -випромінювання, з котрим переважно працюють радіобіологи, має енергії, відповідно, $0,12$ – $12,00 \times 10^3$ та $1,2$ – $5,0 \times 10^6$ еВ.

Вік галактичного сонячного випромінювання, тобто час його проходження з Галактики до Землі складає до 10^6 – 10^7 років. Цим пояснюється практично повна відсутність у його складі нейтронів, котрі виникають у великих кількостях при всіх ядерних процесах, але за цій час встигають розпастися. Низький вміст електронів і фотонів у складі галактичного випромінювання пов'язаний з їх поглинанням космічним пилом у галактичному просторі.

Вторинне космічне випромінювання виникає внаслідок взаємодії високо енергетичного первинного з ядрами нуклідів, що входять до складу атмосфери. Воно складається практично з усіх відомих на теперішній час елементарних частинок – протонів, електронів, нейтронів, фотонів, піонів,

мюонів, мезонів та багатьох інших. Їх енергія також достатньо висока для того, щоб індукувати подальші ядерні перетворення.

Космічне випромінювання має велику інтенсивність в основному за межами земної атмосфери. На висоті приблизно 40–50 км переважає первинне космічне випромінювання. Максимальна інтенсивність вторинного випромінювання спостерігається на висоті 20–25 км. Із зменшенням висоти його інтенсивність падає і досягає мінімуму на рівні моря. Тому цілком природно, що доза опромінення за рахунок космічного випромінювання

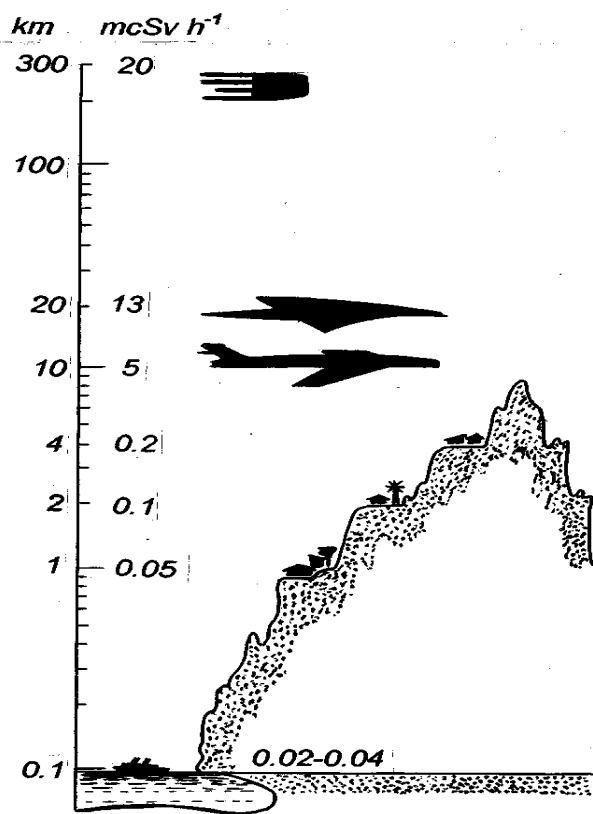


Рис. 3.2. Зростання інтенсивності космічного випромінювання з висотою над рівнем моря.

зростає з висотою над рівнем моря. Так, якщо у поверхні Землі потужність дози, що формується за рахунок космічного випромінювання, складає 0,02–

0,04 мкЗв/год, то в межах до 10 км вона через кожні 1,5 км висоти приблизно подвоюється (рис. 3.2). І жителі високо гірських поселень, розташованих на висоті 2–5 км, одержують дозу приблизно у 5–10 разів більшу. На висоті 10–12 км, що відповідає трасам надвисотних літаків, потужність дози досягає 2–5 мкЗв/год (рис. 3.3). На висоті 20 км, де здійснюють польоти надзвукові літаки, вона в залежності від геомагнітної широти місцевості змінюється в межах 5–15 мкЗв/год.



Рис. 3.3. Потужність радіаційного фону у залі очікування аеропорту Київ-Бориспіль і через декілька годин в літаку на висоті 10 км, мкЗв/год (фото В.О. Кашпарова, 2014 р.).

3.2. Випромінювання радіонуклідів

Всі існуючі радіонукліди ділять на два класи – *природні радіонукліди* і *штучні радіонукліди* (рис. 3.4). На теперішній час з відомих 1950 радіонуклідів (радіоактивних ізотопів) 70 природних, що належать до 25 радіоактивних елементів і деяких нерадіоактивних елементів, до складу яких входять радіоактивні ізотопи. Основним джерелом надходження природних радіонуклідів в біосферу є земна кора. Значна частка може надходити з водою і певна частка – з атмосфери.



Рис. 3.4. Джерела радіонуклідів на Землі.

Відомі також 1880 штучних радіонуклідів, які утворюються в умовах штучних ядерних реакцій поділу і розпаду деяких елементів, а також одержують при бомбардуванні нерадіоактивних елементів потоком високо енергетичних частинок. Для переважної більшості відомих елементів одержані радіоактивні ізотопи, кількість яких для деяких, як, наприклад для цезію, вимірюється десятками. Джерелами надходження штучних радіонуклідів в біосферу є атомні вибухи і ядерні реактори. Безперечно, у цих ситуаціях виникають далеко не всі відомі штучні радіонукліди, а лише декілька сотень. При цьому переважна більшість їх є короткоживучими і внесок у дозу опромінення об'єктів біосфери формують практично декілька десятків радіонуклідів.

3.2.1. Випромінювання природних радіонуклідів

Отже, в земних породах, рудах, ґрунтах, водах і, відповідно, живих організмах – рослинах, тваринах та інших об'єктах навколишнього середовища виділяють первинні та космогенні радіонукліди. В первинних у

свою чергу виділяють дві категорії радіонуклідів: *радіонукліди, що утворюють родини* та радіонукліди-продукти їх розпаду, і *радіонукліди позародинні* – що не утворюють родин.

Радіонукліди, що утворюють родини, та радіонукліди-продукти їх розпаду. До них у першу чергу належать радіонукліди трьох ізотопів: двох урану – ^{238}U і ^{235}U , та одного торію – ^{232}Th . Кожний з них є родоначальником родини радіонуклідів. Зазначаючи багатоступеневого послідовного α - та β -розпадів вони утворюють ряд радіоактивних ізотопів (рис. 3.5; у дужках вказані періоди піврозпаду в роках).

Родоначальний ізотоп родини урану ^{238}U в результаті 8 α - та 6 β -розпадів переходить у стабільний ізотоп свинцю ^{206}Pb (рис. 3.5, а). В зв'язку з тим, що при цих ядерних перетвореннях в числі інших ізотопів виникає дуже важливий радіоактивний ізотоп радію ^{226}Ra , вона нерідко називається родиною урану-радію.

Ізотоп урану ^{235}U є родоначальником родини актинію. Цю назву родина одержала у зв'язку з тим, що серед виникаючих внаслідок 7 α - та 4 β -розпадів ізотопів є ізотоп актинію ^{227}Ac (рис. 3.5, б) – головний елемент великої групи радіоактивних елементів актинідів.

Родоначальник родини торію ізотоп ^{232}Th внаслідок 6 α - та 4 β -розпадів переходить у стабільний ізотоп свинцю ^{208}Pb (рис. 3.5, в).

Для всіх трьох родоначальників родин характерні дуже великі періоди піврозпаду – до мільярдів років. Внаслідок послідовних їх розпадів виникають ізотопи з меншими атомними масами, а внаслідок того, що кількість α -розпадів перевищує кількість β -розпадів, виникають хімічні елементи і з меншими атомними номерами.

Серед них найбільш значимий внесок у радіоактивність об'єктів навколишнього середовища вносять ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{210}Po .

Деякі характеристики радіонуклідів, що утворюють родини, та тих, які виникають при їх розпаді, наведені у табл. 3.1.

92	^{238}U 4,5·10 ⁹ років		^{234}U 2,33·10 ⁵ років					^{235}U 7,1·10 ⁸ років											
91	↓ α	^{234}Po 6,7 год.	β ⁻ ↓ α					↓ α	^{231}Pa 3,4·10 ⁴ років										
90	^{234}Th 24,1 добы	β ⁻	^{230}Th 8,3·10 ⁴ років					^{231}Th 25,5 год.	β ⁻ ↓ α	^{227}Th 18,9 добы			^{232}Th 1,41·10 ¹⁰		^{228}Th 1,9 років				
89			↓ α						^{227}Ac 21,7 років	β ⁻ ↓ α			↓ α	^{228}Ac 6,13 год.	β ⁻ ↓ α				
86			^{226}Ra 1622 років						↓ α	^{223}Ra 11,2 добы			^{228}Ra 6,7 років	β ⁻ ↓ α	^{224}Ra 3,64 добы				
87			↓ α						^{223}Fr 21 хв.	β ⁻ ↓ α				^{224}Fr	β ⁻ ↓ α				
86			^{222}Rn 3,825 добы							^{219}Rn 3,92 с					^{220}Rn 54,5 с				
85			↓ α	^{218}At 2 с					↓ α	^{215}At 10 ⁻⁴ с				↓ α	^{216}At 3·10 ⁻³ с				
84			^{218}Po 3,05 хв.	β ⁻ ↓ α 0,03%	^{214}Po 1,5·10 ⁻⁴		^{210}Po 1,384 добы		^{215}Po 1,77·10 ⁻³	β ⁻ ↓ α	^{211}Po 0,52 с			^{216}Po 0,16 с	β ⁻ ↓ α	^{212}Po 3·10 ⁻⁷ с			
83			↓ α	^{214}Bi 19,7 хв.	β ⁻ ↓ α	^{210}Bi 5 діб	β ⁻ ↓ α		↓ α	^{211}Bi 2,16 хв.	↓ A			↓ α	^{212}Bi 60,5 хв.	↓ A			
82			^{214}Pb 26,8 хв.	β ⁻ ↓ α 0,04%	^{210}Pb 19,4 років	β ⁻ ↓ α	^{206}Pb Стаб.		^{211}Pb 36,1 хв.	β ⁻ ↓ α	^{207}Pb Стаб.			^{212}Pb 10,7 год.	β ⁻ ↓ α	^{208}Pb Стаб.			
81				^{210}Th 1,32 хв.	β ⁻	^{206}Tl 4,18 хв.	β ⁻			^{207}Tl 4,79 хв.	β ⁻				^{208}Tl 3,1 хв.	β ⁻			
				a						б						в			

Рис. 3.5. Схеми розпаду природних радіоактивних ізотопів, що утворюють родини: ^{238}U (а) ^{235}U (б) та ^{232}Th (в).

3.1. Характеристики випромінювань природних радіонуклідів, що утворюють родини, а також деяких радіонуклідів, які виникають при їх розпаді

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, МеВ
^{207}Tl	4,77 хв.	β	0,537
^{210}Po	138,4 доби	α	5,290
^{210}Pb	19,4 роки	β	0,018
^{214}Bi	19,9 хв.	α β	4,313 0,648
^{218}At	2 с	α	4,270
^{220}Rn	55,6 с	α	6,280
^{222}Rn	3,8 доби	α	5,490
^{223}Fr	21,8 хв.	β	0,391
^{226}Ra	1620 років	α	4,860
^{227}Ac	21,7 роки	α β	4,900 0,460
^{232}Th	$1,41 \times 10^{10}$ років	α	4,070
^{234}Pa	6,7 год.	β	0,422
^{235}U	$7,1 \times 10^8$ років	α	4,470
^{238}U	$4,5 \times 10^9$ років	α	4,260

Радіонукліди позародинні, або такі, що не утворюють родин. Ця група включає ізотопи хімічних елементів, котрі звичайно вважаються не радіоактивними, так як відносна кількість радіоактивних ізоотопів у них складає, як правило, дуже незначну частку. До них у першу чергу відносяться ізотопи калію – ^{40}K , кальцію – ^{48}Ca , рубідію – ^{86}Rb , цирконію – ^{96}Zr , лантану – ^{138}La , самарію – ^{147}Sm , лютецію – ^{176}Lu (табл. 3.2). В усіх викопних органічних та органо-мінеральних породах що містять вуглець, присутній радіоактивний ізоотоп ^{14}C . Але звичайно його відносять до радіонуклідів космогенного походження. Основний внесок у природну радіоактивність з ізоотопів цієї групи вносить ^{40}K , кількість котрого у суміші ізоотопів калію складає лише 0,012% (^{39}K і ^{41}K – 93,22 і 6,77%, відповідно).

Періоди піврозпадів ізоотопів цієї групи також дуже великі. Саме їх разом з радіоактивними елементами родоначальниками родин відносять до *первинних природних радіонуклідів*, котрі виникли разом з Землею, вважаючи *вторинними радіонуклідами* продукти їх розпаду – вже згадані радіоактивні ізотопи радону, полонію, радію та інші, а також космогенні радіонукліди.

3.2. Характеристики випромінювань природних радіонуклідів, що не утворюють родини

Радіонуклід	Період піврозпаду, роки	Переважаюче випромінювання	Енергія, МеВ
^{40}K	$1,28 \times 10^9$	β γ	1,325 1,459
^{48}Ca	1×10^{16}	β	0,077
^{86}Rb	$6,15 \times 10^{10}$	β γ	0,275 0,394
^{96}Zr	$6,2 \times 10^{16}$	β	3,400
^{115}In	6×10^{14}	β	0,630
^{124}Sn	$1,5 \times 10^{17}$	β	1,500
^{130}Te	$1,4 \times 10^{21}$	β	0,226
^{138}La	7×10^{10}	γ	0,535
^{147}Sm	$1,05 \times 10^{11}$	α	4,500
^{150}Nd	5×10^{10}	β	0,011
^{176}Lu	$2,4 \times 10^{10}$	β γ	0,215 0,180
^{180}W	$2,2 \times 10^{17}$	β γ	0,4–3,2 0,270
^{187}Re	4×10^{12}	β	0,040
^{209}Bi	$2,7 \times 10^7$	β	3,150

Космогенні радіонукліди виникають в основному в атмосфері Землі при взаємодії високо енергетичного *космічного випромінювання* з ядрами водню, літію, берилію, вуглецю, азоту, кисню, натрію, алюмінію, фосфору, хлору, аргону та деяких інших відносно легких елементів. Під впливом сил гравітації та атмосферних опадів вони надходять на поверхню планети. В першу чергу до них відносять ізотопи ^3H , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}P , ^{36}Cl . Але внесок у дозоутворення живих організмів в основному належить ^3H і ^{14}C – ізотопам елементів, які входять до складу практично всіх молекул органічних речовин.

Саме космогенні радіонукліди разом з газоподібними радіоактивними продуктами розпаду урану та торію, у першу чергу радоном, визначають радіоактивність атмосфери.

Періоди піврозпаду більшості відзначених космогенних радіонуклідів досить великі і вимірюються роками-тисячоліттями (табл. 3.3). Проте серед них багато й таких, періоди піврозпаду котрих вимірюються секундами і навіть мікросекундами. Їх вивчення має в основному лише теоретичне

значення, допомагаючи зрозуміти механізми виникнення й перетворення одних ізотопів і елементів в інші.

3.3. Характеристики випромінювань деяких космогенних радіонуклідів, що утворюються в атмосфері під впливом космічної радіації

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, MeV
^3H	12,34 роки	β	0,019
^{10}Be	$2,4 \times 10^6$ років	β	0,555
^{14}C	5730 років	β	0,155
^{22}Na	2,6 роки	β^+	0,545
^{26}Al	$7,4 \times 10^5$ років	β^+	1,165
^{28}Mg	21,2 год.	β	0,460
^{32}Si	700 років	β	0,210
^{32}P	14,3 доби	β	1,710
^{35}S	87,1 доби	β	0,167
^{36}Cl	$4,4 \times 10^5$ років	β	0,714
^{39}Ar	270 років	β	0,565

Вміст природних радіонуклідів у земній корі і, відповідно, воді варіює у дуже широких межах, що визначається, головним чином, їх вмістом у земних породах. Осадкові породи – глини, вапняки, вугілля, як правило, слаборадіоактивні. Виверженні гірські породи – граніти, базальти містять значно більші кількості радіоактивних елементів. Дуже багаті на торій і радій так звані монацитові піски, основу яких складає мінерал *монацит* – фосфати рідко земельних елементів переважно церієвої групи. Саме такі піски зумовлюють підвищений радіаційний фон на деяких піщаних пляжах узбережжя Азовського моря. Відомі і радіоактивні водні джерела.

Природні радіонукліди ділять також на легкі та важкі. У групу *важких природних радіонуклідів* виділяють у зв'язку з високою радіотоксичністю нукліди радіоактивних родин – радіоактивні елементи і ізотопи атомною масою більше 200. Решта віднесена до *легких природних радіонуклідів*. Вміст найбільш значимих з них у ґрунтах, рослинах і організмі тварин наведено у табл. 3.4.

3.4. Вміст деяких природних радіонуклідів в ґрунтах, рослинах і тваринах, Бк/кг (Р.М. Алексахін, 1992)

Об'єкт	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Ґрунти (0–25 см)	90–720	2–2500	7–50	10–50
Рослини	95–500	$1,9 \times 10^{-2}$ –0,5	4×10^{-3}	$2,4$ – $6,0 \times 10^{-3}$
Тварини (м'язи)	70	$1,6$ – $7,4 \times 10^{-2}$	4×10^{-3}	$4,9 \times 10^{-3}$ – $1,2 \times 10^{-2}$

Масова кількість природних радіоактивних елементів, як і радіоактивних ізотопів звичайних елементів, у земній корі, а, відповідно, у воді, рослинах, тваринах, дуже мала. Так, вміст у ґрунтах радію складає 1 – $13 \times 10^{-11}\%$, урану – $2,6$ – $4 \times 10^{-4}\%$, торію – 5 – $12 \times 10^{-4}\%$. Невелика і кількість радіоактивних ізотопів стабільних елементів. Так, вміст у ґрунті ^{14}C варіює в межах 1 – $30 \times 10^{-9}\%$, ^{40}K – 1 – $5 \times 10^{-4}\%$. Вміст ^3H у воді складає приблизно 10^{-18} частку по відношенню до водню.

Природний радіаційний фон. Природні джерела іонізуючих випромінювань утворюють на Землі відносно постійне радіаційне поле. Це і є так званий *природний радіаційний фон* – *рівень іонізуючого випромінювання на поверхні Землі, у приземному шарі атмосфери та інших об'єктах навколишнього середовища, який формується за рахунок космічного випромінювання та випромінювання природних радіонуклідів.* Це та природна радіаційна обстановка, у котрій, меншою мірою останні мільйони років, існувало й розвивалося усе живе на нашій планеті.

У різних регіонах Землі потужність природного радіаційного фону (ПРФ) в основному варіює в межах від $0,05$ до $0,15$ мкЗв/год., складаючи у середньому $0,1$ мкЗв/год., тобто приблизно 10 мкР/год. Внесок у нього космічного випромінювання, який дещо залежить від широти місцевості, на рівні моря більш-менш постійний – $0,01$ – $0,03$ мкЗв/год. Решта, яка визначається випромінюванням природних радіонуклідів, варіює у більш широких межах, так як залежить від їх вмісту у поверхневих шарах земної кори.

Існує небезпідставна точка зору, що ПРФ є одним з головних факторів природного мутагенезу, який грає ведучу роль в еволюції живих організмів, а

також однією з причин виникнення злоякісних новоутворень та спадкових хвороб.

Вважається, що з початку 19 століття ПРФ у багатьох країнах і континентах зростає. Це стало наслідком діяльності людини та активної індустріалізації господарства, котра призвела до надходженню з надр Землі на поверхню і у довкілля разом з такими корисними копалинами як кам'яне вугілля, нафта, будівельні матеріали, руди металів, мінеральні добрива великої кількості природних радіоактивних речовин.

Наприклад, у середині 20-го століття у великих містах і промислових центрах спостерігалось 50-кратне збільшення кількості ^{226}Ra , котрий, як єдине на той час джерело γ -випромінювання, використовувався в медицині, виготовлення світних фарб та деяких інших цілей. У місцях видобутку багатьох корисних копалин, аж ніяк не радіоактивних руд, як правило, спостерігається зростання у декілька разів кількості багатьох природних радіонуклідів – тих же радію, урану, торію. У радіусі декількох десятків кілометрів від теплових електростанцій, особливо працюючих на кам'яному вугіллі, реєструється збільшення у середовищі вмісту не тільки ^{14}C , але й ^{40}K , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po та інших природних радіонуклідів. Зростає вміст ^{40}K при внесенні у ґрунт калійних добрив, урану – при внесенні фосфорних добрив, так як поклади фосфоритів містять, як правило, у високих кількостях уран та продукти його розпаду. Підвищений рівень іонізуючого випромінювання за рахунок природних радіонуклідів, що спостерігається за такої діяльності людини, називається *техногенно-підсиленним природним радіаційним фоном*.

Природні радіонуклідні аномалії – це місця скупчення природних радіонуклідів (звичайно урану, торію та продуктів їх розпаду), де рівень радіаційного фону у багато разів перевищує звичайний.

На Землі найбільш відомими радіонуклідними аномаліями є м. Рамсер, що в Ірані (радіаційний фон досягає 5–10 мкЗв/год. штат Керала в Індії (до 1 мкЗв/год.), міста Гуарапуава та Посус-ди-Кандас в Бразилії (1–2 мкЗв/год.). В

районі озера Іссик-Куль у Киргизії, біля міста Навої в Узбекистані, біля міста Шевченко у Казахстані, у деяких регіонах на Південного Уралу, біля міста Ухта в Росії потужність радіаційного фону досягає 0,5–0,6 мкЗв/год.

В Україні чітко виражених природних радіонуклідних аномалій немає. Але у її східній частині вздовж Дніпра проходить Український кристалічний щит, який займає майже третину території країни, – вулканічна порода, насичена природними радіоактивними елементами – ураном та продуктами його розпаду. Там, де ведеться видобуток урану та звичайні гранітні розробки такі аномалії виникли. Найбільш відома з них знаходиться у районі міста Жовті Води Дніпропетровської області, деякі місця у Кіровоградській, Житомирській, Донецькій областях.

У теперішній час потужність радіаційного фону у більшості регіонів на території України за межами прямого впливу аварії на Чорнобильській АЕС коливається в основному в межах 0,10–0,18 мкЗв/год. (до аварії вона складала 0,08–0,12 мкЗв/год., або 8–12 мкР/год. Збільшення потужності радіаційного фактору зумовлене надходженням у навколишнє середовище довгоживучих штучних радіонуклідів і у даній ситуації треба оперувати поняттям не природний радіаційний фон, а просто *радіаційний фон*.

3.2.2. Випромінювання штучних радіонуклідів

Як згадувалося на початку розділу, штучні радіоактивні ізотопи утворюються під час ядерних реакцій, що відбуваються при вибухах атомної зброї і в ядерних реакторах і при бомбардуванні (опроміненні) ізотопів нерадіоактивних елементів частинками високих енергій від декількох мільйонів до десятків мільярдів електрон-вольт: α -частинками, нейтронами, протонами, зарядженими частинками на ядерних реакторах, прискорювачах легких частинок та важких іонів.

Характеристики випромінювань штучних радіонуклідів, що найбільш часто використовуються в прикладних роботах та у наукових дослідженнях, наведені у табл. 3.5. В установках для опромінення використовуються

радіонукліди з відносно довгими періодами піврозпаду (^{60}Co , ^{137}Cs). В експериментах – з короткими.

3.5. Характеристики випромінювань деяких штучних радіонуклідів

Радіонуклід	Період піврозпаду	Переважаюче випромінювання	Енергія, МеВ
^{32}P	14,3 доби	β	1,710
^{35}S	87,1 доби	β	0,167
^{42}K	12,36 год.	β	
^{45}Ca	163 доби	β	
^{54}Mn	312,3 доби	γ	0,830
^{59}Fe	45,1 доби	β γ	1,560 1,290
^{60}Co	5,272 роки	β γ	1,478 1,330
^{65}Zn	244,1 доби	β γ	0,325 1,110
^{89}Sr	50,5 доби	β	1,463
^{90}Sr	29 років	β	0,544
^{93}Zr	64,05 доби	β γ	0,890 0,756
^{95}Nb	35,1 доби	β	0,160
^{106}Ru	368,2 доби	β	0,039
^{131}I	8,04 доби	β γ	0,608 0,723
^{134}Cs	2,06 роки	β γ	0,512 1,367
^{137}Cs	30,17 роки	β γ	0,520 0,662
^{140}Ba	12,78 доби	β γ	1,010 0,537
^{140}La	40,22 год.	β γ	2,200 2,520
^{144}Ce	284,3 доби	β γ	0,320 0,134
^{144}Pr	17,3 хв.	β γ	2,994 2,650
^{237}Np	$2,14 \times 10^6$ років	α	4,787
^{239}Pu	$2,41 \times 10^4$ років	α	5,580
^{241}Am	432,8 роки	α	5,570
^{242}Cm	163 доби	α	6,200

Радіонукліди атомних вибухів. Величезна кількість радіоактивних ізотопів виникає при вибухах атомних бомб, котрих, починаючи з 1945 р., у світі було здійснено понад 2400 (543 наземних, 1876 підземних, 10 у космосі,

деяка кількість підводних). *Атомна бомба* (рис. 3.6) – це один з видів зброї вибухової дії з зарядом надзвичайно великої руйнівної сили, в основі котрого лежить саморозвиваюча *ланцюгова реакція поділу урану* ^{235}U або ^{239}Pu . Можливість виникнення та протікання такої реакції обумовлена тим, що при попаданні високоенергетичної частинки, наприклад, природної космічної або штучно одержаної – нейтрону, в ядро ^{235}U або ^{239}Pu при його поділу виникає не один, а 2–3 нові нейтрони. Кожний з них також має енергію, здатну викликати поділ інших ядер. Наступне покоління нейтронів індукує поділ чергової групи ядер і так далі – реакція розвивається лавиноподібно (рис. 3.7). Так, якщо припустити, що у кожному поколінні виникає тільки по два нейтрони, котрі призводять до поділу нових ядер, то через 80 поділів реакція, яка почалася з одного попадання, за мільйонні частки секунди призведе до розпаду усіх ядер у 1 кг ^{235}U (приблизно 10^{20} атомів). Цей процес супроводжується виділенням величезної кількості енергії.



Рис. 3.6. Китайська атомна бомба.

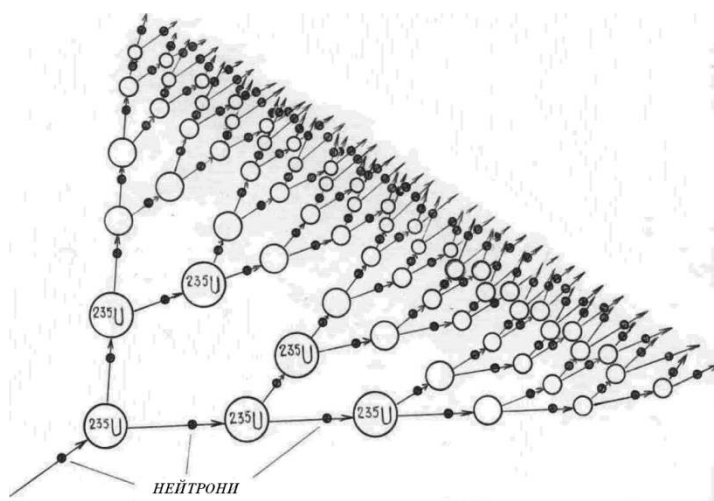


Рис. 3.7. Схема ланцюгової реакції в ^{235}U .

Звичайно не всі нейтрони, що виникають, викликають поділ ядер. Частина їх втрачається за межами об'ємної маси урану або плутонію. Якщо втрати дуже великі, то ланцюгова реакція розпочавшись зупиняється – затухає. Така імовірність тим вище, чим менша маса ті лінійні розміри

речовини. Тому існує поняття *критичної маси* – найменша кількість речовини, що ділиться, при котрій може протікати само підтримуюча ланцюгова реакція поділу атомних ядер. Саме вона визначає величину ядерного заряду в атомній бомбі чи іншому виді атомної зброї – це приблизно 20–25 кг чистого ^{235}U або 4–8 кг ^{239}Pu .

Щоб вибух не відбувся випадково у непотрібний час в атомній бомбі ^{235}U чи ^{239}Pu розосереджується на дві чи більше частин. У потрібний момент за допомогою пристрою із звичайної вибухової речовини вся маса швидко збирається разом, що і призводить до ініціювання ланцюгової реакції і здійсненню атомного вибуху.

Природний уран, як вже згадувалось, являє собою суміш трьох ізотопів: ^{238}U , вміст котрого складає близько 99,3%, ^{235}U – приблизно 0,7% і ^{234}U – лише 0,006%. Ланцюгова ж ядерна реакція може відбуватись тільки у відносно чистому ^{235}U . Тому її здійснення передбачає одержання (збагачення) 40–60%-го ^{235}U на спеціальному досить складному і дорогому обладнанні, мати яке може собі дозволити далеко не кожна держава. Це є однією з причин того, що на теперішній час атомною зброєю володіє відносно невелика кількість країн.

Що стосується ^{239}Pu , то плутоній – це взагалі штучний елемент, котрий одержують з ^{238}U . У природі він виявлений лише у надзвичайно мізерних кількостях в уранових рудах. Отже, *ланцюгова ядерна реакція на Землі можлива тільки в штучних умовах.*

Вибух атомної бомби одночасно супроводжується дією дуже потужної повітряної хвилі, надзвичайно інтенсивного світлового випромінювання, яке супроводжується виділенням величезних кількостей тепла та іонізуючого випромінювання з наступним випадінням радіоактивних речовин.

Під час ядерної реакції поділу виникає декілька сотень різних радіоактивних ізотопів. В основному це атоми з масовими числами ядер в інтервалах 89–106 і 129–144. Серед них виділяють три групи штучних радіонуклідів. Першу групу утворюють *радіонукліди, що виникають у*

реакціях поділу ядер ^{235}U і ^{239}Pu . Основні з них – це ^{89}Sr і ^{90}Sr , ^{95}Nb , ^{95}Zr , ^{103}Ru і ^{106}Ru , ^{129}I і ^{131}I , ^{134}Cs і ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce і ^{144}Ce . Другу групи складають *радіонукліди-продукти наведеної радіоактивації*, що виникають у результаті ядерних реакцій елементарних частинок (в основному нейтронів) з ядрами атомів стабільних елементів, що входять у склад конструктивних матеріалів корпусів боєголовок. Основні з них – ^{54}Mn , ^{55}Fe і ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn . Третя група – *радіонукліди-ізотопи трансуранових елементів*, що виникають в результаті послідовних ядерних реакцій нейтронів і γ -випромінювань з ядрами атомів речовини, що ділиться, і наступного радіоактивного розпаду надважких ядер, що виникають при цьому. Радіонукліди цієї групи в основному α -випромінювачі – ^{237}Np , $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am і ^{243}Am , $^{242-244}\text{Cm}$, характеризуються високою радіотоксичністю і великими періодами піврозпадів.

Втім, переважаюча більшість штучних радіонуклідів, що утворюються при вибуху, короткоживучі і при випробуваннях бомб в атмосфері практично розпадаються, не встигнувши досягти поверхні Землі. За наступні 1,5–2 роки розпадається і переважна більшість середньоживучих. У радіоактивних випадіннях основне місце займають довгоживучі ізотопи ^{90}Sr і ^{137}Cs з періодами піврозпадів, відповідно, 29 і 30 років, а також трансуранові елементи.

Згадана на початку цього підрозділу кількість атомних вибухів, що відбулася в світі, є, безперечно, суттєвим показником. Проте, кожний вибух вимірюється певною потужністю, яка варіює від 0,1 до 50 Мт. Сумарна потужність всіх вибухів, що були здійснені на нашій планеті, починаючи з 1945 р., склала близько 530 Мт. На рис. 3.8 наведена динаміка проведення випробувань атомної зброї і потужності вибухів по роках. Звертає на себе увагу зменшення кількості випробувань після 1963 р., як і типи випробувань. Саме в тому році, як вже згадувалося, був підписаний в Москві договір про заборону випробувань атомної зброї в атмосфері, космічному просторі і під водою.

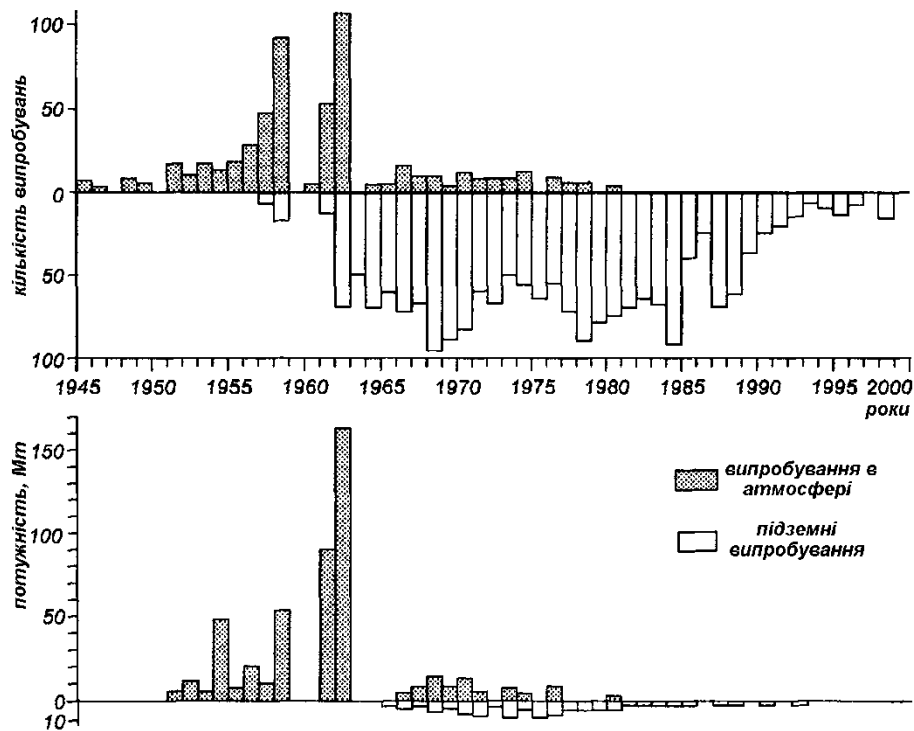


Рис. 3.8. Динаміка проведення випробувань атомної зброї в атмосфері і під землею і сумарної їх потужності по роках.

В цілому за рахунок випробувань атомної зброї в біосферу надійшла величезна кількість довгоживучих радіонуклідів штучного походження: ^3H – $2,4 \times 10^{20}$ Бк (це значно більше, ніж його є у природі), ^{14}C – $2,2 \times 10^{17}$ Бк, ^{90}Sr – 6×10^{17} Бк, ^{95}Zr – $1,4 \times 10^{20}$ Бк, ^{106}Ru – $1,2 \times 10^{19}$ Бк, ^{137}Cs – $9,1 \times 10^{17}$, ^{144}Ce – 3×10^{19} Бк, ^{239}Pu – $6,5 \times 10^{15}$ Бк. І хоча після припинення випробувань нові радіонукліди не виникають, довгоживучі старі, навіть від перших вибухів у 1945 р. залишаються, і все живе на планеті, в тому числі і людина, піддається додатковому опроміненню іонізуючою радіацією, до якого, природно, ніякі живі організми, ніякі екосистеми не ще не встигли адаптуватись.

Радіонукліди ядерних реакторів. Певна частка у надходженні радіонуклідів у навколишнє середовище належить підприємствам ядерної енергетики. Їх робота передбачає добування уранової руди, її переробку у збагачене (лише до декількох відсотків) ^{235}U ядерне паливо, виготовлення *тепловиділяючих елементів (твелів)*, одержання енергії в ядерних реакторах, переробку відпрацьованого палива для наступного використання –

регенерацію і, нарешті, утилізацію та захоронення радіоактивних відходів. Ці операції складають так званий *ядерний паливний цикл (ЯПЦ)*.

На всіх етапах цього циклу можливе надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище. Однак, імовірна інтенсивність дії радіаційного фактору на об'єкти біосфери неоднакова. На початкових етапах видобутку та переробки уранової сировини, а також виготовлення твелів, у навколишнє середовище можуть попадати лише природні продукти поділу урану. Але на наступних етапах – під час роботи ядерних реакторів, переробки відпрацьованого палива, коли утворюються штучні радіонукліди, а також при зберіганні та захороненні радіоактивних відходів інтенсивність впливу радіаційного фактору може зростати.

Ядерний реактор – це пристрій для здійснення керованої ядерної ланцюгової реакції поділу. В умовах ядерного реактору відбуваються практично ті ж самі реакції поділу ^{235}U , що і при вибуху атомної бомби, але у контрольованих умовах, котрі не дають розвиватись миттєвій ланцюговій реакції. Тому і радіоактивні продукти їх ідентичні. Найбільш небезпечні з них – це знову ж таки ^{90}Sr , ^{137}Cs і ізотопи трансуранових елементів, серед котрих перше місце посідає ^{239}Pu .

Проте під час роботи атомних реакторів у навколишнє середовище можуть надходити газоподібні леткі радіоактивні ізотопи ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I та деякі інші. Однак, переважна їх частка уловлюється спеціальними фільтруючими системами. Радіоактивні відходи зберігаються в спеціально обладнаних місцях. І хоча додаткова до природного радіаційного фону доза іонізуючого випромінювання з веденням до ладу нових атомних електростанцій (АЕС) зростає, внесок їх як джерел випромінювань, а, відповідно, опромінення живих організмів, в тому числі людини, залишається незначним. Цілком справедливим є ствердження про те, що проживання поблизу теплових електростанцій (ТЕС) з урахуванням викидів у навколишнє середовище не тільки природних радіоактивних (в першу чергу ^{14}C та ^3H), а й токсичних хімічних речовин, є набагато шкідливішим для

здоров'я людини, ніж поблизу працюючих у нормальному режимі АЕС такої ж потужності.

В цілому ж 439 ядерних реакторів (енергоблоків), що діють на сьогодні на 191 АЕС у 31 країнах (табл. 3.6) і забезпечують близько 20% світової електроенергії (рис. 3.9), є практично невідчутним джерелом збільшення радіаційного фону. На частку США, Франції і Японії приходить майже 50% всіх АЕС і 57% всієї „ядерної” електроенергії. У першу шістку держав, що від 45 до 80% електроенергії задовольняють за рахунок АЕС (рис. 3.10), входить і Україна (до 50%).

3.6. Кількість АЕС та енергоблоків на них у різних країнах світу на 1 січня 2015 р.

Країна	АЕС*	Кількість енергоблоків		Країна	АЕС*	Кількість енергоблоків	
		діють	будуються			діють	будуються
Аргентина	3	3	1	Пакистан	2	3	2
Бельгія	2	7	0	Південна Африка	1	2	0
Білорусь**	1	0	2	Росія	15	34	9
Болгарія	1	2	0	Румунія	1	2	0
Бразилія	1	2	1	Словакія	2	4	2
Велика Британія	17	16	0	Словенія	1	1	0
Вірменія	1	1	0	США	84	99	5
Індія	8	21	6	Тайвань	4	6	2
Іран	1	1	0	Угорщина	1	4	0
Іспанія	7	7	0	Україна	5	15	2
Канада	7	19	0	Фінляндія	2	4	1
Китай	18	28	24	Франція	23	58	1
Корея південна	7	24	4	Чехія	2	6	0
Мексика	1	2	0	Швейцарія	5	4	0
Нідерланди	2	1	0	Швеція	5	10	0
Німеччина	25	8	0	Японія	21	44	2
ОАЕ**	1	0	3	Разом	283	439	67

* Всі АЕС – діючі (191), закриті і ті, що будуються;

** Країни, де АЕС тільки будуються

На відміну від інших джерел енергії (нафта, вугілля, газ та деякі інші), запаси яких поступове зменшуються, запаси урану практично тільки розпочато використовувати. І не викликає сумнівів, що частка електроенергії, яка буде вироблятися за рахунок АЕС, зростатиме.

На рис. 3.11 наведено дані про розвідані на 2006 р. запаси урану у світі. Україна серед них посідає 11 місце і перше у Європі, не рахуючи Росію, основні запаси урану якої знаходяться в азіатській частині.

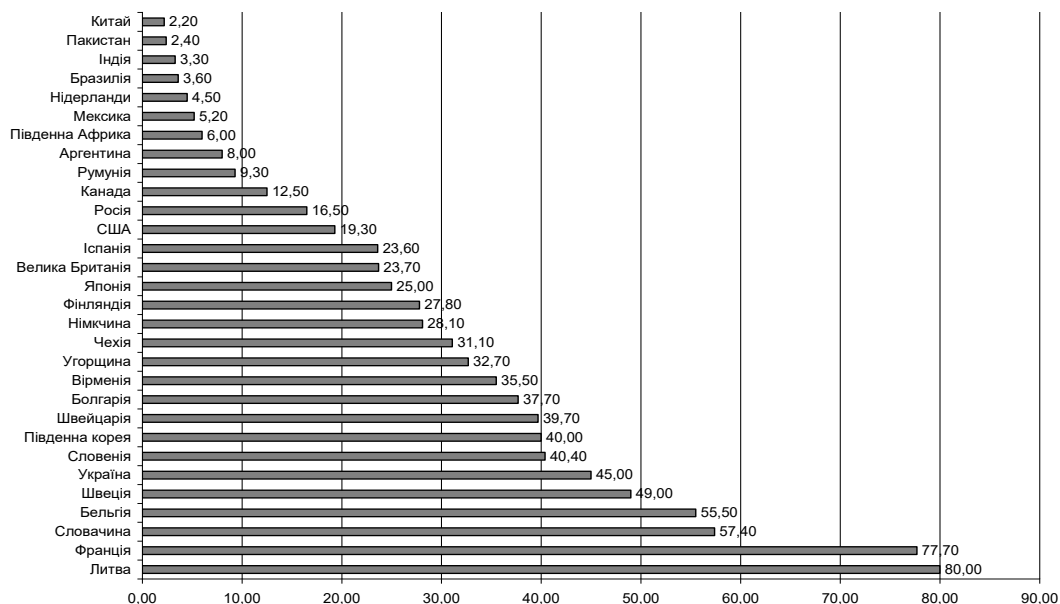


Рис. 3.9. Частка АЕС у виробництві електроенергії у різних країнах.



Рис. 3.10. Найбільша в Україні Запорізька АЕС (6 енергоблоків).

3.3. Радіаційні аварії

Проблеми додаткового опромінення усього живого на нашій планеті, і в особливості людини, виникають за умов порушення технологічних процесів на підприємствах ЯПЦ, що може супроводжуватись аваріями з

викидами радіоактивних речовин у навколишнє середовище. За сімдесятирічний період розвитку атомної енергетики на таких підприємствах відбулося за різними оцінками від 250 до 400 радіаційних аварій, які супроводжувались викидами радіоактивних речовин в біосферу.

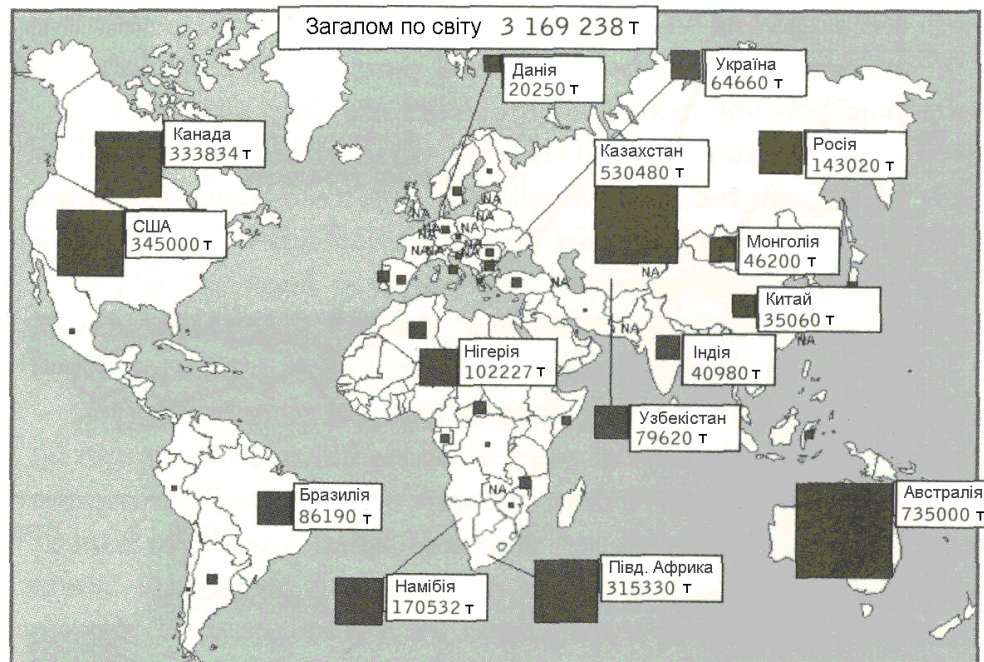


Рис. 3.11.
Запаси урану
в світі.

Перша у світі серйозна радіаційна аварія відбулася 12 грудня 1952 р. в Канаді (штат Онтаріо) на АЕС «Чолк-Рівер». До найбільших за об'ємом викидів та вмісту в них довгоживучих радіонуклідів відносять аварію на сховищі радіоактивних відходів заводу «Маяк» на Південному Уралі, яка трапилась 29 вересня 1957 р. у м. Киштим Челябінської області (СРСР); аварію, яка відбулась того ж року 7 жовтня на АЕС «Віндскейл» (Велика Британія); аварію на АЕС «Три-Майл-Айленд» у штаті Пенсільванія 24 березня 1979 р. (США); аварія на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 р. (СРСР) та аварія на АЕС «Фукусима-1» 11 березня 2011 р. (Японія). Найбільш тяжкими за обсягами викидів, масштабами радіонуклідного забруднення вважаються Південноуральська, Чорнобильська та Японська аварії (рис. 3.12).

Під час другої, Чорнобильської аварії, яка є найбільшою за всю історію розвитку ядерної енергетики і котра одержала статус глобальної катастрофи,

на висоту до 7 км було викинуто за офіційною оцінкою 1986 р. більше $1,85 \times 10^{18}$ Бк суміші радіоактивних ізотопів у вигляді аерозолію.

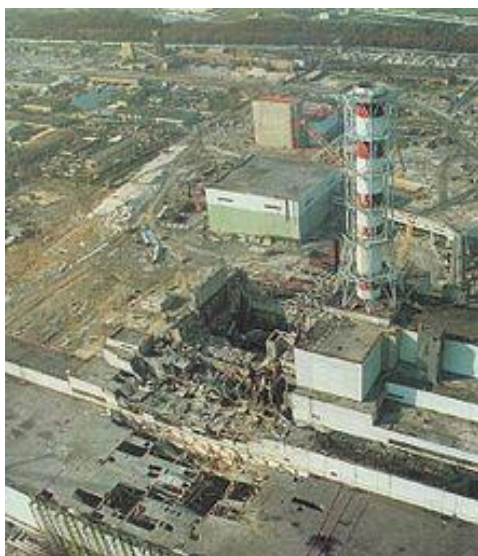


Рис. 3.12. Розруйнований 4-й енергоблок Чорнобильської АЕС (ліворуч) і аварійні блоки АЕС «Фукусіма-1» (праворуч).

За більш пізніми й точними оцінками у навколишнє середовище надійшло близько 1×10^{17} Бк ^{137}Cs (майже половина його вмісту в активній зоні реактору), приблизно 8×10^{15} Бк ^{90}Sr і більш як 1×10^{14} Бк трансуранових елементів – $^{238-241}\text{Pu}$, ^{241}Am , $^{242-244}\text{Cm}$. Під радіонуклідним забрудненням рівня вище 37 кБк/м^2 опинилась територія площею близько 200 тис. км^2 на стику України, Білорусі і Росії, на котрій проживає понад 6 мільйонів чоловік. Майже 360 тис. чоловік було евакуйовані з забруднених територій. Із землекористування було виведено понад 3000 км^2 площ.

Слід відзначити й деякі інші місця, буквально насичені радіонуклідами внаслідок роботи підприємств ЯПЦ, які є додатковими джерелами локального опромінення живих об'єктів. Так, на Уралі у регіоні м. Челябінська протягом 1949–1952 рр. у систему р. Теча з підприємств, що виконували програму ядерного захисту СРСР, видалялися без очищення високорадіоактивні рідкі відходи. Разом було скинуто $1,2 \times 10^{16}$ Бк ^{90}Sr (більше, ніж було викинуто під час аварії на Чорнобильській АЕС) і $1,3 \times 10^{16}$

Бк ^{137}Cs . У 1967–1970 рр. там же на Уралі відбулося забруднення території площею близько 1800 км^2 завдяки вітрового переносу радіоактивного пилю з берегів озера Карачай, котре також використовувалось для видалення радіоактивних відходів. Було рознесено 6×10^{12} Бк ^{90}Sr і $1,7 \times 10^{13}$ Бк ^{137}Cs .

Потенційними джерелами радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і, відповідно, джерелом випромінювань, є ядерні реактори і атомне озброєння підводних човнів, затоплених в морях з метою захоронення відпрацьованих судових реакторів, які ще містять ядерне паливо та продукти його розпаду; втрачені штучні супутники з ядерними реакторами, як, наприклад, два радянських супутники із серії „Космос”.

МАГАТЕ (Міжнародна агенція з атомної енергетики) розробила спеціальну шкалу для оцінки масштабів радіаційних та ядерних аварій (рис. 3.13). Згідно неї аварії на Чорнобильській АЕС і АЕС «Фукусима-1» наданий максимальний сьомий рівень, аварії на Південному Уралі – шостий.

3.4. Генератори іонізуючих випромінювань

Катодна трубка, що стала джерелом Х-променів і була названа рентгенівською, дала початок виробництву величезної кількості рентгенівських апаратів, що стали широко використовуватись у різних сферах наукової та виробничої діяльності, але головним чином у медицині з метою діагностики багатьох захворювань і травм. *Рентгенівський апарат* – це перший штучний генератор іонізуючих випромінювань, додаткову дозу котрих стала зазнавати людина.

І як не дивно, у наше індустріалізоване і атомне століття у додаткове до природного радіаційного фону опромінення людства скромні рентгенівські апарати, які повсюдно використовуються для масових профілактичних обстежень населення, вносять найбільший вклад порівняно з іншими штучними джерелами опромінення. І хоча в середньому у світі цей показник складає приблизно 20% додаткового до фонового опромінення, у деяких

розвинутих країнах доза опромінення населення внаслідок частих рентгенодіагностичних процедур може досягати рівня природного радіаційного фону і перевищувати його. Значно більш високі дози опромінення може давати радіаційна терапія, діагностика захворювань різних органів за допомогою фармацевтичних препаратів з радіоактивними ізотопами, які вводяться усередину організму.

Рівень	Сфера впливу		
	Вплив за межами майданчика	Вплив на майданчику	Погіршення глибоко ешелонованого захисту
АВАРІЯ			
7 Крупна аварія	Великий викид: широкомасштабний вплив на здоров'я та довкілля		
6 Серйозна аварія	Значний викид: можливо потрібне повне здійснення передбачених планом контрзаходів		
5 Аварія із ризиком за межами майданчика	Обмежений викид: можливо потрібне часткове здійснення передбачених планом контрзаходів	Тяжке пошкодження активної зони реактора/радіологічних бар'єрів	
4 Аварія без значного ризику за межами майданчика	Незначний викид: опромінення населення на рівні величин, порівняних із встановленими межами	Значне пошкодження активної зони реактора/радіологічних бар'єрів/смертельне опромінення персоналу	
ІНЦИДЕНТ			
3 Серйозний інцидент	Дуже малий викид: опромінення населення на рівні часток встановлених меж	Значне розповсюдження забруднення/гострі променеві ураження персоналу	Подія близька до аварії – рівнів (ешелонів) захисту не залишилось
2 Інцидент		Значне розповсюдження забруднення/переопромінення персоналу	Події із значним порушенням заходів забезпечення безпеки
1 Аномалія			Відхилення від дозволеного режиму експлуатації
0 Відхилення	НЕ СУТТЄВО ДЛЯ БЕЗПЕКИ		

Рис. 3.13. Міжнародна шкала ядерних подій INES (International Nuclear Energy Scale).

Розвиток фізики високих енергій обумовив створення спеціальних установок – прискорювачів заряджених частинок, здатних викликати іонізацію речовини: від лінійних прискорювачів, мікротронів, бетатронів, циклотронів, синхротронів, фазотронів, синхрофазотронів до найсучасніших суперколайдерів, які є джерелами електронів, протонів, дейтронів, іонів з енергіями до багатьох мільйонів електрон-вольт. Ці генератори іонізуючих випромінювань все більше привертають увагу медиків зручністю роботи, точністю дозиметрії, широкими можливостями щодо створення умов локалізації дози у потрібних місцях всередині організму. Безперечно, про конкуренцію з дешевими і простими рентгенівськими апаратами і гамма-установками поки що не може йти й речі, але вже зараз у багатьох країнах на зміну їм приходять спеціалізовані для медичних цілей прискорювачі і діагностико-терапевтичні комплекси на їх основі.

Слід відзначити, що із вдосконаленням рентгенівських апаратів, використанням нових методів діагностики внутрішніх органів, застосуванням у радіаційній терапії нових видів випромінювань, доза опромінення населення іонізуючою радіацією внаслідок медичних процедур зменшується. Сучасні рентгенівські апарати (рис. 3.14) дозволяють зменшити дозу опромінення протягом сеансу у 5–10 разів порівняно з приладами 30–50-річної давності.

Застосування *комп'ютерної томографії*, при якій проводиться не наскрізне рентгенівське опромінення організму, а лише на необхідну глибину, у деяких випадках дозволяє знизити дозу в 20–50 разів. Підвищення чутливості радіометрів дозволяє зменшувати концентрації ізотопів при радіодіагностичних процедурах. Застосування у радіаційній терапії пухлин спеціалізованих прискорювачів заряджених частинок та деяких інших видів випромінювань дозволяє за рахунок точної локалізації пучка та створення особливого режиму опромінення запобігати ураження здорових тканин.



Рис. 3.14. Сучасний цифровий телекерований рентгенівський апарат Mercury 332.

Генерують рентгенівське випромінювання кольорові телевізори, дисплеї електронно-обчислювальних машин та інших приладів. Але на відстані більше за 50 см воно, як правило, не реєструється. Більш того, при правильній настройці і експлуатації доза опромінення від сучасних моделей цих приладів зовсім незначна.

3.5. Внесок різних джерел іонізуючих випромінювань у формування дози опромінення людини

Таким чином, усе живе і не живе на Землі піддається дії іонізуючих випромінювань різних природних та штучних джерел. Але дози, котрі можуть викликати помітні фізичні та хімічні зміни в останніх у тисячі і десятки тисяч разів вищі за рівні радіаційного фону і тому можливим їх впливом у даному випадку можна знехтувати. У живих же організмів навіть за рівнів потужностей доз природного радіаційного фону можна припускати прояв певних реакцій і наслідків дії випромінювань. В умовах же підвищеного радіаційного фону імовірність прояву уражень значно зростає.

Загальна оцінка тенденцій у динаміці доз опромінення населення Землі у другій половині 20-го століття показана на рис. 3.15. За 15 років 21-го століття вона суттєво не змінилась. Це річні усереднені дози, котрі для кожної людини в залежності від місця її мешкання, способу життя, раціону харчування та інших факторів можуть розрізнятись у багато разів.



Рис. 3.15. Динаміка формування доз опромінення людини від різних джерел іонізуючих випромінювань (Р.М. Алексахін, 2000): 1 – природний радіаційний фон, 2 – медичне рентгеновське обстеження, 3 – ядерні випробування в атмосфері, 4 – аварія на Чорнобильській АЕС, 5 – виробництво ядерної енергії. Затіненні області показують приблизний діапазон опромінення за рахунок природного фону, а також середнє медичне опромінення у країнах з низьким рівнем медичної допомоги.

Основним джерелом опромінення залишається природний радіаційний фон. На теперішній час середня доза опромінення від нього для населення земної кулі прийнята рівною 2,2 мЗв/рік. Хоча, безперечно, в різних регіонах планети вона варіює досить в широких межах. Але для конкретних місцевостей вона більш-менш постійна. Дози опромінення від штучних джерел залишаються суттєво меншими.

Зростаюче виробництво електроенергії за рахунок атомної енергетики, безперечно, призводить до постійного зростання опромінення населення за рахунок цього джерела. Але відносний його внесок дуже малий – на початок цього століття ці дози склали не більше 0,05% від природного фону.

Опромінення людини і біоти в цілому можуть набувати помітні масштаби тільки у випадку великих аварій на підприємствах ядерної енергетики. Найбільш характерний приклад – аварія на Чорнобильській АЕС, котра призвела у 1986 р. до опромінення у дуже високих дозах певної

кількості людей. Опромінення було найбільш сильним у місцях, що безпосередньо прилягали до станції. Але в цілому для Європейського регіону опромінення людини залишалося на низькому рівні. Тільки протягом першого року після аварії середній рівень опромінення у Західній Європі досягав 50% додаткового до природного фону. У наступні роки він різко скоротився і натеper не перевищує 0,1%.

Внесок опромінення за рахунок використання джерел іонізуючих випромінювань в медицині в середньому складає 14% дози природного фону при варіюванні у різних місцях від 5 до 50%.

Певна річ, це середньостатистична для нашої планети картина. Для регіонів, котрі у тій чи іншій мірі можна віднести до природних чи штучних радіонуклідних аномалій, спостерігається інше співвідношення між компонентами, що формують дозу. Для населення України, особливо частки, що проживає у північних областях, Білорусі, західних областей Росії радіаційна обстановка значно ускладнилась в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС. Жителі цих регіонів постійно зазнають дії підвищеного радіаційного тиску за рахунок як зовнішнього опромінення штучних радіонуклідів, що випали на об'єкти навколишнього середовища, так і внутрішнього, зумовленого їх попаданням всередину організму з продуктами харчування, водою, повітрям.

Проте, цей рисунок може дати уяву про відносний внесок основних джерел випромінювань у формування загальної дози не тільки до 2000 р. Можна вважати, що криві вийшли на плато і натеper ситуація докорінно не змінилась. Хоча імовірно, що з роками внесок опромінення за рахунок випробувань атомної зброї і аварії на Чорнобильській АЕС зменшується, а за рахунок виробництва ядерної енергії – збільшується. Але не настільки, щоб принципово змінити характер ходу цих кривих.

Контрольні запитання до розділу 3:

1. Джерела іонізуючих випромінювань.
2. Природні джерела іонізуючих випромінювань.

3. Походження космічного випромінювання.
4. Радіоактивні ізотопи, що утворюють родини, та їх похідні.
5. Радіоактивні ізотопи, що не утворюють родин.
6. Походження космогенних радіоізотопів.
7. Категорії первинних радіонуклідів.
6. Компоненти природного радіаційного фону.
8. Радіонуклідні аномалії.
9. Штучні джерела іонізуючих випромінювань
10. Складові ядерного паливного циклу.
11. Найкрупніші радіаційні аварії у світі.
12. Генератори іонізуючих випромінювань.
13. Внесок різних джерел іонізуючих випромінювань у формування дози опромінення людини.

4. ФІЗИЧНІ ТА ХІМІЧНІ ОСНОВИ ВЗАЄМОДІЇ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ІЗ РЕЧОВИНАМИ КЛІТИН ЖИВИХ ОРГАНІЗМІВ

4.1. Взаємодія електромагнітних випромінювань із речовиною. 4.2. Взаємодія корпускулярних випромінювань з речовиною. 4.3. Лінійна передача енергії іонізуючих випромінювань атомам і молекулам речовини та їх відносна біологічна ефективність. 4.4. Пряма і непряма дія іонізуючих випромінювань. 4.5. Дія іонізуючого випромінювання на основні молекулярні компоненти клітини і процеси метаболізму. 4.5.1. Дія випромінювання на нуклеїнові кислоти. 4.5.2. Радіаційно-хімічні зміни білків, амінокислот і вуглеводнів. 4.5.3. Дія випромінювання на білково-ліпідні мембрани. 4.5.4. Дія випромінювання на деякі фізіолого-біохімічні процеси рослин.

Проникна здатність іонізуючих випромінювань, тобто глибина їх проникнення у речовину, залежить не тільки від наведених у розділі 2 фізико-хімічних характеристик, але й від складу і щільності речовини, що опромінюється. Вона мінімальна у матеріалах, які мають високу щільність, подібних до бетону, сталі, свинцю, котрі звичайно і застосовують для *фізичного захисту* від випромінювань, й максимальна у повітрі та інших газових середовищах.

Проникаючи у речовину, іонізуючі випромінювання вступають у взаємодію з його атомами та молекулами. При цьому основна частка енергії витрачається на іонізацію атомів та збудження їх електронів, перетворюючись у кінетичну енергію вторинних електронів оболонки атомів.

4.1. Взаємодія електромагнітних випромінювань із речовиною

Електромагнітні випромінювання проникають у речовину, в тому числі і у живу тканину, дуже глибоко. Більш того, якою б щільною не була речовина, якою б не була її товщина, теоретично поглинути фотони повністю неможливо. Їх можна тільки послабити. І у ядерній фізиці, а, відповідно, і в радіобіології існує поняття *лінійного коефіцієнту послаблення* електромагнітного випромінювання, котрий являє собою величину відносного його зменшення після проходження через шар речовини

товщиною в 1 см. В табл. 4.1 наведені значення цього коефіцієнту при проходженні γ -випромінювання трьох різних енергій через деякі речовини, матеріали та тканини людини. Його величина прямо пропорційна щільності та обернено пропорційна енергії випромінювання. Тому, знаючи ці показники, його можна розрахувати.

4.1. Лінійні коефіцієнти послаблення γ -випромінювання різних енергій у деяких матеріалах (за В.Ф. Козловим, 1987)

Речовина або матеріал	Щільність, г/см ³	Енергія, МеВ		
		1	2	3
Повітря	0,0013	0,00008	0,00006	0,00004
Деревина (дуб)	0,77	0,0521	0,0293	0,0203
Парафін	0,89	0,0646	0,0369	0,0246
Каучук	0,915	0,0662	0,0370	0,0254
Тканини людини	≈1,0	0,0699	0,0393	0,0274
Вода	1,0	0,07	0,05	0,04
Цегла	1,78	0,113	0,0646	0,0473
Вуглець (графіт)	2,25	0,143	0,0801	0,0590
Бетон	2,4	0,154	0,0878	0,0646
Алюміній	2,7	0,16	0,12	0,09
Сталь	7,83	0,460	0,276	0,234
Свинець	11,34	0,77	0,51	0,47

Основні процеси, що відбуваються при взаємодії електромагнітних іонізуючих випромінювань з речовиною, – це фотоелектричний ефект (фотоелектричний ефект), комптон-ефект (комptonівське розсіяння, ефект Комптона) та утворення пар електрон-позитрон (рис. 4.1).

При *фотоелектричному ефекті* відбувається поглинання енергії падаючих квантів електронами атому речовини, внаслідок чого виникають вільні електрони, що вилітають за межі атому з кінетичною енергією, котра дорівнює енергії кванту випромінювання за вирахуванням енергії зв'язку електрону в атомі. В тканинах живих організмів фотоелектричний ефект спостерігається при опроміненні низько енергетичними електромагнітними випромінюваннями довгохвильового рентгенівського та γ -випромінювання з енергіями до 100 кеВ. Зі збільшенням енергії випромінювань імовірність його фотоелектричної взаємодії з речовиною зменшується і за енергій вище 1

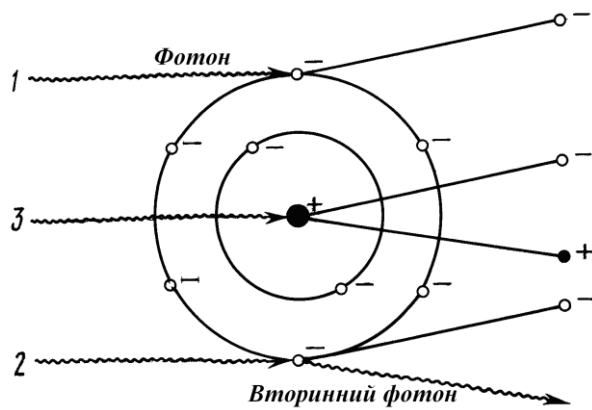


Рис. 4.1. Поглинання енергії електромагнітного випромінювання у тканині при фотоелектричному ефекті (1), комптонівському розсіянні (2) та утворенні пар електрон-позитрон (3).

MeV ним можна взагалі знехтувати. Основний внесок у взаємодію з речовиною випромінювань високих енергій вносить комптонівське розсіяння енергії.

При *комpton-ефекті* відбувається розсіяння енергії фотону на одному з електронів атому. Це явище можна уявити як пружне співударяння фотону рентгенівського або γ -випромінювання з електроном.

На відміну від фотоефекту фотон віддає електрону не всю свою енергію, а лише деяку її частку і продовжує рух вже у якості розсіяного фотону у новому напрямку і, природно, з меншою енергією. Вузкий пучок випромінювання внаслідок такого розсіяння стає більш широким, а само випромінювання більш м'яким (довгохвильовим).

Якщо енергія електромагнітного випромінювання перевищує 1,02 MeV, стає можливим процес *утворення електрон-позитронних пар*. Цей процес відбувається при зіткненні фотону з атомним ядром, внаслідок чого і виникає пара частинок – електрон і позитрон. Імовірність утворення пар зростає зі збільшенням енергії фотону (випромінювання) і щільності речовини. При енергії вище 1,02 MeV надлишок енергії перетворюється у кінетичну енергію утворених електрону і позитрону. В подальшому після повного гальмування у речовині позитрон *щезає (анігілює)* з випромінюванням двох фотонів з енергією по 0,51 MeV.

Таким чином, в залежності від енергії електромагнітного випромінювання внесок різних типів його взаємодії з речовиною змінюється: з її зростанням зменшується частка фотоелектричного і комптонівського ефектів, але збільшується роль утворення електрон-позитронних пар. Рівні енергії електромагнітних випромінювань, що виникають при розпаді

більшості природних і штучних радіоактивних ізотопів, а також джерел рентгенівських і γ -випромінювань, які використовуються в радіобіології, знаходяться переважно у діапазоні 0,2–2,2 МеВ. І тому найбільш імовірними при опроміненні ними рослин і тварин є процеси взаємодії по типу комптон-ефекту та утворення пар.

4.2. Взаємодія корпускулярних випромінювань з речовиною

Механізм взаємодії усіх типів заряджених корпускулярних частинок з речовиною подібний – при проходженні через неї вони втрачають свою енергію на іонізацію і збудження атомів. В залежності від знаку заряду частинки зазнають електростатичної взаємодії з частинками речовини і можуть змінювати напрямок руху. Однак, цей вплив на важкі частинки невеликий, і їх траєкторія у речовині практично прямолінійна. При цьому швидко зменшується їх енергія та швидкість хоча і значно повільніше, ніж важких заряджених частинок.

Саме тому проникаюча здатність заряджених частинок значно менша за кванти електромагнітних випромінювань. Хоча вона також в першу чергу визначається їх енергією, але у значній мірі залежить від маси і наявності електричного заряду. Так, α -частинки з величезною енергією 5–10 МеВ з-за своїх великих розмірів й позитивного заряду проникають у м'які тканини живого організму лише на глибину 30–100 мкм. Бета-частинки, які мають малі розміри, не дивлячись на наявність заряду, значно повільніше втрачають свою кінетичну енергію і тому їх пробіг у тканинах значно більший. Так, β -частинки радіоактивного фосфору ^{32}P , які мають енергію до 1,71 МеВ, проникають в тканини на глибину до 12 мм; калію ^{40}K з енергією 1,31 МеВ – до 10 мм, а відносно м'яких стронцію ^{90}Sr , енергія котрих складає 0,55 МеВ, – на 6–8 мм.

Про високу проникаючу здатність у речовину незаряджених важких частинок нейтронів вже згадувалось. При однаковій масі і кінетичній енергії

вона набагато вища, ніж у протонів, котрі мають позитивний електричний заряд.

Важливою відмінною у взаємодії з речовиною електромагнітних і корпускулярних випромінювань є ще й те, що якщо фотони рентгенівського і γ -випромінювань на всьому шляху свого руху більш-менш рівномірно іонізують його, то потік заряджених частинок, наприклад, α -частинок, поступово втрачаючи енергію і швидкість, викликає нерівномірну іонізацію – з уповільненням частинки вона зростає і досягає максимуму наприкінці шляху. Ця характерна для будь-якої зарядженої частинки залежність у графічному зображенні одержала назву кривої Брегга (рис. 4.2).

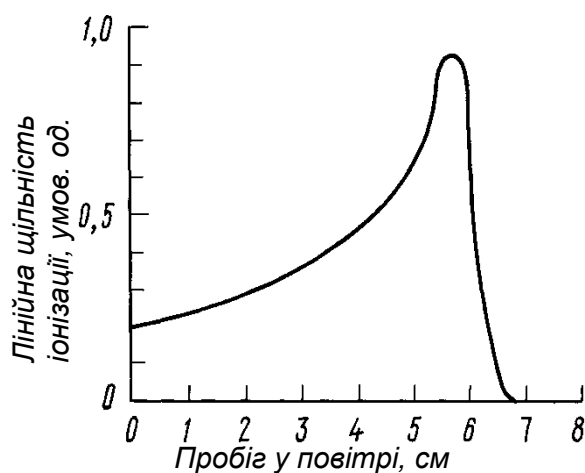


Рис. 4.2. Крива Брегга для α -частинок.

Кількість пар іонів, що виникає на одиницю шляху частинки або фотону у речовині, називають щільністю іонізації, або питомою іонізацією. Питома іонізація α -частинок дуже висока. Пробігаючи у повітрі відстань до 10 см одна α -частинка утворює на кожному сантиметрі шляху декілька десятків тисяч пар іонів, в той час як високо енергетична β -частинка, наприклад, того ж ^{32}P , пробігаючи у повітрі до 25 м, викликає утворення на 21 см пробігу усього 50–100 пар іонів. Приблизно таку ж ступінь іонізації індукують фотони рентгенівського і γ -випромінювань, довжина пробігу котрих у повітрі досягає сотень метрів.

На рис. 4.3 схематично наведена порівняльна проникна здатність різних типів іонізуючих випромінювань в речовину за умови однакової їх енергії.

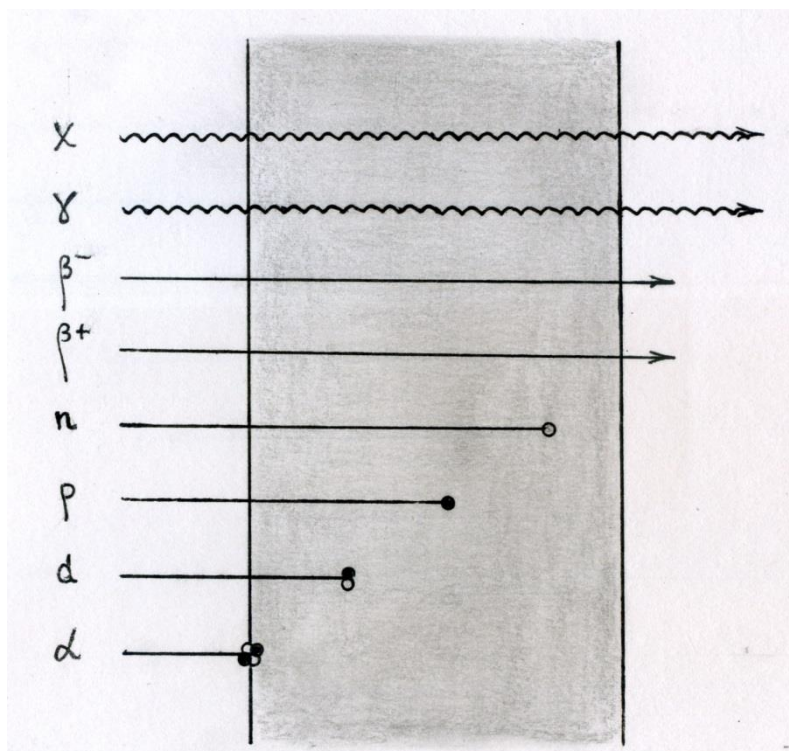


Рис. 4.3. Проникна здатність різних типів іонізуючих випромінювань у речовину. Зверху до низу: рентгенівське, гамма-випромінювання; бета-частинки, позитрони, нейтрони, протони, дейтрони, альфа-частинки.

4.3. Лінійна передача енергії іонізуючих випромінювань атомам і молекулам речовини та їх відносна біологічна ефективність

Віддавання енергії іонізуючих випромінювань по всій довжині пробігу частинки чи фотону називається лінійною передачею (зустрічаються терміни „перенос” і „втрата”) енергії (ЛПЕ). Одиниця ЛПЕ дорівнює кількості енергії, яку втрачає первинна іонізуюча частинка на одиницю довжини її пробігу. Звичайно вона виражається у keV на mkm пробігу у воді. Ця величина грає визначальну роль у прояву радіобіологічних реакцій організму за рівних доз опромінення різними типами випромінювань

Дійсно, в залежності від енергії електромагнітного випромінювання, а також в залежності від енергії, маси і заряду корпускулярного випромінювання ступінь іонізації речовини при опроміненні у рівних дозах в

однакових умовах може суттєво відрізнитись. Отже, при опроміненні живих організмів може суттєво відрізнитись величина радіобіологічного ефекту, тобто ступінь прояву реакції на дію іонізуючого випромінювання – рівень ураження.

Для порівняння біологічної дії різних типів іонізуючих випромінювань введена спеціальна величина – *відносна біологічна ефективність (ВБЕ) випромінювань*. Вона оцінюється порівнянням дози випромінювання, що випробується, з дозою стандартного, яка викликає такий же радіобіологічний ефект. У якості стандарту звичайно використовують рентгенівське випромінювання з енергією 180–250 кеВ чи γ -випромінювання ^{60}Co або ^{137}Cs , котрі утворюють приблизно 100 пар іонів на 1 мкм пробігу у воді. Таким чином, $\text{ВБЕ} = D_0/D_x$, де D_0 – доза стандартного випромінювання і D_x – доза випромінювання, що випробується. Значення ВБЕ для деяких типів іонізуючих випромінювань, котрі є усередненими результатами багатьох експериментів з різними організмами, наведені у табл. 4.2.

4.2. Відносна біологічна ефективність (ВБЕ) різних типів іонізуючих випромінювань

Тип випромінювання	Енергія, МеВ	Середня кількість іонізацій на 1 мкм пробігу	Середня втрата енергії, кеВ/мкм	ВБЕ
Рентгенівське і γ -випромінювання	до 3	100	3	1
β -частинки, електрони, позитрони	до 3	100	3	1
Повільні нейтрони	до 0,5	300	10	2,5–3
Швидкі та проміжні нейтрони	до 10	800–1100	25–35	5–10
Протони і дейтрони	0,5–10	700–1000	30	5–10
α -частинки	5–10	10000	300	10–20
Важкі іони	5–10	50000	1000	≥ 20
Ядра поділу урану	5–20	130000	4000	≥ 20

На основі ВБЕ визначається так званий *коефіцієнт якості випромінювання* – показник, котрий оцінює відносний шкідливий біологічний ефект різних типів іонізуючих випромінювань у прикладній радіобіології. Фактично його величини дорівнюють наведеним у табл. 4.2 усередненим значенням ВБЕ.

Величина ВБЕ визначається головним чином значенням ЛПЕ – чим вище ЛПЕ, тобто чим більшим є середня кількість іонізацій на одиницю пробігу у речовині, тим вище і ВБЕ. Цю залежність наглядно демонструє крива на рис. 4.4.

Як і рентгенівське та γ -випромінювання, β -частинки спричиняють від декількох десятків до сотні іонізацій на 1 мкм шляху пробігу у воді, а, відповідно, і в тканинах живих організмів, щільність більшості котрих прирівнюється до неї (табл. 4.1). Вони одержали назву *рідкоіонізуючих випромінювань*. Втрати їх енергії на перевищують 3–5 кеВ/мкм, і значення їх ВБЕ близьке до 1.

Протони, а також дейтрони, нейтрони однакових або близьких енергій викликають до декількох сот іонізацій і втрачають на 1 мкм шляху 3–5 кеВ. Значення ВБЕ для них досягає 3–5 і навіть 10. Дуже щільну іонізацію викликають α -частинки, і значення ЛПЕ в них виключно велике. Так, одна α -частинка з енергією 4 МеВ, яка виникає при бомбардуванні бора або літію нейтронами, на 1 мкм путі утворює у м'яких тканинах більш як 9000 пар іонів. Втрати енергії при цьому складають до 300 кеВ/мкм, а значення ВБЕ досягає 20. Випромінювання ядер поділу урану спричиняють до 130 тисяч іонізацій на 1 мкм пробігу. Ці типи випромінювань одержали назву *щільноіонізуючих випромінювань*.

Схематичні відрізки траєкторій різних заряджених частинок дають уяву про розподіл актів іонізації і збудження атомів речовини (рис. 4.5).

Таким чином, із зростанням ЛПЕ значення ВБЕ збільшується, тобто зростає уражуюча дія випромінювань. Однак, така кореляція спостерігається до певних меж. Як свідчить крива на рис. 4.4, різке зростання ВБЕ починається з ЛПЕ 10 кеВ/мкм, досягає максимуму при ЛПЕ 100 кеВ/мкм і потім різко знижується. Це пояснюється тим, що за високих значень ЛПЕ відбувається як би насичення клітин іонізаціями, і кожна наступна частинка реалізує свою енергію у вже приреченій до загибелі клітині, тобто витрачає її вхолосту – відбувається так зване „*переураження*” клітини.

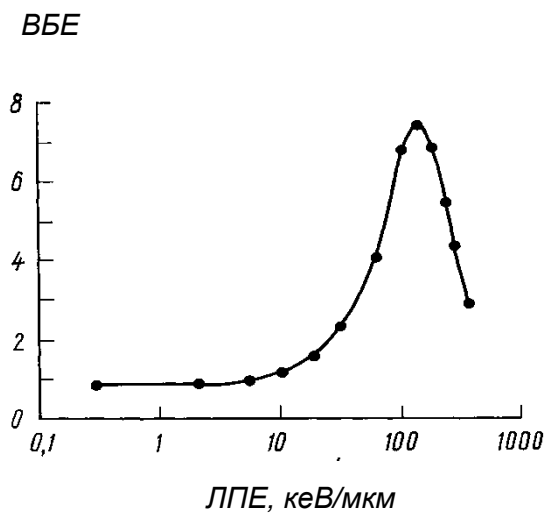


Рис. 4.4. Залежність відносної біологічної ефективності (ВБЕ) іонізуючих випромінювань від лінійної передачі енергії (ЛПЕ).

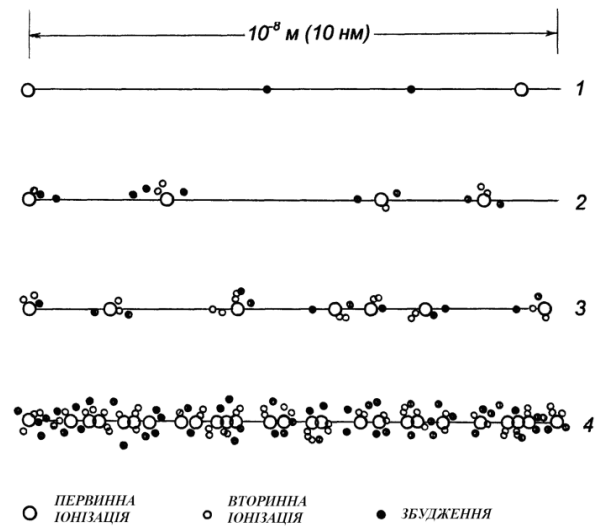


Рис. 4.5. Схематичне зображення ділянок траєкторій пробігу у речовині частинок рідко- та щільноіонізуючих випромінювань однакової енергії: 1 – β -частинки, 2 – протони, 3 – дейтрони і 4 – α -частинки.

Хоча в основному величина ВБЕ визначається значенням ЛПЕ, вона у деякій мірі залежить й від інших факторів: величини дози випромінювання, її розподілу у часі, тобто потужності дози і ступня її фракціонування, наявності у середовищі кисню і навіть біологічних особливостей об'єкту опромінення. Зокрема, ВБЕ може суттєво розрізнятись при опроміненні сухого насіння і обводнених клітин і тканин вегетуючих рослин, спор у стані спокою і метаболізуючих бактерій, тварин в анабіозі і таких, що ведуть активний спосіб життя.

Знання значень коефіцієнтів ВБЕ різних типів випромінювань вкрай важливе для прогнозу імовірності виникнення тих чи інших радіобіологічних ефектів, ступеня радіаційного ураження, оцінки ступеня ризику при опроміненні, прогнозування тяжкості променевої хвороби і багатьох інших ситуацій.

4.4. Пряма і непряма дія іонізуючих випромінювань

В основі первинних радіаційно-хімічних перетворень молекул лежать два механізми дії іонізуючих випромінювань: *прямий і непрямий, або опосередкований*. Під прямою дією іонізуючого випромінювання розуміють зміни, які виникають в молекулі чи певній структурі внаслідок поглинання енергії та іонізації у ній самій. Непряма дія випромінювання – така, при якій молекула чи структура отримує енергію при взаємодії з іншою молекулою або продуктами, що виникають внаслідок прямої дії.

Обидва механізми передбачають існування певного біологічно важливого елемента – *мішені*, ураження якого може призвести до ураження клітини. Згідно сучасним уявленням *мішенню дії іонізуючої радіації є молекула ДНК*, або так званий *ДНК-мембранний комплекс*. За прямої дії високоенергетична ядерна частинка або квант мають влучити безпосередньо у мішень, приводячи до її ураження. За непрямой дії вони влучають в іншу молекулу внаслідок чого утворюються певні високоактивні продукти, які взаємодіють з мішенню. Вирішальна роль у цьому процесі відводиться молекулі води, вміст якої в клітинах живих організмів може досягати 90% і більше.

Під дією іонізуючої радіації відбувається *радіоліз води* – її розпад з виникненням дуже активних у хімічному відношенні продуктів – вільних радикалів і перекисів:



Саме ці продукти радіолізу взаємодіють з мішенню, приводячи до розривів хімічних зв'язків у макромолекулах, ураженню мембран та іншим пошкодженням, які за певних доз можуть стати причиною загибелі клітини.

В присутності кисню кількість вільних радикалів збільшується і це призводить до посилення радіаційного ураження. Це явище, назване *кисневим ефектом*, є видатним відкриттям в радіобіології, яке відіграло велику роль в її становленні на теоретичну основу.

Перше глибоке вивчення кисневого ефекту було проведене в 1930-і рр. англійським фізиком і радіобіологом *Л.Х. Грєм*, саме тим, ім'ям якого названа одиниця поглинутої дози. В дослідях з кінськими бобами і горохом він показав, що максимум кисневого ефекту досягається при вмісті його в атмосфері близько 20% (рис. 4.6; вміст кисню в повітрі біля земної поверхні складає 20,9%). Потім це було підтверджено багатьма дослідниками на різних об'єктах

Існує два визначення кисневого ефекту. Перше характеризує його як *явище посилення радіаційного ураження організму при підвищенні в середовищі концентрації кисню у порівнянні з опроміненням в анаеробних умовах*. Друге – як *послаблення радіаційного ураження організму при зниженні в середовищі вмісту кисню*. Легко помітити, що обидва формулювання не суперечать одне одному, а тільки розглядають явище з різних боків.

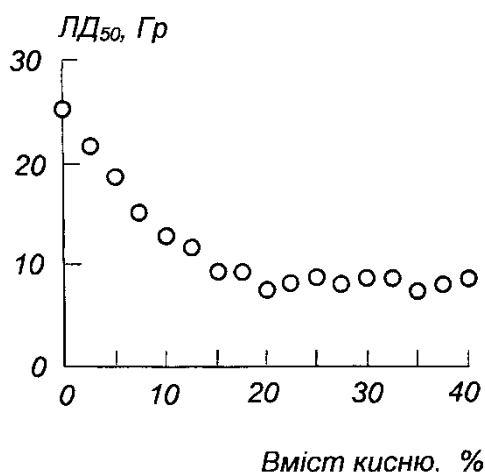


Рис. 4.6. Півлетальні дози γ -випромінювання для проростків гороху в залежності від кількості в атмосфері кисню.

Кисневий ефект – універсальне явище в радіобіології. Воно проявляється у всіх біологічних об'єктів і на всіх рівнях організації живої матерії. Його механізм пояснюється тим, що молекули кисню активно

взаємодіють з вільними радикалами, які виникають при радіолізі води, внаслідок чого з'являються нові активні вільні радикали, які посилюють дію випромінювань на життєво важливі макромолекули і структури.

Кількісним вираженням зміни дії опромінення під впливом кисню є коефіцієнт кисневого підсилення ($K_{КП}$). Він являє собою відношення величини ефективної дози (звичайно LD_{50}) при опроміненні в умовах гіпоксії (дефіциту кисню) до дози, що зумовлює такий же ефект при опроміненні в повітрі. Наприклад, при опроміненні в анаеробних умовах проростків гороху LD_{50} складає 25 Гр (рис. 4.5), а при опроміненні в повітрі – 10 Гр. $K_{КП}$ у цьому випадку буде дорівнювати 2,5.

В опроміненій клітині процеси прямої і непрямой дії іонізуючого випромінювання ідуть водночас. Але за деякими оцінками на непрямую дію припадає до 90% ураження.

Цей підхід до механізму дії іонізуючої радіації на живі організми отримав назву *принцип влучення і мішені*. Згідно нього, щоб уразити клітину, необхідно влучити – потрапити у мішень. Попадання може бути пряме, коли високоенергетична ядерна частинка чи квант влучає у мішень, або непряме, коли ураження передається через продукти радіолізу води (рис. 4.7).

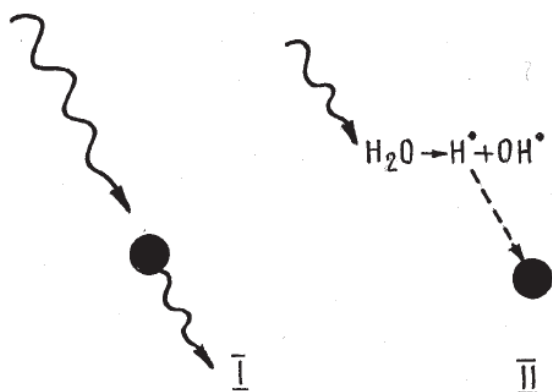


Рис. 4.7. Пряма (1) і непряма дія (2) іонізуючої радіації (чорним кружечком позначена мішень).

4.5. Дія іонізуючого випромінювання на основні молекулярні компоненти клітини і процеси метаболізму

Під впливом іонізуючої радіації в організмі порушується низка біосинтетичних процесів, внаслідок чого змінюється характер обміну речовин. Різноманітні його зміни у більшості випадків неможливо звести до однієї причини. І є всі підстави вважати, що вони, які звичайно виявляються вже на рівні окремих тканин, органів, цілісного організму, є наслідком не тільки безпосередньої дії радіації на певні молекулярні структури, а й вторинними реакціями інтегрального типу, як результат розвитку радіаційного ураження.

Дослідженням хімічних перетворень, що відбуваються в живих організмах при дії іонізуючої радіації, займається окрема галузь радіобіології – радіаційна біохімія. Реакції і перетворення таких сполук, як ДНК, РНК, білки, амінокислоти, вуглеводи, ліпіди грають найбільш важливу роль в реалізації ураження живих організмів при опроміненні.

4.5.1. Дія випромінювання на нуклеїнові кислоти

Ще на зорі розвитку радіобіології у 1905 р. німецький науковець М. Кьорнике в дослідях з кінськими бобами, які мають великі клітини і відносно невеликий набір хромосом, встановив, що найбільш чутливими до рентгенівського опромінення є меристематичні клітини, що знаходяться у стані поділу, а найбільш пошкоджуваною їх частиною – ядро. Під впливом опромінення відбувається порушення веретена поділу, спостерігаються розриви хромосом і порушення їх розходження, які в наступному отримали назву хромосомних аберацій, виникають двоядерні і багатоядерні клітини.

І досить важливо, що ці цитологічні ефекти можуть спостерігатися вже у найперші години після опромінення, коли ще відсутні будь-які інші візуальні порушення на рівні органів, організму в цілому.

У подальшому розвитку біологічних наук, по мірі проникнення в молекулярні основи життєвих явищ і біохімічну суть процесів метаболізму все більш виявлялася провідна роль і значення клітинного ядра в усіх

процесах, що відбуваються у головній структурно-функціональній одиниці всіх живих організмів, елементарній живій системі – клітині.

Натепер встановлено, що в хромосомах клітинних ядер зосереджена основна маса ДНК, яка містить в структурі своїх макромолекул закодовану генетичну інформацію, необхідну для реалізації програми розвитку організму. У клітинному ядрі здійснюється синтез ДНК, який завершується подвоєнням її вмісту, редуплікацією хромосом і наступним поділом клітини – головних процесів, які забезпечують збереження спадкових ознак, ріст, розвиток і розмноження організмів. В ядрах статевих клітин відбуваються процеси злиття ДНК чоловічого і жіночого походження, процеси кросинговеру, які забезпечують завдяки обміну гомологічних ділянок молекул ДНК мінливість організмів та еволюцію форм життя на Землі. Він завершується мейозом, у результаті якого відбувається зменшення кількості хромосом і перехід клітин з диплоїдного стану у гаплоїдний.

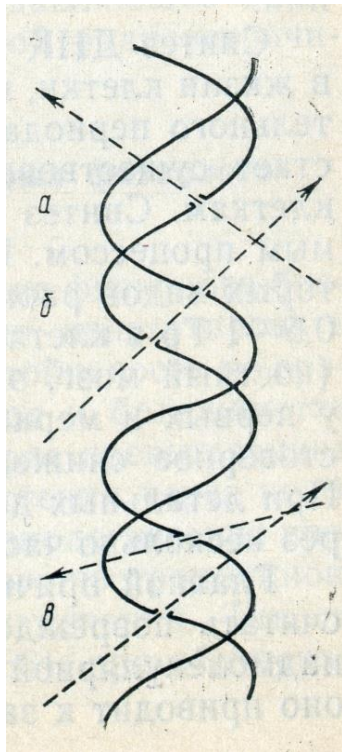
В основному в клітинних ядрах, точніше у ядришках, здійснюється синтез різних РНК, відповідальних за утворення різноманітних білків. Якщо до того ж врахувати, що в клітинних ядрах знаходяться гликолітична система і система окислювального фосфорилування, які забезпечують енергетику усіх вищеперерахованих процесів, синтезується никотинамідадениннуклеотид (НАД) – кофермент, необхідний для забезпечення дихання клітини, то стає зрозумілим виключно важлива роль ядра у найбільш суттєвих проявах життя клітини. Зрозумілий і інтерес радіобіологів до досліджень радіочутливості цих процесів, їх спроби пов'язати радіобіологічні ефекти з ураженням клітинного ядра, хромосом, молекули ДНК.

І дійсно, ДНК – найбільша за розміром і найбільш біологічно значима молекула є найбільш імовірною внутрішньо клітинною мішенню іонізуючої радіації. На теперішній час радіобіологія накопичила достатню кількість фактів, які доводять, що ураження у структурі і функціях ДНК, дезоксирибонуклеопротейдного комплексу (ДНП), у складі якого головним

чином знаходиться ДНК в клітинах еукаріотів, і більш складних утворень – хромосом, які складаються з цих макромолекул, є основною причиною виникнення радіобіологічних ефектів і в першу чергу таких, як морфологічні зміни, променева хвороба, генетичні зміни, загибель організму.

Чисельні дослідження з дії різних типів іонізуючої радіації на структуру ДНК дозволили виділити цілу низку різноманітних типів її ураження, котрі можуть призвести до порушень її функцій. Вже за мінімальних доз у полінуклеїдному ланцюгу двотяжевої молекули ДНК виникають поодинокі розриви як наслідок ураження зв'язків в молекулі дезоксирибози чи ефірних фосфорнокислих зв'язків (рис. 4.8, а). Такі поодинокі розриви, не змінюючи молекулярної маси ДНК, можуть призводити до змін у вторинній структурі молекули, ковалентному приєднанню по місцю розриву інших молекул. Проте, виникнення поодиноких розривів у більшості випадків не є драматичною подією для клітини. Але із збільшенням дози опромінення і зростанням кількості поодиноких розривів, збільшується імовірність появи в молекулі подвійних розривів (рис. 4.8, б). Це може призводити до поперечних розривів молекули ДНК, тобто її деполімеризації, що є критичною реакцією і має вирішальне значення для виживання клітини.

Рис. 4.8. Схема виникнення поодиноких і подвійних розривів в молекулі ДНК: *а* – поодинокий розрив, *б* – подвійний розрив, що виник від одного високоенергетичного кванту; *в* – подвійний розрив, що виник внаслідок попадання двох квантів.



Важливим типом радіаційного ураження структури ДНК є розриви водневих зв'язків між ланцюгами у подвійній спіралі, котрі можуть призводити до часткової її денатурації, ураженню основ та їх відщепленню від молекули, утворенню внутрішньо молекулярних і міжмолекулярних зшивок, виникненню зшивок основ і зшивок ДНК-білок, руйнуванню основ, виникненню перекисів тимину і цитозину, дезамінуванню, вивільненню основ та деяким іншим, і, зрештою, до зміни її фізико-хімічних властивостей і, відповідно, порушенню функцій.

Синтез ДНК являє собою унікальну подію в житті клітини, до якого вона готується протягом тривалого часу, після якого перестає існувати, давши початок життю двом новим клітинам. Синтез ДНК є дуже радіочутливим процесом. При опроміненні ссавців і деяких видів рослин (наприклад, кінських бобів) в дозах усього 0,5–1 Гр і навіть менших в клітинах їх постійно оновлювальних тканин (червоний кістковий мозок, епітелій кишечника, ендотелій судин у перших і в меристемах других) можна спостерігати достовірне зниження його інтенсивності вже через 1–2 год. А за летальних доз він, як правило, повністю припиняється через декілька годин після опромінення.

Головною причиною пригноблення синтезу ДНК слід вважати пошкодження чи зміну її структури, структури ДНП і надмолекулярної структури хроматину в цілому. Саме воно призводить до порушення нормального його перебігу, виникненню «помилочок» при передачі інформації на РНК та іншим наслідкам, часом фатальними для клітини і усього організму.

РНК, яка представлена у клітині декількома формами – матричною, рибосомальною, транспортною – належить до масових структур клітини: вони повторюються у багатьох копіях і в разі необхідності можуть бути синтезовані у необхідній кількості. Тому радіаційне порушення структури РНК не так відповідальне за ураження клітини, як ураження структури унікальної молекули ДНК. Типи ж радіаційних уражень РНК схожі з такими для ДНК.

Синтез РНК вважається порівняно радіостійким процесом, хоча вплив опромінення на синтез окремих форм РНК неоднозначний. Безпосередньо під впливом опромінення в дозах, які повністю пригнічують синтез ДНК, сумарний синтез ДНК не змінюється протягом багатьох годин. Але у більш пізні строки (через добу) його швидкість знижується, що пояснюється звичайно вторинними причинами і, перш за все, пригніченням синтезу ДНК, безпосередньо пов'язаним з синтезом інформаційної та транспортної РНК.

Втім, порушення регуляції ранніх етапів транскрипції РНК, зупинка синтезу РНК на ланцюгу ДНК можуть відбуватися за досить невисоких рівнях опромінення і призводити до ураження клітини.

4.5.2. Радіаційно-хімічні зміни білків, амінокислот і вуглеводнів

Радіочутливість білків в основному визначається радіочутливістю амінокислот, що входять до їх складу. Ряд радіочутливості амінокислот по мірі її зниження виглядає так: сірковмісні (цистеїн, метіонін), деякі циклічні (тирозин, триптофан, гистидін), такі, що містять азотовмісні групи (аргінін,

аспарагін, глютамін), амінокислоти, що не містять в остатку приєднані групи або містять –ОН (фенілаланін, пролін, валін, лейцин, ізолейцин, гліцин, серин, треонин). Безперечно, дані з радіочутливості окремих амінокислот, отримані, як правило, в модельних умовах, не можна переносити на білки – їх ураженість залежить від співвідношення амінокислот, розташування їх остатків, структури білкової молекули.

При дії іонізуючої радіації на білки, як і на інші високомолекулярні сполуки, виникають такі порушення:

- конфігураційні видозміни молекули, не зв'язані із зміною молекулярної маси, але такі, що призводять до змін фізико-хімічних і біологічних властивостей білка;

- утворення зшивок між молекулами, агрегація молекул, збільшення молекулярної маси;

- деструкція макромолекули з розривом пептидних або вуглеводних зв'язків, зменшення молекулярної маси;

- хімічні перетворення активних груп на поверхні та у глибині білкової молекули (глобули), у першу чергу окислювального або відновлювального характеру.

Деякі з цих змін (наприклад, хімічні перетворення активних груп) можуть бути пов'язані з іншими (наприклад, з конфігураційними перебудовами чи утворенням зшивок) і тоді всі зміни об'єднують під загальним поняттям денатурація білків.

В принципі ж вважається, що синтез більшості білків і ферментів відноситься до радіостійких процесів. Навіть при надлетальних дозах, за яких повністю і практично миттєво припиняється синтез ДНК, поділ клітини і настає її репродуктивна загибель, не відбувається такого ж швидкого інгібування синтезу багатьох білків. Довгий час зберігається достатньо високою і активність багатьох білків-ферментів. Хоча, безперечно, до цього питання слід підходити достатньо диференційовано: ядерні білки, наприклад, менш радіостійкі, ніж більшість білків цитоплазми; активність деяких білків-

ферментів, таких як нуклеази, що приймають участь у регуляції синтезу і розпаду нуклеїнових кислот, подавляється при порівняно невисоких дозах. Але в цілому можна однозначно стверджувати, що переважна кількість білків має значно більш високу радіостійкість, ніж нуклеїнові кислоти.

З порушеннями структури і, відповідно, функцій білків пов'язане ослаблення здатності білків до молекулярного узнавання, що визначає здатність до самозбірки надмолекулярних структур, таких як мультиензимні комплекси, хроматин, цитоскелет, електронно-транспортний ланцюг мітохондрій (хлоропластів).

Враховуючи множинність молекул окремих білків, можливість їх синтезу *de novo* у випадку дефіциту, за помірних опроміненнях живих організмів іонізуючою радіацією пряме ураження білкових молекул не має вирішального значення для життєздатності клітин.

До вуглеводів, або сахаридів, належать речовини із загальною формулою $(\text{C}_n\text{H}_{2n}\text{O})_n$. При дії іонізуючих випромінювань на моносахариди виникають як окислені, так і відновлені продукти, які містять або таку ж кількість атомів вуглецю, що і вихідна молекула, або її низьковуглеводні фрагменти, а також високомолекулярні продукти полімеризації.

При дії радіації на полісахариди спостерігаються складні зміни – порушення структури окремих мономерних одиниць, розриви глікозидних зв'язків. Розриви полімерних ланцюгів, що призводять до деполімеризації, є однією з основних реакцій на опромінення. Це стає причиною зміни їх фізико-хімічних властивостей: в'язкості, механічної пружності, набухання, розчинності, швидкості гідролізу.

4.5.3. Дія випромінювань на білково-ліпідні мембрани

Клітинні мембрани відділяють цитоплазму від навколишнього середовища, а також формують оболонки ядер, мітохондрій, пластид. Основу клітинної мембрани складає подвійний шар полярних ліпідів – фосфоліпідів. Приблизно половина поверхні ліпідного шару покрита білками. До складу

мембрани входять також полісахариди. Їх розгалужені молекули ковалентно зв'язані з білками, утворюючи глікопротеїни, або з ліпідами – гліколіпіди. Плазматична мембрана, або плазмалема, – основна універсальна для всіх клітин мембрана. Вона являє собою тонку (близько 10 нм) плівку, що покриває усю клітину (рис. 4.9).

Важливою властивістю і функцією мембран є вибіркова проникність для молекул і іонів різних речовин. Ця властивість визначає плазматичну мембрану як осмотичний бар'єр, що розділяє різні компартменти (свого роду відсіки) клітини, котрі призначені для тих чи інших спеціалізованих процесів і циклів. Окремі речовини переносяться через мембрану шляхом дифузії і активного транспорту. Молекули глікопротеїнів, що виступають з клітинної мембрани, приймають участь у розпізнаванні окремих речовин. Саме з розпізнаванням і пов'язана регуляція транспорту і переносу молекул і іонів через мембрану.

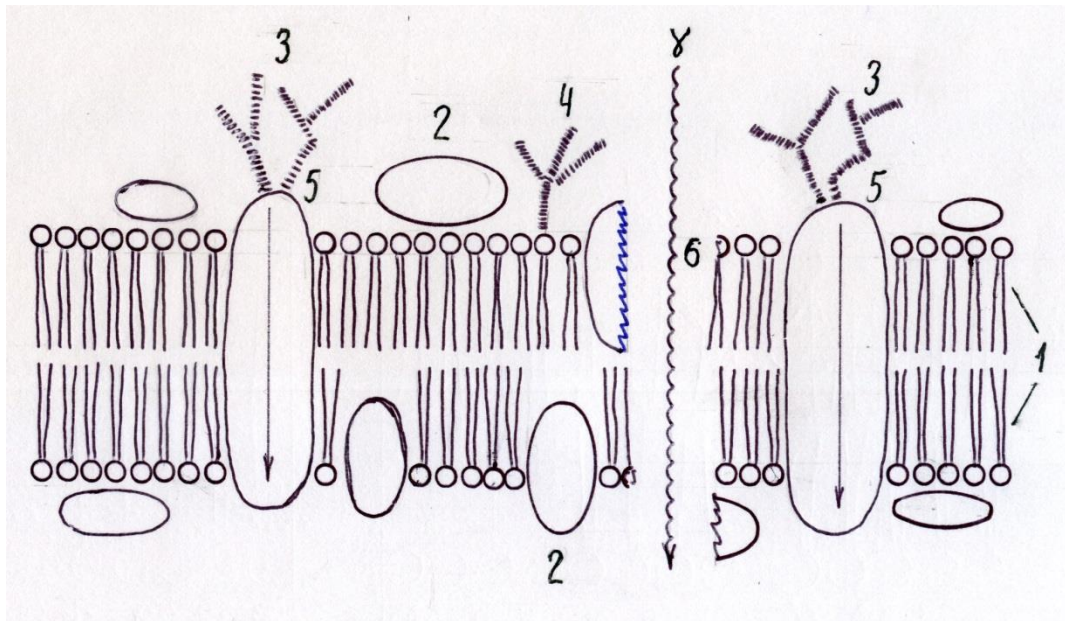


Рис. 4.9. Схема будови і радіаційного ураження плазматичної мембрани: 1 – шари молекул фосфоліпідів, 2 – білки, що примикають до фосфоліпідних шарів, 3 – глікопротеїни, 4 – гліколіпіди, 5 – канал, що функціонує як пора з вибірковою пропускну здатністю, 6 – розрив у мембрані, який виникає при дії іонізуючої радіації.

При дифузії речовини переносяться через пори мембрани за градієнтом концентрації, тобто з місця, де їх концентрація вища, до місця, де їх концентрація нижча.

Активний транспорт вимагає витрат енергії і слугує для переносу речовин проти їх градієнту концентрації. Він здійснюється за допомогою вузько спеціалізованих ферментів трансфераз – білків-переносників, які утворюють так звані іонні насоси.

Отже, біологічні мембрани як структурні елементи клітини є не просто фізичними кордонами між окремими її структурами, а являють собою динамічні функціональні поверхні, що регулюють обмін речовин між окремими частинами клітини. Крім того, на мембранах органел здійснюються чисельні біохімічні процеси, такі як синтез АТФ, перетворення енергії, активне поглинання речовин та інші.

При дії іонізуючого випромінювання у мембранах виникають отвори, що призводить до порушень регульованого транспорту різних речовин і обмінних процесів в клітині. При великих дозах такі порушення можуть призвести до її загибелі.

У жирових і жироподібних – ліпідних структурах опромінення іонізуючою радіацією в присутності кисню призводить до утворення вільних радикалів і перекисів. Ці активні продукти, взаємодіючи з нейтральними молекулами ліпідів, поступово їх окислюють. Внаслідок розвиваються ланцюгові реакції окислення органічних сполук, в результаті чого утворюються високотоксичні продукти окислення – ліпоперекиси, ненасичені жирні кислоти, епоксиди, альдегіди, кетони та деякі інші. Встановлено, що при штучному введенні таких речовин в організм виникають симптоми отруєння, характерні для радіаційного ураження. Ці факти було покладено в основу *ліпідної теорії дії іонізуючого випромінювання* на живі організми.

Таким чином, мембрани можуть бути мішенню дії іонізуючого випромінювання, так як навіть незначне їх ураження може змінити перебіг

процесів метаболізму. Саме тому, як вже підкреслювалося, більш правильно мішенню дії іонізуючої радіації вважати не просто молекулу ДНК, а ДНК-мембранний комплекс.

4.5.6. Дія випромінювання на деякі фізіолого-біохімічні процеси рослин

Поряд з радіочутливими процесами як в організмі тварин, так і рослин є багато таких, які мають значно більш високу радіостійкість порівняно з синтезом нуклеїнових кислот і білків. При опроміненні рослин в дозах у декілька разів вищих за летальні деякі фізіологічні процеси, зокрема фотосинтез, дихання, поглинання елементів живлення, протягом досить тривалого періоду можуть залишатися без змін.

Висока радіостійкість цих процесів свідчить про слабу ураженість іонізуючою радіацією елементарних структур клітин, які виконують певні функції. Так, фотосинтез є стійким до радіації внаслідок того, що для ураження хлоропластів необхідні надзвичайно високі дози опромінення. Це було встановлене в експериментах з ізольованими хлоропластами, які були здатні переносити дози γ -опромінення у тисячі грей (тут слід нагадати, що доза 100 Гр є летальною для вищих рослин найбільш радіостійкої родини капустяних (розділ 6).

Мітохондрії, які забезпечують організм енергією при диханні, більш радіочутливі, ніж хлоропласти. Проте й вони мають незрівняну, наприклад, з хромосомами, більш високу радіостійкість.

Надходження і транспорт у рослині елементів живлення пов'язане зі структурною цілісністю клітинних мембран і з функціонуванням систем конного транспорту, які забезпечують активний перенос окремих речовин. І хоча вже говорилося про високу радіочутливість мембран, в цілому транспортні системи мають досить високу стійкість щодо багатьох уражуючи чинників, у тому числі іонізуючій радіації. Особливо високу стійкість мають системи пасивного переносу речовин.

Безперечно, опромінення іонізуючою радіацією рослин чи тварин діє і на інші системи метаболізму, що може проявлятися у гальмуванні синтезу деяких речовин чи, навпаки, збільшенні кількості інших, зміни їх складу, співвідношення в клітині. Проте, на основі таких спостережень не завжди можна однозначно судити про порівняльну радіочутливість окремих процесів. Нерідко гальмування є вторинною функцією пригноблення, наприклад того ж синтезу ДНК, певних білків-ферментів, поділу клітин. Збільшення накопичення деяких речовин, наприклад сірковмісних амінокислот, може бути своєрідною захисною реакцією організму від радіаційного ураження

Контрольні запитання до розділу 4:

1. Взаємодія електромагнітних випромінювань із речовиною.
2. Взаємодія корпускулярних випромінювань з речовиною.
3. Порівняльна проникна здатність іонізуючих випромінювань.
3. Лінійна передача енергії іонізуючих випромінювань атомам і молекулам речовини.
4. Рідко- та щільно іонізуючі випромінювання.
4. Відносна біологічна ефективність іонізуючих випромінювань.
5. Пряма і непряма дія іонізуючих випромінювань.
6. Радіаційно-хімічні ушкодження нуклеїнових кислот.
7. ДНК – мішень дії іонізуючої радіації.
8. Пряма і непряма дія іонізуючих випромінювань.
9. Радіаційно-хімічні ушкодження білкових молекул.
10. Радіаційно-хімічні ушкодження ліпідів та вуглеводів.

5. БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У РОСЛИН І ТВАРИН

5.1. Класифікація радіобіологічних ефектів. 5.1.1. Радіаційна стимуляція. 5.1.2. Морфологічні зміни. 5.1.3. Променева хвороба. 5.1.4. Прискорення старіння і скорочення тривалості життя. 5.1.5. Загибель. 5.1.6. Генетичні, або мутагенні, ефекти. 5.1.7. Близькі та віддалені, детерміновані та стохастичні ефекти. 5.2. Біологічні ефекти радіоміметиків.

На теперішній час радіобіологією накопичений досить великий фактичний матеріал, який свідчить про різноманітність реакцій живих організмів у відповідь на дію іонізуючої радіації. Описані найрізноманітніші аномалії росту і розвитку різних організмів, морфологічні зміни окремих органів і організму в цілому, порушення різних фізіологічних і біохімічних реакцій, спадкові зміни, загибель та інші. Всі ці явища одержали назву радіобіологічних ефектів. Власне говорячи, це – біологічні ефекти іонізуючих випромінювань.

5.1. Класифікація радіобіологічних ефектів

Радіобіологічний ефект – це реакція живого організму на дію іонізуючого випромінювання, що характеризується зміною деяких його ознак та властивостей.

Звичайно виділяють два основних класи радіобіологічних ефектів – соматичні та генетичні ефекти. До соматичних радіобіологічних ефектів належать зміни, які відбуваються в організмі протягом онтогенезу – періоду його індивідуального розвитку; до генетичних – пошкодження, що реалізуються в наступних поколіннях, тобто передаються нащадкам.

Серед соматичних ефектів розрізняють п'ять основних типів: радіаційна стимуляція, морфологічні зміни, променева хвороба, прискорення старіння і скорочення тривалості життя та загибель. Генетичні, або мутагенні, ефекти утворюють самостійний клас.

5.1.1. Радіаційна стимуляція

Радіаційна стимуляція – це прискорення росту і розвитку організму при дії на нього іонізуючого випромінювання в дозах, в десятки, а іноді й сотні разів нижчих за ті, що викликають гальмування цих процесів.

Радіаційна стимуляція рослин. Описаний вперше французькими дослідниками М. Мальдінеєм і К. Тувініном в 1898 р., тобто лише через три роки після відкриття рентгенівських променів, ефект прискорення проростання опроміненого рентгенівськими променями насіння привернув увагу багатьох дослідників, які працювали з іонізуючими випромінюваннями. І в наступні роки з'явилась велика кількість робіт, присвячених радіаційній стимуляції рослин. Більшість їх проводилась на чисто емпіричній основі без знання і розуміння чисельних факторів, суттєвих для проявлення стимулюючої дії випромінювання, що, звичайно, часто приводило до суперечливих результатів.

Експериментальний матеріал, одержаний в останні десятиліття з використанням нових методичних підходів, детальним обліком величини дози, типу випромінювання, індивідуальної радіочутливості об'єкту та ряду інших супутніх факторів беззаперечно довів існування ефекту радіаційної стимуляції. І в умовах звичайної радіобіологічної лабораторії можна підібрати для будь-якого виду насіння, проростків, пилку дозу рентгенівського або γ -випромінювання, при якій вдається спостерігати ефект радіаційної стимуляції в тій чи іншій формі, наприклад, прискорення росту рослин (рис. 5.1).

Ці дози варіюють в досить широких межах як для насіння, так і для проростків, що залежить не тільки від виду культури, а і від сорту і навіть партії насіння. При цьому для проростків і вегетуючих рослин вони, як правило, в декілька разів, а іноді і на порядок нижче, ніж для насіння. В табл. 5.1 із різних літературних джерел зведені значення цих доз для деяких видів рослин, що дає змогу зіставити ці величини.

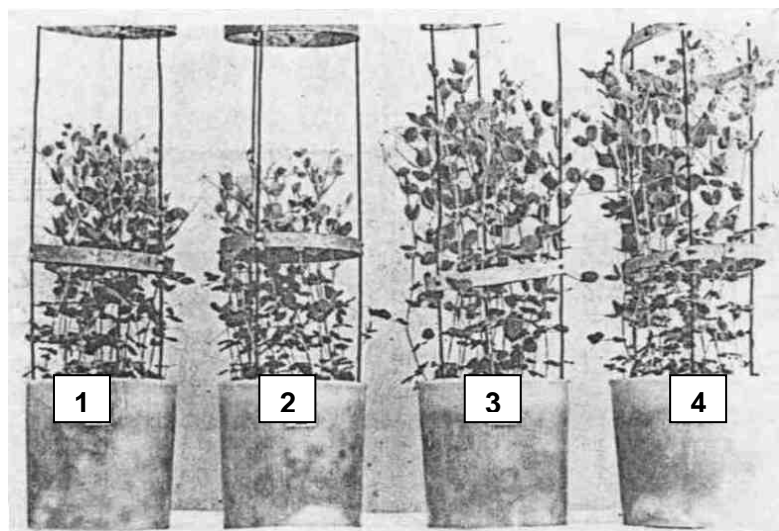


Рис. 5.1. Прискорення росту гороху після γ -опромінення насіння в стимулюючій дозі: 1 і 2 – контроль без опромінення, 3 і 4 – опромінення в дозі 3 Гр.

5.1. Стимулюючі дози γ -випромінювання для насіння і проростків деяких видів рослин, Гр

Вид	Насіння	Проростки	Вид	Насіння	Проростки
Сосна	0,7–1	–	Овес	8	1–1,5
Боби	1–1,5	0,1–0,2	Пшениця	5–8	1–1,5
Горох	3–5	0,35–0,5	Жито	8–10	1,5–2
Квасоля	5–6	0,6–0,8	Помідор	5–10	0,5–1,5
Огірок	3–5	1–2	Льон	7,5–10	2–3
Кукурудза	5–10	0,5–2	Редис	10–15	3–4
Ячмінь	8–10	1–2	Ріпак	10–15	4–5

Стимулюючу дію радіації за швидкістю росту рослин реєструють, як правило, тільки протягом перших 4–6 днів (рис. 5.2, а). Ріст рослини – це відображення процесів поділу і розтягнення його клітин. Тому при стимулюючих дозах повинно спостерігатися прискорення цих процесів. Дійсно, в періоди максимальної стимуляції росту відзначається збільшення кількості мітотичних клітин у меристемах (рис. 5.2, б).

Ефект радіаційної стимуляції спостерігається не тільки при одноразовому опроміненні насінин або рослин, а й при хронічному, коли рослина опромінюється протягом всього вегетаційного періоду. Так, видатний американський радіобіолог А.Х. Сперроу із Брукгейвенської національної лабораторії у США, ім'я котрого ще не раз буде згадуватися на

сторінках підручника, спостерігав в умовах *гамма-поля* стимуляцію росту рослин ротиків (лева паща) при потужності дози 2,3–2,85 Гр/доб. Потужність досить висока. Не дивно, що при трохи більшій – 3,3–4 Гр/доб – відмічалось пригнічення росту.

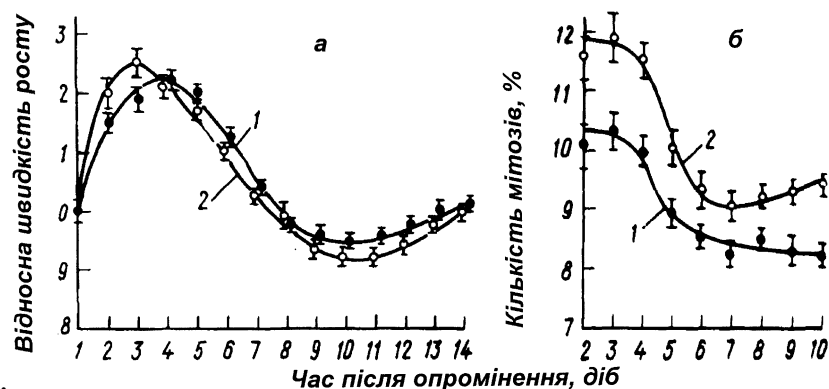


Рис. 5.2. Вплив γ -опромінення проростків гороху (1) і кукурудзи (2) в стимулюючих дозах (відповідно, 0,35 і 0,5 Гр) на відносну швидкість росту коренів (а) і мітотичну активність клітин їх меристем (б).

Група російських дослідників під керівництвом Л.П. Бреславець при опроміненні рослин кукурудзи і гречки протягом всього вегетаційного періоду спостерігали стимулюючий ефект при значно меншій потужності випромінювання – лише 0,00019–0,025 Гр/доб. Якщо вважати, що, як згадувалось у розділі 3, потужність природного радіаційного фону в середньому складає величину порядку 10 мкР/год, тобто 0,0000024 Гр/доб, то збільшення його в 100 разів може привести до стимуляції росту рослин.

Є підстави вважати, що незвичайно високий урожай озимих зернових культур в Україні, особливо у північній частині, в 1986 р. був наслідком радіаційної стимуляції за рахунок підвищеного радіаційного фону, викликаного аварією на Чорнобильській АЕС. Такої думки дотримуються і деякі радіобіологи інших країн, зокрема Білорусі, Угорщини, Болгарії, де також того року був відмічений різкий стрибок врожайності деяких сільськогосподарських культур, який важко пояснити іншими причинами.

Які ж механізми ефекту радіаційної стимуляції у рослин, чому під впливом малих доз іонізуючої радіації їх клітини швидше діляться,

зумовлюючи в подальшому прискорення росту і розвитку рослин? На жаль, дати однозначну відповідь на це питання непросто. Радіобіологи, які вивчали радіаційну стимуляцію на молекулярно-біохімічному рівні, показали, що опромінення рослин веде до активації багатьох процесів обміну: посилюється синтез нуклеїнових кислот, білків, гормонів, підвищується активність деяких ферментних систем, посилюється надходження в рослини елементів живлення, підвищується інтенсивність фотосинтетичного фосфорилування і відповідно фотосинтезу та багатьох інших. Але все це наслідок. Що ж первинне?

Ефект стимуляції зовсім не є якоюсь унікальною властивістю іонізуючої радіації. І за допомогою деяких інших як фізичних, так і хімічних чинників можна індукувати прискорення ростових процесів. В рослині існує дуже чутливий до всякого роду факторів фітогормональний комплекс речовин-активаторів і інгібіторів росту, зміна вмісту яких або зміна співвідношення між якими може приводити до стимуляції або гальмування ростових процесів. І вплив на ріст рослин пов'язаний в першу чергу з впливом на цей комплекс. Іонізуюча радіація в цьому відношенні не є винятком. Доведено, що під впливом стимулюючих доз в рослинах збільшується вміст фітогормонів-активаторів росту – ауксинів, гіберелінів і цитокінінів, які зумовлюють активацію метаболічних процесів, що зрештою приводить до прискорення росту і розвитку рослин. Посилення ж активності фітогормональної системи є, на думку О.М. Кузина (1977), результатом неспецифічної дерепресії і активації під впливом іонізуючої радіації певної групи генів.

В останні роки в радіобіологічній літературі все частіше став з'являтися новий термін "радіаційний гормезис", яким позначається не що інше, як радіаційна стимуляція. Акцентування уваги в позначенні ефекту на стані гормональної системи (термін "гормезис" утворений від слова "гормон") вказує на те, що саме змінам в роботі цієї ланки метаболізму під впливом малих доз іонізуючої радіації приділяється головна роль.

Радіаційна стимуляція тварин. Про стимулюючу дію іонізуючих випромінювань на тваринний організм можна судити за тими ж критеріями, що і при опроміненні рослин, тобто прискоренню чи посиленню під впливом опромінення таких функцій як ріст, розвиток, продуктивність.

Найбільш цікавими слід вважати досить чисельні дослідження з опромінення у стимулюючих дозах курячих яєць, курчат і курей. Показано, що опромінення яєць до інкубації в дозах від 0,01 до 0,05 Гр веде до помітного збільшення виводжування курчат, зменшення відходу курчат в подальшому, прискорення на 10–12 днів початку періоду яйценосності, збільшення яйценосності в цілому. Опромінення курчат в дозах до 0,25 Гр приводить до збільшення їх виживання, прискорення процесів росту, статевого дозрівання, початку яйцекладки. Опромінення дорослих курей в дозі 0,05 Гр за даними деяких дослідників веде до збільшення яйценосності на 18%.

Достовірних даних про радіаційну стимуляцію ссавців небагато. Показано, що хронічне опромінення щурів при потужності дози 0,002 Гр/год веде до підвищення їх плодючості: кількість народжених щуренят більш ніж в два рази перевищувала таку в контрольній групі. Спостерігали також прискорення росту, збільшення абсолютної маси тіла і стимуляцію функції відтворення у мишей, які протягом всього життя одержували їжу, що містила деяку кількість радіонуклідів.

Більш визначені результати по стимуляції плодючості під впливом опромінення у малих дозах були отримані в експериментах зі спермою риби, ікромю та личинками. На великому матеріалі показана стимуляція розвитку ембріонів прісноводних риб, культивованих в умовах γ -опромінення: личинки накльовувались на 9–11 днів раніше, ніж в контролі. Стимулюючі дози для деяких тварин наведені в табл. 5.2.

Даних про радіаційну стимуляцію людини як цілісного організму немає. Але є дані про прискорення швидкості поділу і росту клітин людини, зокрема широко відомого штаму *HeLa* в умовах культури при опроміненні в

дозах 0,05–1 Гр. Це дає певні підстави вважати, що малі дози іонізуючої радіації і у людини можуть викликати стимуляцію роботи деяких систем.

5.2. Стимулюючі дози γ - або рентгенівського опромінення для тварин, Гр

Організм	Доза	Організм	Доза
Яйця курячі	0,01–0,05	Поросята	0,1–0,25
Курчата	0,05	Лабораторні щури	0,1–0,5
Кури	0,05–1	Лабораторні миші	0,2–0,4
Ікра риби	0,1–0,5	Комахи	10–45
Сперма риби	0,25–0,5	Найпростіші	5–2000
Личинки риб	0,1 –0,5	Клітини людини в культурі	0,05–0,1
Ягнята	0,1		

Радіаційна стимуляція мікроорганізмів. Є дані про те, що хронічне γ -опромінення кишкової палички, аспергілюса, азотобактера при потужності дози 0,03–0,6 Гр/год стимулює їх ріст і діяльність. При гострому опроміненні стимуляція проявляється при дозах порядку декількох десятків і сотень грей.

Завершуючи розділ про радіаційну стимуляцію, варто відзначити, що не дивлячись на досить великий експериментальний матеріал, який однозначно доводить існування цього явища, далеко не всі радіобіологи вважають його достатньо очевидним. Деякі, враховуючи незадовільну відтворюваність результатів стимулюючого ефекту, відсутність достатньо аргументованих пояснень його механізмів, ставлять під сумнів його існування, розцінюючи це явище як артефакт. Інші вважають, що при опроміненні в малих дозах не відбувається прямого стимулювання, а ефекти, які спостерігаються, є результатом певних пошкоджень і подальшої ініціації процесів, які мають компенсаторний характер.

Буквально з дня відкриття протягом вже більш як століття інтерес до радіаційної стимуляції систематично переживає підйоми і спади. В останні роки знову відмічається черговий спалах інтересу до проблеми. Разом із введенням нового терміну "радіаційний гормезис" знову з'явилась велика кількість робіт про вплив *малих доз* іонізуючої радіації на прискорення росту, розвитку, збільшення маси різних органів у рослин, на активацію окремих

сторін метаболізму, активність різних систем у тварин та інші. На жаль, глибоких робіт, щоб пояснювали причини гормезису, так і немає.

5.1.2. Морфологічні зміни

Морфологічні зміни – це зміни під впливом іонізуючого випромінювання зовнішнього вигляду організму, окремих його органів, анатомічної структури – ознак, що відрізняють його від батьківських форм.

Говорячи про морфологічні зміни організму під впливом іонізуючих випромінювань, слід виключити явища, пов'язані зі зміною його загальних розмірів і впливом на темпи розвитку. В даному випадку слід розуміти перш за все відхилення від характерних ознак, властивих тому чи іншому виду, роду, породи, сорту. Але ознаки ці не спадкові, це – відхилення від норми, спотворення, які мають місце тільки в поколінні опромінених організмів.

Морфологічні зміни рослин. У вивченні радіобіологічних ефектів у рослин важливе місце займає опис дуже різноманітних морфологічних аномалій. В табл. 5.3 наведені дані про морфологічні зміни окремих органів рослин, що виникають під дією іонізуючої радіації. Поява переважної більшості з них пояснюється виникненням в рослинах *химерності* – спотворень, які є наслідком зміни схеми просторового розподілу клітин в опромінених органах, наприклад, появи клітин зі сповільненою швидкістю поділу, з абераціями хромосом, випадання декількох клітинних рядів внаслідок загибелі окремих ініціальних клітин, або індукцією до поділу клітин у тканинах і органах, що знаходились у стані спокою, та багатьох інших порушень. Саме цими причинами можна пояснити зміну форми органу, перерізу, скручуваність, зморшкуватість, дихотомію, фасціації та інші відхилення від норми. Такі рослини з усіма підставами можна назвати *"радіаційними химерами"*. І саме за допомогою опромінення насіння і проростків іонізуючою радіацією були одержані перші індуковані химери у рослин.

5.3. Типи морфологічних змін органів рослин при дії іонізуючих випромінювань

Орган	Морфологічні зміни
Листок	Збільшення або зменшення розмірів та кількості
	Зміна форми
	Скручуваність
	Зморшкуватість
	Порушення жилкування
	Асиметричність
	Потовщення
	Зростання листових пластинок
	Фасціації
	Пухлини
	Поява некротичних плям
	Втрата листової пластинки
Стебло	Прискорення або пригнічення росту
	Порушення філотаксису (порядку листкорозміщення)
	Зміна кольору
	Зняття апікального домінування
	Дихотомія
	Фасціації
	Зміна перерізу
	Пухлини
	Поява аеральних плям
Корінь	Прискорення або пригнічення росту
	Розщеплення головного кореня
	Загибель головного кореня
	Опушеність зони меристеми
	Відсутність бокових коренів
	Утворення вторинного головного кореня
	Пухлини
	Скручуваність
	Порушення геотропізму
Квітки	Прискорення або затримка цвітіння
	Зміна кольору
	Зменшення або збільшення кількості
	Зміна форми
	Зміна кольору
	Опадання квітів та суцвіть
	Пухлини
	Стерильність
Плоди	Прискорення або затримка досягання
	Зміна кольору
	Збільшення або зменшення розмірів
	Зміна форми
	Опушеність
	Передчасне опадання

Насіння	Збільшення або зменшення розмірів та кількості
	Зміна форми
	Зміна кольору
	Зморшкуватість
	Стерильність

Збільшення розмірів та кількості органів, віднесених до розряду морфологічних змін, необхідно відрізнити від описаної в попередньому розділі радіаційної стимуляції. Ці аномалії є проявом гіперфункції клітин і тканин, які залишились не пошкодженими або пошкодженими в меншій мірі, ніж решта; наслідком компенсаторних механізмів, які включаються в дію при втраті функції у частини органів. Так, загибель верхівкової бруньки, що активно ділиться, і зняття *апикального домінування* веде до пробудження пазушних бруньок, які перебувають в стані спокою і тому мають більш високу радіостійкість. Вони утворюють у опромінених рослин додаткові пагони, листки і квітки. Збільшення розмірів плодів може бути наслідком стерильності частини квітів і зменшення кількості плодів, що зав'язалися. Нерідко при повному опаданні квітів і суцвіть чи їх стерильності рослини, формуючи дуже великі органи за рахунок перерозподілу поживних речовин, накопичують вегетативну масу вдвічі більшу, ніж неопромінені.

Внаслідок радіаційного ураження на листі, стеблах, коренях, квітках та інших органах рослин можуть з'являтися пухлиновидні нарости (рис. 5.3). В нормі у рослин пухлино подібний ріст спостерігається рідко, хоча і відомі факти його індукування нематодами, комахами, деякими видами бактерій і вірусів.

Найрізноманітніші морфологічні зміни у рослин доводилось спостерігати в зоні аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. (рис. 5.4). В 1987 р. та в наступні роки їх кількість значно зменшилась і вони залишились переважно у хвойних рослин, що змінюють хвою раз на декілька років, а також на багаторічних органах, зокрема на гіллі.

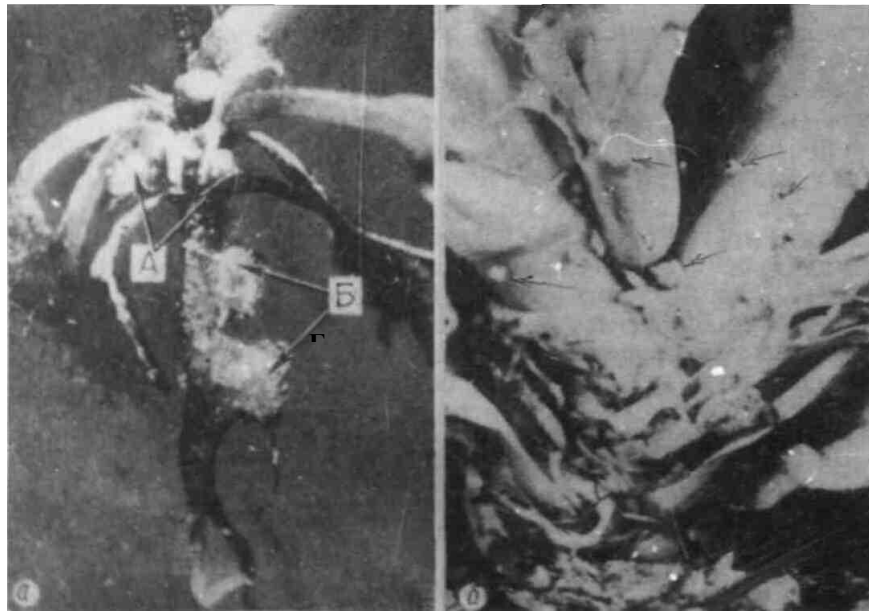


Рис. 5.3. Виникнення пухлин на опромінених рослинах – на епикотилі (А) та гіпокотилі (Б) різущки Таля під дією рентгенівського опромінення (Я. Хіроно та ін., 1968); б – на стеблі салата-латука під дією γ -опромінення (Д. Бенкс і А.Х. Сперроу, 1969).

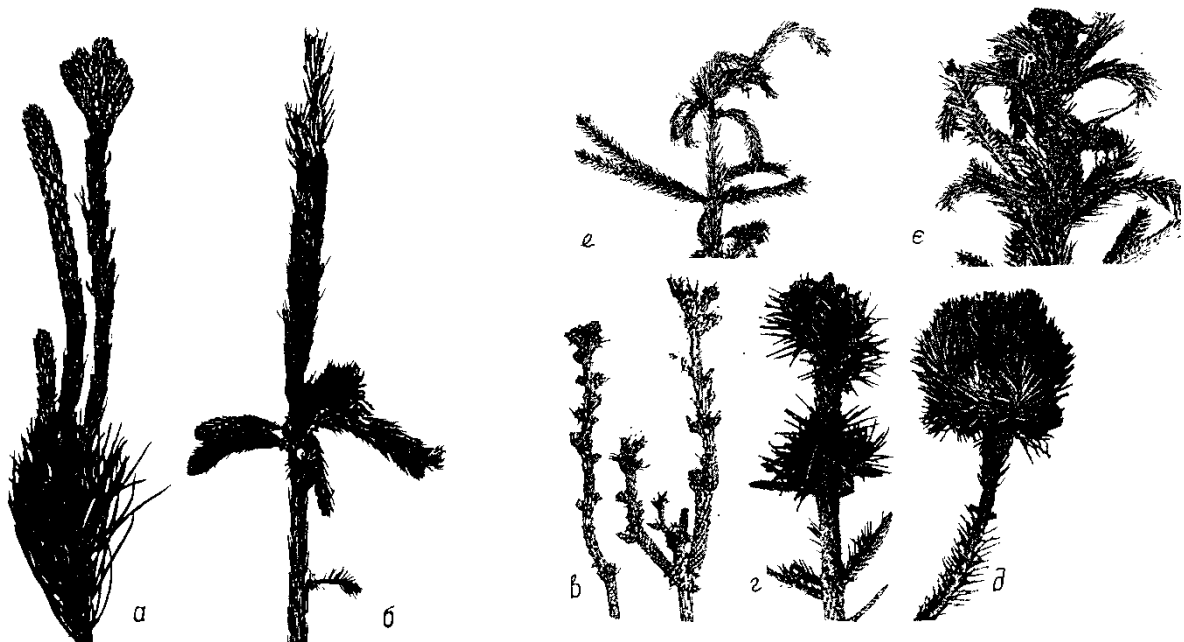


Рис. 5.4. Аномальні пагони сосни (а,б) і ялини (в–е), що сформувалися в 1986–1987 рр. в зоні аварії на Чорнобильській АЕС (Г.М. Козубов, А.І. Таскаєв, 1990; Д.М. Гродзинський та ін., 1991).

Втім вони виникали у рослин, що були висаджені вже після аварії на місцях з високим рівнем радіонуклідного забруднення. При цьому вони мали дещо інший характер. Найбільш розповсюдженим стало зняття апікального домінування – загибель верхівки, що призводить до неприродного

розгалуження і виникненню кущоподібних форм дерев, оголення стовбура і верхівок дерев, викривлення стовбура, поява гілок з жовтою (безхлорофільною) і абсолютно білою (депігментованою) хвоєю (рис. 5.5).

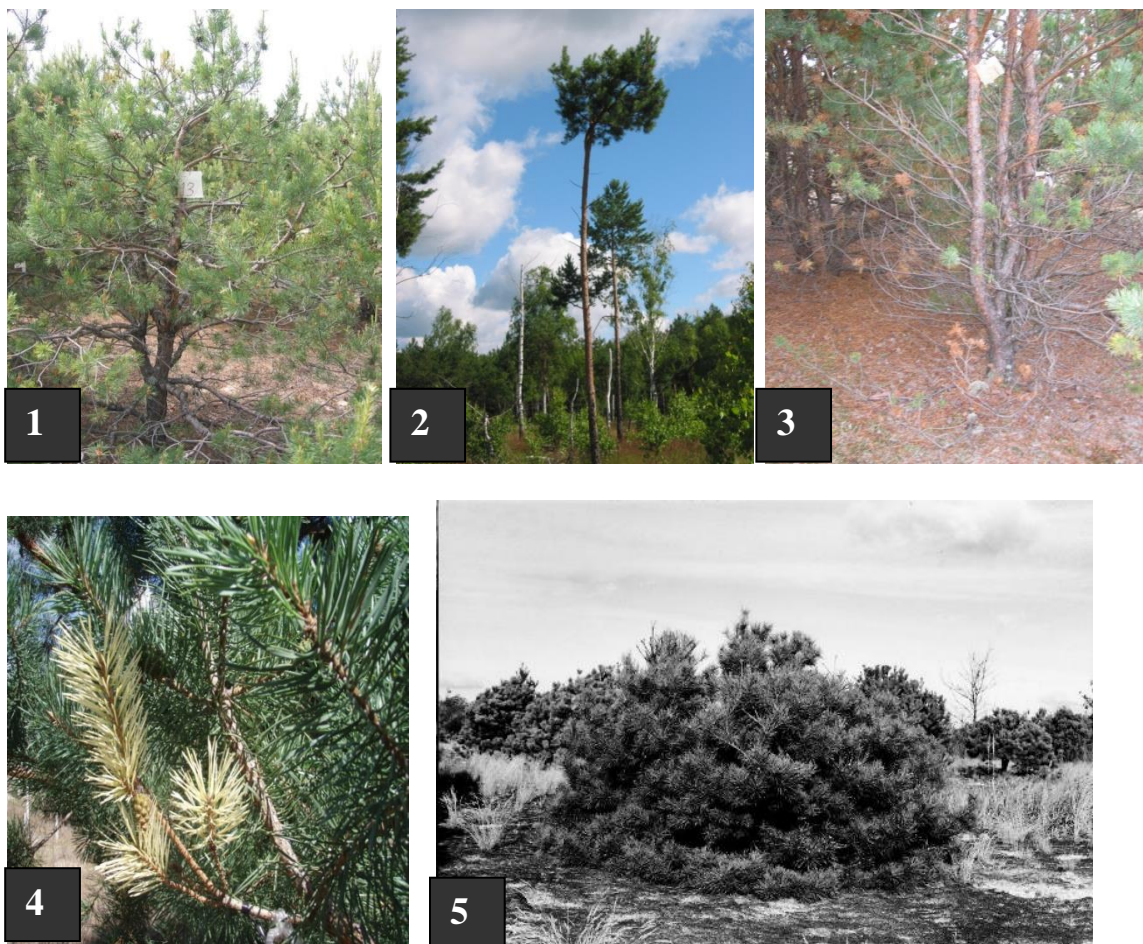


Рис. 5.5. Морфологічні зміни у сосни, висадженої в зоні відчуження Чорнобильської АЕС після аварії: 1 і 5 – кущоподібна форма дерева, 2 – оголення стовбура, 3 – викривлення і розгалуження стовбура, 4 – депігментована хвоя.

Різноманітні форми колосся – справжні виродки можна було знайти серед самосіву пшениці, не зібраної восени 1986 р. (рис. 5.6).

Морфологічні зміни тварин. В радіобіології тварин цей тип радіобіологічних ефектів, як правило, не виділяється. Хоча різні зміни окремих органів і тканин тваринного організму, що розвиваються в різні строки після опромінення, описані досить повно. Так, при опроміненні тварин в стадії ембріогенезу або в ранньому постембріональному віці можуть

спостерігатися порушення росту кісток, диспропорції в розвитку окремих органів, в цілому порушення росту і розвитку, що в кінцевому результаті приводить до виникнення різних спотворень (рис. 5.7). Опромінення дорослих особин може викликати появу всіляких виразок з подальшим утворенням на їх місці рубців, пігментацію і депігментацію шкіри та волосяного покриву, припинення росту і випадання останнього.



Рис. 5.6. Морфологічні зміни колосу пшениці сорту Миронівська 808 в зоні відчуження Чорнобильської АЕС , знайдені серед самосіву влітку 1987 р. (М.І. Кузьменко, 2013).

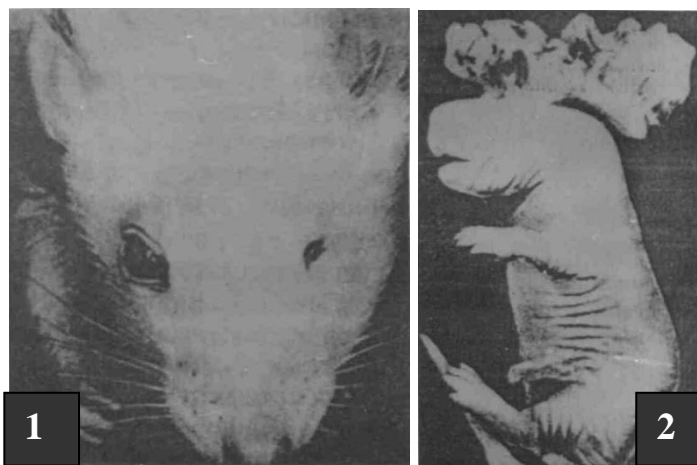


Рис. 5.7. Морфологічні зміни у тварин під впливом γ -випромінювання: 1 – мікрофтальмія лівого ока у щура (праве око нормальне) і 2 – мозкова грижа у миші; в обох випадках опромінення проведено на 9-й день ембріогенезу (П. Шварц, 1963; Д. Раф, 1990).

Описано багато інших ефектів, які змінюють характерний вигляд тварин: припинення росту рогових утворень і їх відшарування, виникнення

катаракт, що одержали назву променевих, зміни розмірів і форми окремих органів, різні ступені дистрофії і багато інших. Як і у рослин, до цього типу ефектів опромінення належить і виникнення під впливом радіації пухлин на різних органах.

Як у рослин, у тварин морфологічні зміни виникають за рахунок радіаційного ураження тканин, клітини яких знаходяться у стані активного поділу, тобто мають високу радіочутливість. Саме нерівномірне ураження клітин в таких тканинах призводить до диспропорцій у рості, випаданню окремих ділянок твірних тканин з процесів росту, виникненню у них мутацій та інших пошкоджень, які і призводять до аномалій розвитку.

5.1.3. Променева хвороба

Під променевою, або радіаційною, хворобою розуміють характерний комплекс проявів уражуючої дії іонізуючих випромінювань на організм. Крім величини дози, різноманітність цих, як правило, неспецифічних реакцій залежить від багатьох факторів: способу опромінення – *загальне чи локальне, зовнішнє чи внутрішнє*; виду опромінення – *одноразове, фракціоноване, гостре, хронічне*; просторового фактору – *рівномірне чи нерівномірне*; від радіочутливості організму та інших.

Променеву хворобу рослин дуже важко охарактеризувати якоюсь сукупністю специфічних ознак. Безумовно, описані в попередньому розділі морфологічні зміни також можна віднести до ознак променевої хвороби. Але в даному розділі увага буде акцентована на таких ознаках, як гальмування поділу клітки, затримання росту і розвитку, порушення різних фізіолого-біохімічних реакцій.

Гальмування поділу клітин меристематичних тканин – це перший, поряд з деякими швидко наступаючими біохімічними порушеннями ефект, що виявляється після опромінення рослин. По затримці вступу клітин в чергову фазу мітотичного циклу його можна зареєструвати раніше, ніж появу цитогенетичних пошкоджень. Настання затримки поділу залежить від

видової радіочутливості і від дози опромінення. У кінських бобів і гороху, наприклад, її вдається зареєструвати вже через декілька годин після γ -опромінення в дозі 0,5–2 Гр.

Прямим наслідком затримки клітинного поділу є *гальмування росту рослини або окремих її органів*. Це перший показник уражуючої дії випромінювань на рослину, який можна виявити візуально. Але, звичайно, як і інгібування клітинного поділу, гальмування росту є вторинною реакцією організму на опромінення.

Безумовно, від впливом іонізуючої радіації в рослині змінюється обмін речовин, у зв'язку з чим порушується багато біосинтетичних процесів. Але різноманітні порушення метаболізму, що призводять до променевої хвороби, в переважній більшості випадків неможливо звести до однієї причини. Є всі підстави вважати, що порушення метаболізму, які звичайно виявляються на рівні тканин, органів і цілого організму, відображають або пряму дію радіації на диференційовані тканини, або опосередковану дію через пошкодження клітин меристем, які продукують аномальні тканини. Перший ефект звичайно досягається при більших дозах випромінювань, ніж другий. Обидва вони відрізняються також за часом прояву у післярадіаційний період.

Порушення обміну речовин у рослин, які вирости з опроміненого насіння, може проявлятися тільки з розвитком проростків через значний проміжок часу після опромінення. Безсумнівно, воно віддзеркалює первинно виникаючі пошкодження клітин зародка. У цьому випадку викривлення метаболізму буває зумовлене накопиченням соматичних мутацій і порушеннями морфологічної та тканинної структури окремих органів рослини.

Біохімічні зміни при опроміненні вегетуючих рослин можуть бути зумовлені пошкодженням ферментативних систем і окремих органел диференційованих клітин, порушенням регуляторних зв'язків, які визначають супідрядність окремих органів, і в певній мірі, порушенням діяльності твірних тканин. Такі зміни проявляються вже через декілька годин після

опромінення. Пошкодження апікальних меристем при цьому відіграє вирішальну роль у порушенні зв'язків не тільки між окремими групами клітин і тканин, але і між окремими органами,

При дозах, близьких до півлетальних (для бобових культур 4–12 Гр) ці порушення реєструються значно швидше, і у частини рослин вже через добу можна спостерігати практично повне припинення поділу клітин та ростових процесів. Проте протягом ще довгого періоду можуть підтримуватися процеси фотосинтезу, дихання, мінерального та водного обміну.

При променевій хворобі рослин підвищується їх чутливість до інфекційних хвороб, знижується стійкість до несприятливих чинників, зменшується потреба в елементах живлення, послаблюється відтворювальна здатність, зменшується продуктивність.

Існує думка, що уражені променевою хворобою рослини не можна використовувати в їжу чи для годівлі тварин, так як вони, нібито, якщо і не можуть викликати променеву хворобу у людини та тварини, можуть, в усякому разі, призвести до певних ушкоджень організму. Це думка цілком хибна і ні на чому не базується. Зараз відомі і широко застосовуються десятки технологій радіаційної дезинфекції, дезінсекції, пастеризації, консервації продукції рослинництва та тваринництва, в основі яких лежить її опромінення іонізуючою радіацією у великих дозах. Найретельніші медико-гігієнічні дослідження опромінених продуктів показали їх повну нешкідливість. Деякі з цих технології будуть описані у розділі 12.

Променева хвороба тварин – це захворювання, яке виникає при дії іонізуючих випромінювань і характеризується конкретним комплексом ознак свого прояву в часі.

Найбільш повно вивчена променева хвороба у одомашнених ссавців, в тому числі і у сільськогосподарських тварин. Розрізняють її гостру та хронічну форми.

Гостра променева хвороба виникає при одноразовому звичайно загальному опроміненні у великій дозі. По тяжкості захворювання розрізня-

ють чотири її ступені: перший – легка променева хвороба, наприклад, у свиней виникає при дозах 1–2 Гр, другий – середньої тяжкості розвивається при дозах 2–4 Гр, третій – тяжка – при дозах 4–6 Гр і четвертий – дуже тяжка, або надтяжка, спостерігається при дозах вищих за 6 Гр. Для більш радіочутливих видів тварин, наприклад, великої рогатої худоби, ці форми променевої хвороби спостерігаються в діапазоні доз, що зсунутий у бік менших величин – 0,5–5 Гр; для більш радіостійких, наприклад, кролів, навпаки, в бік більших – 6–12 Гр.

В розвитку гострої форми променевої хвороби виділяють чотири періоди або фази. Перший – період первинних реакцій може виявлятися вже через кілька годин, навіть півгодини, після опромінення і триває протягом 3–4 діб. Характерними його ознаками є порушення стану нервової системи, що виявляється у формі збудження, яке змінюється пригніченням та слабкістю. Погіршується апетит тварин, порушується ритм роботи серця, з'являється задишка, понос, блювання, може підвищитися температура тіла. У периферійній крові вже на першу добу після опромінення спостерігається нейтрофільний лейкоцитоз, абсолютна та відносна лімфопенія, збільшення кількості ретикулоцитів. На кінець періоду у стані тварини відмічається суб'єктивні покращення.

Другий період – латентний (прихований), або фаза удаваного клінічного благополуччя, в залежності від тяжкості хвороби триває від декількох діб до двох тижнів та більше. Чим вище одержана доза, або ж чим тяжча форма променевої хвороби, тим він коротший. При дуже тяжкій формі променевої хвороби цей період взагалі може бути відсутнім. Стан тварин в цей період розвитку хвороби може здаватися зовсім задовільним. Однак удаваність цього благополуччя легко виявляється при аналізі крові: виявляється чітка лімфопенія, тромбоцитопенія, зниження кількості нейтрофілів та ретикулоцитів. У кістковому мозку відмічається яскраво виявлена аплазія. В кінці періоду можуть відмічатися крововиливи на слизових оболонках, порушення функцій шлунково-кишкового тракту,

бронхіти, пневмонії, випадання шерсті. В кістковому мозку в другій половині періоду при легкій та середній формах хвороби з'являються ознаки регенерації.

Третій період – розпал хвороби, період виявлення клінічних ознак гострої променевої хвороби, який в залежності від її ступеня проявляється через 1–4 тижні. Знову загальний стан тварин різко погіршується: з'являється задишка, погіршується функціонування серцево-судинної системи, органів травлення, спостерігається втрата апетиту, поноси, дистрофічні процеси в слизовій оболонці рота, зниження масі тіла, може виникати короткочасна лихоманка, що періодично повторюється, підвищується температура тіла. Характерною ознакою цього періоду є геморагічний синдром – крововиливи під шкіру, слизові оболонки, шлунково-кишковий тракт, мозок, серце, легені та інші органи.

З залежності від одержаної дози та індивідуальної чутливості до опромінення тварин третій період триває від 1 до 3–4 тижнів. Наприкінці його з'являється прогресуюча анемія. При опроміненні у півлетальних дозах у половини тварин у кістковому мозку та лімфатичних вузлах спостерігається повна аплазія, що призводить до загибелі. У другій половині в цих органах відмічаються ознаки регенерації та перехід хвороби через 1–1,5 місяці в четвертий період.

Четвертий період – період відновлення при легкому ступені гострої променевої хвороби проходить досить швидко і, як вважається, в повній мірі. Він характеризується покращенням загального стану тварин, відновленням апетиту, нормалізацією температури. Зникає кровоточивість, диспептичні явища, як наслідок відміченої вище регенерації в кістковому мозку відбувається поступове відновлення показників крові.

При середній тяжкості хвороби тривалість періоду відновлення досягає 2–2,5 місяці і в цілому одужання завершується через 3–6 місяців. При тяжкій формі хвороби період відновлення може затягуватись до 7–9 місяців. Більш того, повного видужування тварин, як правило, не відбувається: відмічається

зниження імунітету, послаблення відтворювальної здатності, можливе скорочення тривалості життя, нерідко гостра форма променевої хвороби переходить у хронічну.

Дуже тяжкий ступінь гострої променевої хвороби у великих сільськогосподарських тварин триває від кількох днів до кількох тижнів і, звичайно, завершується загибеллю в першому або третьому періоді. При опроміненні в дозах, що перевищують летальні, рання смерть може настати вже через 2–4 доби. А при дозах, вищих за летальні в два-три рази, загибель може настати під час опромінення або в найближчі години після нього – так звана *"смерть під променем"*. Причиною загибелі тварин є киснева недостатність, що розвивається внаслідок зменшення кількості гемоглобіну в крові та розвитку токсемії, набряку легенів (рис. 5.8).



Рис. 5.8. Корова, хвора на тяжку форму гострої променевої хвороби, у стані агонії.

При середньому і тяжкому ступені гострої променевої хвороби тварин загибель, як правило, відбувається в третьому періоді. Головною її причиною звичайно є описані вище геморагічні явища, дистрофічні процеси. Більш детально характерні ознаки гострої променевої хвороби

сільськогосподарських тварин наведені в табл. 5.4.

Хронічна променева хвороба тварин розвивається внаслідок тривалого, як правило, загального опромінення організму у малих дозах іонізуючої радіації або надходження всередину організму радіоактивних речовин. Розрізняють три форми хронічної променевої хвороби: легку, середню та тяжку. Як і в гострій формі променевої хвороби, у неї виділяють періодичність протікання.

Легкий ступінь хронічної променевої хвороби, що проявляється при опроміненні в порівняно невеликих дозах і протягом нетривалого періоду, характеризується звичайно функціональними порушеннями переважно нервоворефлекторного характеру. Після припинення опромінення вони можуть швидко минати.

5.4. Характерні ознаки гострої променевої хвороби тварин (В.О. Кіршин та ін., 1986)

Показники	Ступінь тяжкості променевої хвороби			
	легкий	середній	тяжкий	надтяжкий
Тривалість первинних реакцій (перший період), доби	Немає або декілька годин	До 1	2–3	Більше 3
Тривалість латентного періоду (другий період), доби	2–7	10–15	8–12	5–10
Тривалість періоду розпалу хвороби (третій період), доби	5–10	10–20	10–30	5–20
Загальний стан тварин	Незначне пригнічення	Помітне пригнічення	Пригнічення, слабкість, хиткість ходи	Сильне пригнічення, хиткість ходи
Температура тіла, °С	Без змін або підвищена на 0,3–0,5	Без змін або підвищена на 0,5–0,7	Підвищення на 0,3–1	Підвищення на 0,5–1,5
Органи травлення	Без помітних змін	Розрідження калу	Понос	Понос з домішками слизу і крові
Удій	Без змін	Зменшення на 20–50%	Зменшення на 50–80%	Відсутність
Шерстяний покрив	Без помітних змін	У овець випадіння шерсті	У овець облісіння за винятком лицевої частини голови та нижньої частини кінцівок	
Органи дихання	Легка	Задишка,	Задишка,	Ознаки вираженої

	задишка	стікання з носа	хрипи, стікання з носа	бронхопневмонії
Кількість лейкоцитів	Зменшення на 30–40%	Зменшення на 50–60%	Зменшення на 50–75%	Зменшення на 75–90%
Кількість лімфоцитів	Зменшення на 30–40%	Зменшення на 30–50%	Зменшення на 50–80%	Зменшення на 70–90%
Кількість тромбоцитів	Зменшення на 5–15%	Зменшення на 5–25%	Зменшення на 40–50%	Зменшення на 40–60%
Кількість еритроцитів	Без змін	Зменшення на 10–20%	Зменшення на 15–20%	Зменшення на 20–30%
Прогноз	Благо-приємний	Загибель до 20% тварин	Загибель до 20–60% тварин	Загибель до 95–100% тварин

Для середнього ступеня хвороби властиві порушення регуляторних систем, функціональна недостатність органів травлення, нервової, серцево-судинної систем і, особливо, крові. Але після припинення опромінення також настає відновлення, яке характеризується репаративними та регенеративними процесами в найбільш уразливих *критичних тканинах*, і також нормалізацією функціональних порушень, іноді з тим чи іншим ступенем їх недостатності. Тяжкий ступінь хронічної променевої хвороби, який спостерігається при тривалому опроміненні, характеризується глибокими морфологічними порушеннями деструктивного порядку в органах кровотворення, шлунково-кишковому тракті, нервовій та інших системах. Порушуються функції залоз внутрішньої секреції, поступово послаблюється діяльність серця, розвивається виснаження, послабленням опору інфекційним хворобам.

При надходженні радіоактивних речовин всередину організму тварин хронічна променева хвороба часто буває зумовлена тривалим *локальним опроміненням* окремих органів та систем, викликаним вибіркоким розподілом їх в тілі та накопиченням в окремих органах. Так, ^{90}Sr накопичується в основному у кістяку, піддаючи опроміненню *червоний кістковий мозок* – основний кровотворний орган тварин, який має надзвичайно високу чутливість до іонізуючої радіації.

Не треба підкреслювати, що променева хвороба людини усіх форм характеризується проявом таких самих ознак і протікає цілком аналогічно.

Зрештою, хоча ознаки променевої хвороби тварин описуються специфічною симптоматикою, здебільш не зрівняною з такою для променевої хвороби рослин, первинні причини, що лежать в основі цього типу радіобіологічного ефекту, спільні і для рослин і для тварин.

5.1.4. Прискорення старіння і скорочення тривалості життя

Цей радіобіологічний ефект є також універсальним для живих організмів найрізноманітніших систематичних груп. Існує пряма кількісна залежність між ступенем скорочення тривалості життя і дозою іонізуючого випромінювання (рис. 5.9). Хоча, як вважають геронтологи, прискорення старіння і скорочення тривалості життя не обов'язково повинні бути обов'язково пов'язаними явищами або наслідком один одного. Так, зменшення тривалості життя може бути наслідком променевої хвороби, індукції лейкозів, пухлин, зниження імунітету та інших уражень, але ні в якій мірі не зв'язане з механізмом справжнього старіння.

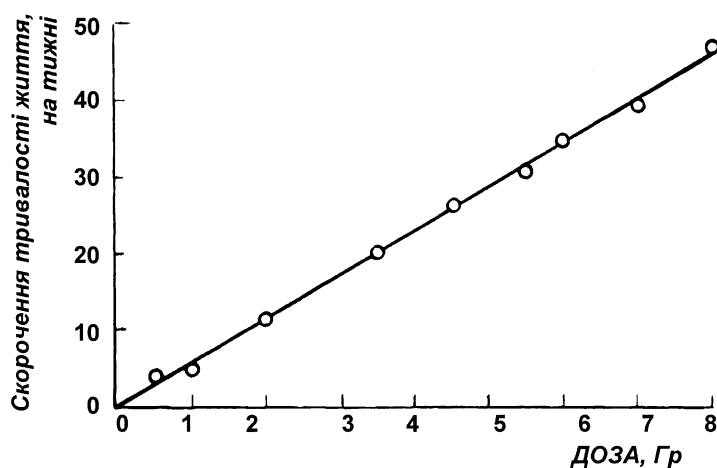


Рис. 5.9. Скорочення тривалості життя мишей як функція дози γ -опромінення (Д. Розенблат, Л. Ліндон, 1961).

Але що ж таке старіння? У класичному розумінні *старіння* – це *закономірний руйнуючий процес вікових змін організму, який веде до зниження його адаптаційних можливостей і збільшення імовірності смерті*. Старіння властиве всім живим організмам і протікає на всіх рівнях

організації живого – від молекулярного до генетичного й популяційного.

На молекулярному рівні характерними особливостями старіння є такі: незворотні порушення ДНК, нерівномірні зміни в синтезі РНК і білків різних класів, зміни у передачі спадкової інформації, порушення в утворенні, транспорті та використанні енергії, зниження активності систем антиоксидантів, мікросомального окислення, інтенсивності процесів синтезу медіаторів та гормонів.

Провідними ознаками старіння на клітинному рівні є зменшення числа мітохондрій в клітинах, руйнування лізосом, зміна електричних властивостей мембран, дегідратація колоїдів протоплазми, зниження лабільності клітин та їх реакцій на дію фізіологічно активних речовин та інші. Все це веде до зниження швидкості клітинного поділу, дегідратації і загибелі частини клітин, клітинному спустошенню твірних тканин.

Старіння вищих тварин на рівні цілісного організму проявляється в послабленні функцій основних фізіологічних систем організму (нервової, ендокринної, серцево-судинної, травлення та інших), зниженні контролю над їх діяльністю, зміни реактивності до дії гормонів, порушеннях на стадії надходження інформації в нервові центри.

Старіння рослин хоча і має певну специфіку у прояві ознак старіння, особливо помітну на організменому рівні, в цілому також характеризується послабленням функцій основних фізіологічних систем (фотосинтезу, дихання, транспорту елементів живлення та окремих метаболітів, водообміну та інших), розладом систем регуляції.

Практично всі перераховані процеси, як на молекулярному, так і клітинному та організменому рівнях є предметами пильної уваги радіобіології, так як всі вони реагують на опромінення іонізуючою радіацією і при високих дозах пригнічуються нею. Саме це і прискорює процеси природного старіння організму.

5.1.5. Загибель

За високих доз опромінення, коли видужування від променевої хвороби неможливе, настає *загибель, або смерть, організму – припинення його життєдіяльності як відокремленої цілісної системи.*

Смерть теплокровних тварин, якими є більшість видів сільськогосподарських тварин, зумовлена перш за все припиненням дихання і кровообігу. Звичайно виділяють два основні етапи смерті, або навіть два види смерті, – клінічну і біологічну, або справжню. По закінченні періоду клінічної смерті, у котрий ще можливе повноцінне відновлення життєвих функцій, настає біологічна смерть – необоротне припинення фізіологічних процесів практично в усіх клітинах і тканинах організму.

Завдяки тому, що у багатьох видів рослин старіння органів проходить неодноразово і в зв'язку зі здатністю у багатьох з них до новоутворень окремих органів, точна оцінка моменту загибелі рослини, на відміну від тварини, досить утруднена. Більш того, багатоклітинні рослини складаються з клітин і тканин, які в значній мірі, часом в сотні разів, відрізняються по радіочутливості і, як наслідок, втрачають здатність до виконання своїх функцій за різних рівнів радіаційного пошкодження. Це також ускладнює оцінку їх виживання, в усякому разі у достатньо близький післярадіаційний період.

Так, наприклад, стійкість до опромінення диференційованих клітин листка звичайно в десятки разів перевищує радіостійкість клітин його меристем. Тому при опроміненні останні можуть загинути, але диференційовані зберігають здатність до деяких функцій, наприклад, фотосинтезу, дихання, мінерального і водного обміну, в зв'язку з чим протягом тижнів–місяців часто-густо не вдається зареєструвати видимої загибелі рослин. Явні ознаки загибелі печально відомого "Рудого лісу" – 600 га захисного масиву навколо Чорнобильської АЕС, що одержав смертельну дозу під час аварії протягом квітня–травня 1986 р., проявилися лише наприкінці року, а цілком очевидними стали навесні 1987 р. (рис. 5.10).



Рис. 5.10. Куточок «Рудого лісу» через рік після аварії. На тлі сухих дерев сосни, що втратили хвою, видніються крони беріз, які мають більш високу радіостійкість.

Навіть у випадку досить високих доз, які повністю пригнічують поділ клітин в усіх твірних тканинах, а, відповідно, повністю інгібують ростові процеси, опромінені рослини довгий час можуть здаватися життєздатними, зберігаючи функціонування деяких систем. На цьому, до речі, оснований спосіб одержання особливих проростків, позбавлених меристем. Вони називаються *гамма-проростками*, або гамма-рослинками (*gamma-plantlets*), і використовуються для вивчення особливостей певних фізіологічних і біохімічних функцій рослини при відсутності клітин, що діляться.

Оскільки ж в кінцевому підсумку рослини гинуть внаслідок загибелі твірних тканин, то досить зручно реєструвати їх виживання саме за цією ознакою. На клітинному рівні за допомогою мікроскопу це можна виявити вже через 2–3 дні після опромінення – в меристемах зникають мітози. А при високих дозах, що блокують перехід клітин до мітозу, – навіть через декілька годин. Констатувати загибель меристем можна і візуально – через 6–10 діб спостерігається специфічне побуріння кінчиків коренів (рис. 5.11), з'являється опушеність в зоні росту; побуріння меристем пагонів можна вия-

вити, розкривши листочки, що накривають їх.

При опроміненні рослин в дуже високих дозах, що вимірюються десятками тисяч грей, можна спостерігати їх загибель через декілька годин після дії радіації: в усіх типах клітин відбувається повна деградація вмісту, спостерігається відставання цитоплазми від клітинних стінок, припиняються всі процеси метаболізму, слідом за чим рослини швидко в'януть і усихають. Це – вже згаданий вид швидкої смерті – "смерть під променем".



Рис. 5.11. Загибель проростків гороху через 6 діб після γ -опромінення у дводобовому віці в дозі 15 Гр; ліворуч неопромінений контроль.

5.1.6. Генетичні ефекти

Генетичні, або мутагенні, ефекти – це набуті в результаті опромінення іонізуючою радіацією морфологічні зміни чи деякі ознаки і властивості, що відрізняють організм від батьківських форм, які проявляються у наступних поколіннях. Такі пошкодження особливо небезпечні і підступні, так як виникають випадково і можуть проявлятися аж до двадцятого покоління.

Виділяють три основних типи мутацій:

1. Генні, або точкові, мутації, що є наслідком зміни окремих генів;
2. Аберації хромосом – мутації, пов'язані з порушенням структури хромосом;
3. Мутації каріотипу – мутації, пов'язані зі зміною числа хромосом; їх називають також геномними мутаціями.

Під впливом опромінення мутації можуть виникати як в статевих, так і

в соматичних клітинах. Перші називають генеративними мутаціями, другі – соматичними.

Незалежно від того, в яких клітинах виникають зміни, мутаційний процес, індукований іонізуючими випромінюваннями, носить не спрямований характер. Іншими словами, при опроміненні виникають мутації, що змінюють будь-які властивості і ознаки організму.

Виникнення радіаційних мутацій пов'язується, як правило, з прямими фізичними руйнуваннями ділянок хромосом іонізуючим випромінюванням чи індукованим ним потоком частинок, або з функціональною інактивацією життєво необхідних унікальних структур клітини під впливом продуктів радіолізу. Тому природно, що мутагенний ефект залежить від дози радіації. Вивчення залежності частоти виникнення як видимих морфологічних мутацій, так і аберацій хромосом від дози звичайно показує однозначну картину: крива доза-ефект має або лінійний, або близький до лінійного характер (рис. 5.12). Аналогічні залежності одержані і для інших типів мутацій.

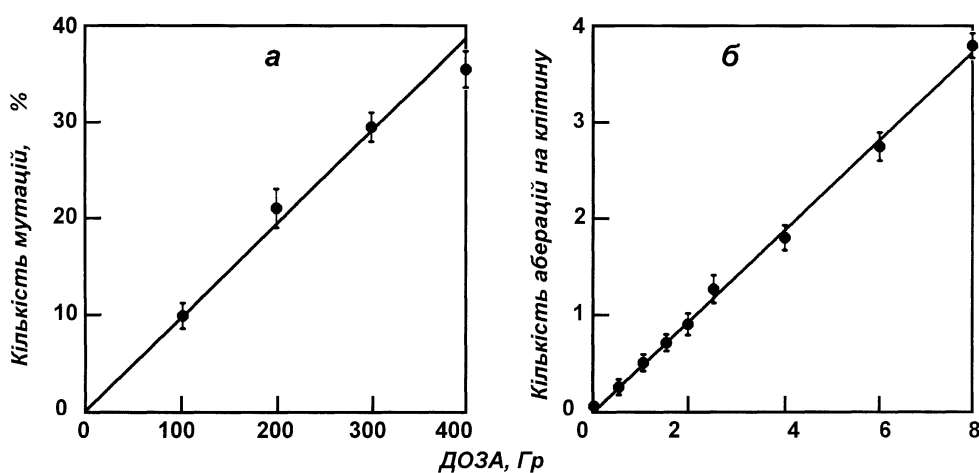


Рис. 5.12. Залежність кількості видимих мутацій для клітин хлорели (а) і аберацій хромосом в клітинах меристеми кореня бобів (б) від дози γ -опромінення (В.А. Шевченко, 1979; І.М. Гудков, 1984).

Лінійний характер кривих залежності мутагенного ефекту від дози опромінення, з одного боку, свідчить про те, що ступінь генетичного пошкодження зростає прямо пропорційно їй, а з другого – вказує на безпороговість цієї радіобіологічної реакції. Тобто, якою б малою не була

доза опромінення, вона буде індукувати мутації.

Із збільшенням дози кількість мутацій зростає, але знижується виживання організмів. Тому при певному порівняно високому рівні доз криві виходять на плато, або навіть кількість мутацій починає зменшуватися – на кривій з'являється максимум. Для рентгенівської і γ -радіації звичайно є тенденція до виходу числа мутацій на плато при 1–2% виживання, коли кількість мутантів досягає 50% від усіх індивідуумів, що вижили.

Мірою генетичної дії іонізуючих випромінювань є доза, яка подвоює кількість мутацій. Оцінити її нелегко. Для ссавців, деяких радіочутливих видів рослин вона варіює в досить широкому діапазоні доз – від 0,1 до 1 Гр.

При збільшенні радіаційного фону, ступеня забруднення ґрунту, рослин, кормів, продуктів харчування радіоактивними речовинами імовірність виникнення мутацій збільшується.

Мутації, що виникають при опроміненні в статевих клітинах ссавців, можуть бути настільки серйозними, що плід, який формується з них, може виявитися нежиттєздатним і загинути. Такі мутації називають *летальними* – смертельними. В інших випадках мутаційні зміни можуть бути сумісними з життям, але проявляються у вигляді виродків різного ступеня, спадкових хвороб. Із збільшенням дози небезпека виникнення обох типів мутації зростає. Особливо вона велика для потомства тварин, які пережили променеву хворобу середнього та важкого ступеню.

Слід підкреслити, що вищі рослини внаслідок наявності специфічної форми – насінини, котра являє собою фазу онтогенезу, в якій вони перебувають в стані спокою, а також завдяки можливості використання в експерименті чи роботі дуже великого числа особин з однаковими генетичними характеристиками (колос, качан, зонтик, волоть, головка та інші суцвіття, що здатні дати від батьківської форми сотні і тисячі однакових нащадків), є дуже зручним об'єктом для досліджування мутаційного процесу. І не випадково, що саме роботи в області *радіаційного мутагенезу* рослин одержали найбільше поширення в світі. Більш детально про це буде сказано у

розділі 12.

5.1.7. Близькі та віддалені, детерміновані та стохастичні радіобіологічні ефекти

В залежності від часу прояву після опромінення радіобіологічні ефекти поділяють на близькі та віддалені. До *близьких* відносять ті, які виявляються у перші часи (години, доби, тижні, місяці) після опромінення; віддалені наслідки реєструють в більш пізні періоди.

Виразити більш точно ці часи можливо тільки по відношенню до конкретного організму, так як час повинен розглядатися по відношенню до тривалості онтогенезу, котрий у одних організмів вимірюється днями, а у других – багатьма десятками років. Якщо ж їх оцінювати по відношенню до однорічних рослин, то *близькі* – це такі, що проявляються у перші години, дні, 1–2 тижні після одноразового опромінення, а *віддалені* – як правило, у другій половині, наприкінці онтогенезу, в наступних поколіннях, тобто через місяці, роки. Для тварин, тривалість онтогенезу у більшості видів яких вимірюється декількома роками, десятиліттями ці строки дещо більші.

До *близьких* радіобіологічних ефектів відносять радіаційну стимуляцію, яка виявляється одразу ж після опромінення; більшість морфологічних змін в тканинах і окремих органах, що виникають протягом перших днів-тижнів післярадіаційного періоду; гостру променевою хворобу, що розвивається у рослин протягом перших тижнів, а у ссавців – 1–1,5 місяців; загибель після опромінення у дуже високих дозах.

Віддаленим радіобіологічним ефектом вважається прискорення старіння і скорочення тривалості життя, що реалізуються у явній формі в останні періоди онтогенезу. До віддалених наслідків ураження ссавців відносяться такі види морфологічних змін, як злоякісні новоутворення – поява лейкозів, ракових пухлин. Типовим віддаленим ефектом морфологічної природи є променеві катаракти. До них відносять нефросклероз – хворобу, що виникає в результаті переродження тканин та судин нирок внаслідок їх

радіаційного ураження радіоактивними речовинами при їх виведенні з організму. Ці ефекти проявляються, як правило, через роки після опромінення.

Генетична дія іонізуючої радіації відноситься до найвіддаленіших ефектів опромінення. Більш того, батьки можуть не нести ніяких ознак соматичних радіаційних уражень, але у їх нащадків в наступних поколіннях можуть з'являтися найрізноманітніші відхилення від норми. Досліди на рослинах, комах, лабораторних тваринах та інших організмах показали, що якщо в першому поколінні реалізується до половини всіх мутацій, то решта може проявитися протягом наступних 15–20 поколінь.

У зв'язку з цим для оцінки генетичної небезпеки опромінення дуже важливо знати, чи є виникаючі *мутації домінантними*, тобто зумовленими участю тільки одного алеля у визначенні нової ознаки, чи *рецесивними* – двома різними алелями одного гену. Той чи інший характер успадкування визначає специфіку розподілу пошкоджень в ряду наступних після опромінення поколінь. Якщо мутація домінантна, вона виявиться в найближчих поколіннях. У випадку рецесивності генетичне пошкодження віддаляється на багато поколінь і буде проявлятися поступово або не проявиться ніколи.

Крім того, більша частина генетичних ефектів проявляється тільки в тому випадку, коли змінений ген з'єднується з геном, який несе аналогічне порушення. В залежності від частоти певної мутації, котра, як і загальна їх кількість, залежить від дози опромінення, ця випадкова комбінація двох однаково мутованих генів може статися тільки через декілька поколінь або взагалі не відбутися.

Віддалені радіобіологічні ефекти носять випадковий характер. Це означає, що їх неможливо визначити для певного опроміненого організму наперед, на відміну від більшості близьких ефектів. В усією впевненістю можна, наприклад, стверджувати, що коли 1000 рослин гороху опромінити в дозі 0,5 Гр, то в усіх, або майже в усіх, виявиться радіаційна стимуляція; при

дозі 8 Гр у всіх рослин виникнуть різні морфологічні зміни, а при дозах більше 15 Гр всі рослини загинуть. Можна бути впевненим, що коли овець, або навіть одну вівцю, опромінити в дозі 2 Гр, у всіх них обов'язково виникне променева хвороба першого або другого, а може і третього (в залежності від індивідуальної чутливості до іонізуючого випромінювання) ступеню. Але завбачити появу віддалених наслідків опромінення у якогось конкретного індивідууму неможливо. Тому, що такі ефекти опромінення, як генетичні, деякі соматичні – скорочення тривалості життя, виникнення ракових пухлин та інші мають стохастичний – імовірнісний, випадковий характер і називаються *стохастичними ефектами* на відміну від *детермінованих, або нестохастичних, ефектів*. Вони виявляються на основі статистичного аналізу змін в опроміненій популяції і оцінюються як відсоток уражених осіб в опроміненій популяції організмів, або кількість уражених осіб на тисячу, на мільйон. Цілком зрозуміло, що імовірність прояву віддалених стохастичних ефектів радіаційного ураження зростає зі збільшенням дози опромінення.

5.2. Біологічні ефекти радіоміметиків

Радіоміметики, або радіоміметичні речовини, – це хімічні сполуки, дія яких на клітини, органи, тканини і організм в цілому за багатьма показниками схожа до дії іонізуючих випромінювань. Насамперед до них відносять *алкілюючі сполуки* – хімічно надзвичайно високоактивні речовини, здатні через алкілування – приєднання алкільних вуглеводневих радикалів типу метилів (CH_3), етилів (C_2H_5) та інших утворювати ковалентні зв'язки з органічними сполуками, в тому числі і з біополімерами клітин, викликаючи в них порушення, аналогічні пошкодженням іонізуючою радіацією. Типовими представниками радіоміметиків цього класу є відома з часів першої світової війни отруйна речовина іприт (дихлордиетилсульфід, „гірчичний газ”), а також не менш відомі в наш час хімічні мутагени етиленімін,

диетилсульфонат, метилсульфонат.

Деякі дослідники відносять до радіоміметичних речовин різні переокси, які хоча і не так близько імітують дію іонізуючих випромінювань, як алкілюючі агенти, однак в деяких відношеннях мають з ними схожість. Є також дані про те, що симптоми пошкодження організму в умовах підвищеного вмісту кисню схожі з ознаками радіаційного ураження.

Радіоміметици, як і іонізуючі випромінювання, здатні інгібувати синтез ДНК, індукувати виникнення аберацій хромосом, подавляти поділ клітин і, відповідно, ріст і розвиток організму, проявляти канцерогенну та мутагенну дію і, зрештою, як і радіація, вбивати клітину і організм.

Однак, загальна реакція далеко не завжди означає спільність механізмів дії. Деякі радіобіологи, в тому числі відомий англійський дослідник П. Коллер, який вперше у 1954 р. показав невідмінність від дії іонізуючих випромінювань дію іприту у пошкодженні хромосом в клітинах кореневих меристем цибулі і в пилкові традесканції, вважають, що на основі подібності деяких кінцевих реакцій не можна вважати однаковим механізм дії цих факторів на організм. І все ж таки, багато таких, які впевнені, що в обох випадках мають місце аналогічні механізми. Про це свідчить те, що, як і іонізуючі випромінювання, перераховані речовини, яким приписуються радіоміметичні властивості, і в першу чергу алкілюючі сполуки, здатні індукувати глибокі зміни у фізичних і хімічних властивостях ДНК – мішені радіаційного ураження; те, що радіостійкі організми звичайно виявляються і більш стійкими до їх дії; радіозахисні речовини також, як правило, знижують ступінь їх уражуючої дії.

Щоб більше не повертатись до цієї вузькоспецифічної проблеми радіобіології, треба відмітити, що радіоміметици та їх похідні широко використовуються в селекції рослин і деяких інших організмів як мутагенний фактор (хімічній мутагенез). За їх допомогою одержано немало нових сортів сільськогосподарських культур, які мають важливі господарсько-корисні ознаки. На здатності радіоміметиків пригнічувати поділ клітин базуються

деякі методи хіміотерапії ракових новоутворень.

Підсумовуючи викладене, слід підкреслити, що головним фактором, який визначає прояв того чи іншого радіобіологічного ефекту, є доза опромінення організму іонізуючою радіацією. За відносно невеликих доз проявляється радіаційна стимуляція, при більш високих виявляються морфологічні зміни, променева хвороба різних ступенів, прискорення старіння, ще при більш високих – загибель. Ступінь генетичного пошкодження також визначається величиною дози. Однак дози, які при опроміненні одних організмів викликають стимулюючу дію, при опроміненні інших можуть ініціювати променеву хворобу і навіть призводити до загибелі. Все визначається чутливістю до випромінювань організмів різних таксономічних груп – їх радіочутливістю.

Контрольні запитання до розділу 5:

1. Класифікація радіобіологічних ефектів.
2. Суть радіаційної стимуляції.
3. Основні типи морфологічних змін органів рослин при дії іонізуючих випромінювань.
4. Вплив іонізуючих випромінювань на тривалість життя.
5. Специфіка радіаційної загибелі рослин.
6. Типи мутацій, що індукуються іонізуючими випромінюваннями.
7. Близькі та віддалені ефекти радіації.
8. Стохастичний характер віддалених наслідків радіаційного ураження.
9. Поняття про радіоміметики.

6. РАДІОЧУТЛИВІСТЬ РОСЛИН, ТВАРИН ТА ІНШИХ ОРГАНІЗМІВ

6.1. Радіочутливість та радіостійкість. 6.2. Порівняльна радіочутливість організмів. 6.2.1. Радіочутливість рослин. 6.2.2. Радіочутливість тварин. 6.2.3. Радіочутливість бактерій і вірусів. 6.2.4. Радіочутливість біоценозів. 6.3. Причини широкої варіабельності радіочутливості організмів. 6.4. Порівняльна радіочутливість клітин на різних фазах розвитку. 6.5. Критичні органи. 6.6. Особливості дії на живі організми малих доз іонізуючих випромінювань.

За різних доз опромінення живих організмів іонізуючою радіацією проявляються різні радіобіологічні ефекти. Радіаційна стимуляція – перший соматичний ефект, котрий візуально можна спостерігати за мінімальних доз. Морфологічні зміни і променева хвороба проявляються при дозах у десятки разів більш високих. При досягненні певних ще вищих доз настає загибель.

Але не тільки від дози опромінення залежить прояв радіобіологічних ефектів. Так, дози, які стимулюють ріст і розвиток рослин родини капустяних (капуста, ріпак, редис), смертельні для бобів і гороху. Дози, які практично нешкідливі для комах, смертельні для всіх ссавців. Всі радіобіологічні ефекти визначаються чутливістю організмів до іонізуючої радіації, або їх радіочутливістю.

6.1. Радіочутливість та радіостійкість

В радіобіології рівноправно існують два терміни, що характеризують відношення організму до іонізуючих випромінювань – *радіочутливість* і *радіостійкість*. Вважається, що вони взаємозв'язані і з різних боків відбивають одне і те ж явище – якщо організм має високу радіочутливість, то він характеризується низькою радіостійкістю, і навпаки. Дійсно, такий зв'язок важко заперечувати. Проте, ці поняття слід відрізняти.

Радіочутливість організму – це його здатність реагувати на мінімальні дози іонізуючої радіації, уловлювати за допомогою різних систем клітин і молекул незначні рівні опромінення.

Радіостійкість – це здатність організму переносити високі рівні

опромінення іонізуючою радіацією, тобто здійснювати процеси життєдіяльності в умовах певного радіаційного навантаження.

У відповідності з цими визначеннями чим менша доза, яка викликає нелетальні радіобіологічні ефекти, тим вища радіочутливість організму. І чим більша доза, яка призводить до загибелі організму, тим вища його радіостійкість. Організм можна характеризувати двома рівнями доз: нижнім – для радіочутливості і верхнім для радіостійкості. Інтервал між цими дозами – це *діапазон радіобіологічних, або біологічно ефективних, доз.*

Для оцінки радіочутливості чи радіостійкості, тобто ступеня радіаційного впливу, використовують поняття ефективної дози. *Ефективна доза – це доза, яка викликає той чи інший радіобіологічний ефект.* Наприклад, індукувати радіаційну стимуляцію, викликати утворення певного типу морфологічних змін. Але найбільш часто для характеристики радіочутливості і радіостійкості організмів використовують рівні *півлетальних (ЛД₅₀) і летальних (ЛД₁₀₀) доз*, тобто доз, які викликають, відповідно, загибель половини або всіх опромінених індивідуумів до якогось певного строку після опромінення (наприклад, 30-у добу – ЛД_{50/30}).

Ці дози визначають за *кривими доза-ефект*. Під такою кривою розуміють графічну залежність між різними дозами опромінення і ступенем прояву радіобіологічного ефекту, в даному випадку загибелі або виживання. Тому такі криві називають *кривими виживання*.

Для побудови кривої виживання проводяться спеціальні експерименти, в яких групи рослин чи тварин опромінюються в різних дозах. Через певний час, коли результати досліду стають очевидними, в кожному варіанті оцінюється кількість особин, що загинули і, відповідно, що вижили, і за ними будується крива (рис. 6.1). Вона звичайно має S-подібний або близький до нього характер. Про що свідчить така її форма? Перш за все, про те, що реакція виживання, на відміну від генетичного ефекту, має пороговий характер – до певного рівня дози виживають всі особини і крива на цій ділянці йде паралельно осі абсцис. Потім із збільшенням дози і появою

загиблих особин крива починає опускатися до низу. На цій ділянці залежність виживання від дози має, як правило, лінійний або близький до нього характер, і саме тут з високою точністю оцінюється величина LD_{50} . Зрештою, з подальшим збільшенням дози крива знову виходить на постійний рівень, що свідчить про те, що всі дози вище певної межі є летальними для всіх особин.

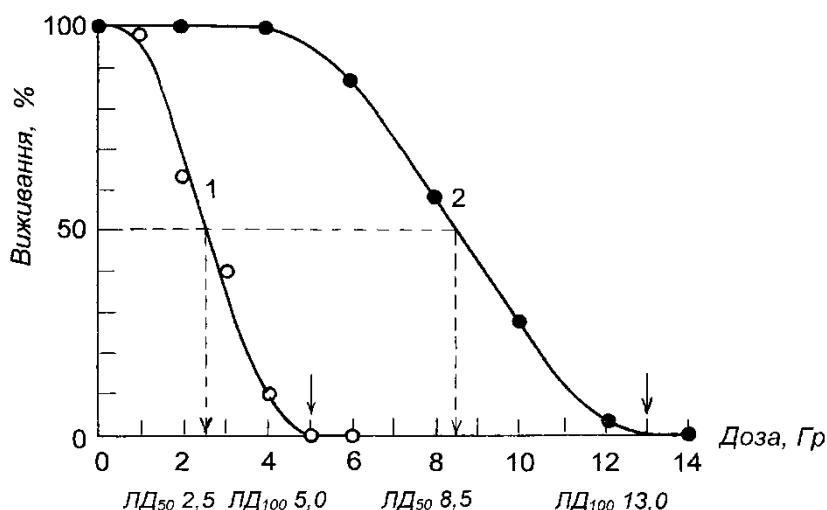


Рис. 6.1. Оцінювання ефективних доз (LD_{50} і LD_{100}) на кривих виживання: 1 – для овець і 2 – для рослин гороху.

Але якщо для характеристики радіостійкості можна використовувати рівень дози, при якій після опромінення гине певна частина організмів – LD_{50} або LD_{100} , то оцінка радіочутливості викликає певні утруднення. У деякій мірі рівень радіочутливості можуть характеризувати дози, які викликають цитологічні, цитогенетичні пошкодження або деякі біохімічні порушення.

6.2. Порівняльна радіочутливість організмів

Радіочутливість живих організмів різних таксономічних груп варіює у дуже широких межах. Якщо для найрадіочутливіших з них – деяких видів вищих рослин, ссавців півлетальні дози не перевищують декількох грей, то для найрадіостійкіших – нижчих рослин, бактерій, вірусів вони досягають декількох тисяч грей, тобто декількох кілогрей (кГр).

Необхідність знання даних про радіочутливість людини сумніву ні в

кого не викликає. Те ж стосується тварин-ссавців, особливо сільськогосподарських та інших свійських тварин, які схожі з людиною за своєю організацією і не набагато відрізняються щодо чутливості не тільки до іонізуючих випромінювань, а й до інших впливів. Але навіщо вивчати радіочутливість рослин, комах, бактерії, вірусів, які, як відомо, мають відносно високу стійкість практично до всіх вражаючих чинників?

По-перше, вивчення порівняльної радіочутливості організмів окремих таксономічних груп є досить важливим для науки як в чисто академічному плані пізнання, так і в теоретичному – вивченні причин низької радіочутливості деяких з них. Знання останніх може відкрити шляхи до штучного підвищення радіостійкості чутливих організмів, в тому числі і людини.

По-друге, у різні сфери діяльності людини все ширше впроваджуються десятки радіаційних і *радіаційно-біологічних технологій*, пов'язаних з опроміненням насіння і вегетуючих рослин з метою збільшення урожаю, одержання нових сортів, продовження строків зберігання продукції рослинництва; опромінення продукції рослинництва і тваринництва для знищення шкідливих комах; з метою її пастеризації і консервації, тобто знищення мікрофлори; дезінфекції, з метою стерилізації матеріалів і інструментів та інші. Тому знання радіочутливості різних видів живих організмів є важливим і з суцільно прикладних позицій.

6.2.1. Радіочутливість рослин

Натепер відомі дані про радіочутливість більш як 3000 рослин, що належать до різних родин, родів, видів, сортів. Але в переважній більшості вони відносяться до насіння – стадії онтогенезу рослини, в якій вона перебуває в стані глибокого органічного або вимушеного спокою і тому має високу стійкість як до іонізуючих випромінювань, так і до інших чинників. Саме тому у радіобіологів, які не працюють безпосередньо з рослинами, склалася помилкова думка про їх нібито надзвичайно високу радіостійкість.

Це і так, і не так. Варто лише помістити насіння в вологе середовище, як зараз же активізуються всі процеси обміну і воно починає проростати. Уже у фазі проростку радіочутливість рослини збільшується в 15–30 разів (рис. 6.2) і залишається на цьому рівні до кінця вегетації, незначно змінюючись в окремі фази онтогенезу. І треба визнати, що відомостей про радіочутливість рослин у вегетуючому стані значно менше, ніж для насіння. В табл. 6.1 наведені дані про радіочутливість 16 родів рослин, а в табл. 6.2. – насіння 60 родів рослин.

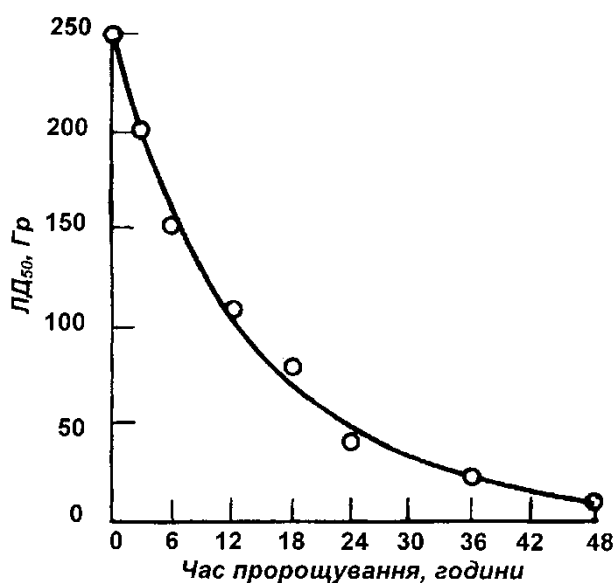


Рис. 6.2. Зростання радіочутливості насіння гороху при проростанні.

Вважається, що найвищу радіочутливість в рослинному світі і, мабуть, взагалі серед живих організмів, мають деякі види рослин з родини лілейних, зокрема *трилліум*. Видатний американський радіобіолог Арнольд Хікс Сперроу (фото на рис. 6.4), який працював у Брукгейвенській національній лабораторії у США, прізвище якого, як класика радіобіології, вже згадувалося і ще неодноразово буде згадуватися у цьому розділі і в цій книзі, встановив, що рослини з насіння трилліуму, опроміненого у дозі 20 Гр, гинуть на стадії сходів, а для проростків летальна доза складає лише 2 Гр.

6.1. Радіочутливість вегетуючих рослин

Рід	ЛД _{50/10*} , Гр	Рід	ЛД _{50/10} , Гр
Триліум	0,5–1	Пшениця	13–18
Сосна	1–3	Помідор	15–18
Ялина	3–5	Люпин	15–20
Боби	3–5	Кукурудза	18–22
Горох	7–9	Огірок	20–24
Квасоля	10–13	Люцерна	20–25
Соя	12–15	Конюшина	25–30
Ячмінь	13–17	Редис	50



*Цифра „10” вказує день після опромінення, Коли проводилась оцінка виживання за тестом загибелі меристеми головного кореня.

Рис. 6.3. Триліум (*Trillium*) – найрадіочутливіша рослина.

6.2. Радіочутливість насіння деяких родів вищих рослин до γ - і рентгенівського випромінювання (за О.І. Преображенською, 1991)

Рід	ЛД ₅₀ , Гр	ЛД ₁₀₀ , Гр	Рід	ЛД ₅₀ , Гр	ЛД ₁₀₀ , Гр
Лілія	10	20	Бавовник	200–360	–
Сосна	10	120	Помідор	200–400	400–750
Виноград	10–90	–	Овес	250	500
Ялина	20–60	50	Кріп	250	500
Яблуня	20–70	70–150	Мак	250–300	450–500
Груша	30–40	70	Люпин	250–300	750–800
Смородина	30–40	70	Липа	300	600
Слива	40–100	80–200	Коноплі	300–350	500
Вишня	50	100	Буряк	350–400	700–750
Боби	50–100	75–125	Картопля	350–500	500–1000
Береза	50–100	100–150	Гарбуз	500	–
Горох	50–250	150–500	Огірок	500	1000
Клен	100–150	160–600	Кавун	500–700	–
Кукурудза	100–150	250	Морква	500–1000	1000
Цибуля	100–150	250	Еспарцет	500–1000	1250
Салат	100–150	250	Люцерна	500–1500	1500
Жито	100–180	150–250	Конюшина	500–1500	1500–2000
Гречка	100–200	200–400	Капуста	700–800	1500
Квасоля	100–250	250–500	Буркун	700–1000	2000
Баклажан	150	250	Ріпак	750–1000	2000
Соя	150–170	250–500	Гірчиця	800–1500	1600–2000
Пшениця	150–250	250–450	Льон	1000	2000
Ячмінь	150–250	250–500	Редька	1000–1500	2000
Ясен	150–300	300–600	Ріпак	1500–2000	2500
Перець	190–360	–	Редис	2000	3000



Рис. 6.4. Д.М. Гродзинський, А.Х. Сперроу (1914–1976) і автор підручника (Київ, 1975 рік).

До числа дуже радіочутливих належать хвойні рослини, в першу чергу сосна і ялина, що також вперше встановив А.Х. Сперроу. Для насіння деяких їх видів летальні дози складають лише 20 Гр. Високою радіочутливістю характеризується багато лісових та декоративних листяних *деревних порід*, виноград, плодове дерева, чагарникові породи.

Серед сільськогосподарських *трав'янистих рослин* найбільш високу радіочутливість має насіння більшості представників родини бобових, а серед них максимальну – бобів, представлених тільки одним видом – бобами кінськими. Більш високу радіостійкість мають злаки, деякі овочеві, технічні культури. Максимальною ж радіостійкістю серед вищих рослин характеризуються рослини родини хрестоцвітих. Так, півлетальні дози для насіння редьки, брукви, редису в 30–200 разів вищі, ніж для насіння найрадіочутливіших родів. Високу стійкість до іонізуючої радіації має насіння льону, гірчиці, буркуна.

Радіочутливість *вегетуючих рослин*, як правило, в 15–30 разів вища за

радіочутливість насіння. В цілому ж відмічається кореляція між радіочутливістю насіння і вегетуючих рослин. У рослин, як і в насіння, вона максимальна у лілейних, соснових, бобових і мінімальна у хрестоцвітих.

Вказані в табл. 6.1 і 6.2 діапазони ефективних доз для окремих родів дають деяке уявлення про варіювання радіочутливості у окремих видів. Але вона може суттєво відрізнятись і в окремих сортів. В цьому немає нічого дивного, так як різні сорти мають різну стійкість до різних факторів – низьких і високих температур, хвороб, хімічних агентів та інших. Так, ефективні дози для насіння злаків різних сортів можуть різнитись в 2–3 рази, а насіння гороху – до 5 раз.

Не тільки при переході від стану спокою насінини до вегетуючого, але і протягом всього періоду розвитку радіочутливість рослин варіює у певному діапазоні. Безперечно, це зумовлено тим, що кожний етап онтогенезу характеризується специфічним комплексом фізіолого-біохімічних процесів, від яких і залежить радіочутливість рослини. Тому необхідно досить чітко уявляти особливості етапів розвитку кожного виду і оцінювати радіочутливість рослин за ознаками, властивими кожному етапу. Тільки в цьому випадку можна визначити і вивчити причини, від яких залежить радіочутливість рослин у перебігу онтогенезу і проводити правильне порівняння радіочутливості рослин різного філогенетичного положення.

На рис. 6.5 наведені узагальнені результати дослідників, які вивчали радіостійкість рослин на окремих етапах онтогенезу – від насінини, що формується, до початку гаметогенезу – формування нової насінини. Вони свідчать, що фаза молочної стиглості насіння є найбільш чутливою до дії випромінювання. В міру переходу до воскової і повної стиглості радіостійкість зростає, досягаючи максимуму у період повного дозрівання. Початок проростання насіння, як уже відмічалось, характеризується різким підвищенням радіочутливості, яка потім із закладанням вегетативних органів та осі суцвіття дещо знижується. Перехід до генеративного стану – етапу формування статевих органів знову характеризується підвищенням

радіочутливості. В період формування елементів квітки стійкість рослини до випромінювання дещо підвищується, але з початком спорогенезу і гаметогенезу знижується знову.

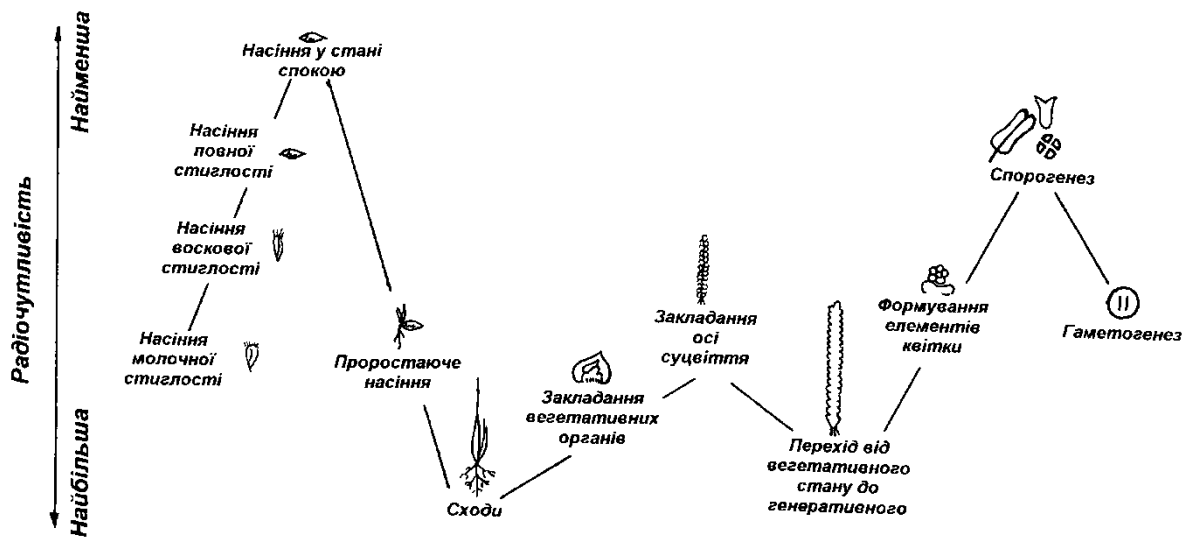


Рис. 6.5. Варіювання радіочутливості рослин в онтогенезі (М.Ф. Батигін і С.М. Потапова, 1969).

Таким чином, протягом розвитку рослини можна виділити декілька етапів, що характеризуються високою радіочутливістю. Це – проростання насіння і стадія сходів, перехід росли, від вегетативного стану до генеративного і гаметогенез. Опромінення рослин на цих етапах може привести до досить значного ураження.

Розмова про радіочутливість рослин буде неповною, якщо не сказати декілька слів про відношення до іонізуючої радіації *нижчих рослин* – організмів досить поширених, багато видів яких відіграють важливу роль в життєдіяльності мікрофлори ґранту. Довгий час як приклад найвищої радіочутливості живих організмів наводилась мутантна форма бактерії роду *Мікрококкус*, виявлена в США в каналі одного атомного реактора, де потужність дози була близько 0,12 Гр/с, а доза опромінення за добу, відповідно, більше тридцяти тисяч грей. І ось в цих умовах ця бактерія не тільки виживала, але й розмножувалась, в зв'язку з чим одержали назву

Mirococcus radiodurans (радіостійкий).

Американська дослідниця М. Краус в умовах експерименту порівнювала радіостійкість цієї бактерії з радіостійкістю синьо-зелених водоростей і встановила, що у деяких видів водоростей вона значно вища – ЛД₅₀ досягала 12000–15000 Гр (гострого опромінення, при потужності дози значно більшій, ніж 0,12 Гр/с). ЛД₅₀ для *Mirococcus radiodurans* в цих умовах склала лише 3000–4000 Гр.

Досить низьку радіочутливість мають мохи і папороті – півлетальні дози для більшості з них складають 200–700 Гр. Для грибів, які були відокремлені в окреме царство, ЛД₅₀ варіює від 100 до 1000 Гр. Високу радіостійкість мають лишайники – нижчі рослини, утворені симбіозом гриба і водорості. Для них значення півлетальних доз визначаються, як правило, радіочутливістю гриба.

До тепер далеко не у всіх видів організмів досліджена радіочутливість. Проте, з достатньою впевненістю можна стверджувати, що рослини включають як найрадіочутливіші, так і найрадіостійкіші види живих організмів. Докладне вивчення причин такого досить широкого варіювання радіочутливості видів рослин і особливо причин високої радіостійкості деяких із них має велике значення для розвитку теорії протирадіаційного захисту організму і пошуку протирадіаційних фармакологічних засобів.

6.2.2. Радіочутливість тварин

З усіх точок зору, в тому числі і з точки зору радіочутливості, в тваринному світі з цілком зрозумілих причин найбільший інтерес представляють ссавці. Радіобіологія має дані про радіочутливість багатьох представників цього класу. Але найбільш точні дані в основному стосуються дрібних лабораторних тварин – мишей, щурів, ховрахів, кролів, собак. Значно менше відомо про радіочутливість великих тварин, таких як кінь, корова, верблюд, експерименти з якими досить дорого коштують. Практично немає даних про радіочутливість диких тварин, особливо крупних. Приблизні

також дані про радіочутливість людини, основані на відомостях, одержаних при аваріях, в умовах яких точна дозиметрія, як правило, досить ускладнена.

В табл. 6.3 наведені дані про чутливість до γ -випромінювання деяких видів ссавців, узагальнені на основі відомостей, які є в радіобіологічній літературі. Вони свідчать, що для деяких з них значення півлетальних і летальних доз варіюють в дуже широких межах, відрізняючись часом в декілька разів. Навряд чи можна це пояснити особливостями порід, ліній тварин. Скоріше за все – особливостями проведення експериментів, умовами опромінення, віком тварин. І все-таки можна відмітити, що для більшості родів ссавців півлетальна доза не перевищує 4–5 Гр, а летальна – 8–9 Гр. До найбільш радіочутливих з свійських тварин варто віднести вівцю, мінімальне значення ЛД₅₀ для якої складає лише 1,5 Гр, а до найбільш радіостійких – кролика, для якого значення ЛД₅₀ досягає 8–10 Гр.

Вчені Московського університету ім. М.В. Ломоносова у 60-х роках виявили, що досить розповсюджений у Прибайкаллі гризун монгольська піщанка – тварина підродини ховрахових (рис. 6.6) має ще більш високу стійкість до радіації – півлетальна доза для неї досягає 13 Гр, а летальна 15–18 Гр. Поки що це рекордсмен з радіостійкості серед ссавців. Хоча деякі вчені так не вважають. Справа в тому, що й інші тварини – польові миші, нориці, ховрашки, хом'яки, бабаки, які живуть в районах поширення монгольських піщанок, мають підвищену порівняно зі звичайною радіостійкість. Але переведення тварин в лабораторні умови на штучний раціон, в якому була відсутня природна їжа, дуже швидко призводило до зниження їх стійкості до опромінення. Це явище одержало назву "ефект віварію". І є думка, що деякі рослини, якими живляться ці гризуни в природних умовах, мають радіозахисні властивості. І хоча виявити їх поки що не вдалося, це ще раз свідчить про важливість дослідження видів рослин з метою можливого їх використання для одержання протирадіаційних препаратів.

6.3. Радіочутливість ссавців (γ -опромінення)

Рід	ЛД _{50/30} , Гр	ЛД ₁₀₀ , Гр	Рід	ЛД _{50/30} , Гр	ЛД ₁₀₀ , Гр
Морська свинка	1,5–3	4–6	Миша	4,5–7	8–10,5
Вівця	1,5–4	5,5–7,5	Щур	4,5–7,5	7–10
ягнята до 3 міс.	1,5–3	6	Кішка	5–7	8–9,5
Велика рогата худоба	1,6–5,5	6,5	котенята до 2 міс.	3,5–4	6,5–7
телята до 5 міс.	1,5–2,5	3	Рись	5,8	–
Коза	2–5,5	7,5	Єнот	5,8	–
Осел	2–5,5	8	Кажан	5–7,5	–
Верблюд	2,5	–	Хом'як	5–8	9–10
Людина	2,5–4	6	Нориця	5,5–8	9–11,5
Мавпа	2,5–5,5	4–6	Лиса	7,8	–
Свиня	2,5–6	8	Ховрашок	6–9	11
поросята до 2 міс.	2,8–3	4,5	Бабак	6–9,5	–
Кінь	2,5–6	–	Кролик	8–10	12–14
Собака	3,5–4	5–6,5	Заєць	9–10	–
цуценята до 3 міс.	2–3,5	4–5	Монгольська піщанка	10–13	15–18



Рис. 6.6. Рекордсмен з радіостійкості серед ссавців монгольська піщанка (*Meriones unguiculatus*).

Молоді тварини, як свідчать дані табл. 6.3, мають більш високу радіочутливість, ніж дорослі. Це загальне радіобіологічне явище, яке цілком закономірно витікає із положення Бергоньє-Трибондо про те, що чутливість клітин до випромінювань прямо пропорційна їх здатності до поділу і обернено пропорційна ступеню їх диференціації.

Коротко слід сказати про радіочутливість інших класів тварин. Серед хребетних більш високу, ніж ссавці, радіочутливість мають птахи. Півлетальні дози для більшості їх видів варіюють від 4 до 18 Гр. Для різних порід курей, наприклад, ці дози варіюють від 10 до 15 Гр, качок – від 12 до 16 Гр, гусей – від 12 до 18 Гр (табл. 6.4).

6.4. Радіочутливість видів птахів

Вид	ЛД _{50/30} , Гр
Коноплянка	4
В'юрок	5
Щиголь	6
Зеленушка	6
Горобець	6,25
Голуб	9,2
Кури	10–15
Качки	12–16
Гуси	12–18

В діапазоні 5–20 Гр знаходяться півлетальні дози для риб. Для більшості амфібій вони децю вищі – до 25–30 Гр. Хоча за даними японських дослідників для саламандри японської складають усього 7–8 Гр (рис. 6.6). В широкому інтервалі варіюють півлетальні дози для плазунів: для найбільш радіочутливих представників тварин цього класу черепах вони складають 15–20 Гр, а для найбільш радіостійких – зміїв – 80–200 Гр.



Рис. 6.6. Саламандра японська (*Andrias japonicus*) – найрадіочутливіший вид серед амфібій.

Значно вищу радіостійкість мають безхребетні тварини. Дія більшості видів комах півлетальні дози складають 50–300 Гр, а летальні – 100–500 Гр, хоча для деяких можуть досягати 1000 Гр. Радіочутливість комах дуже залежить від стадії розвитку. Наприклад, для 3-годинних яєць дрозофіли півлетальна доза складає 2 Гр, для 4-годинних – 5, для 7,5-годинних – 8, для

стадії лялечки – 20–65, а для дорослої особини – 95 Гр.

Для різних моллюсків півлетальні дози варіюють від 20 до 200 Гр, для членистоногих – від 100 до 1000 Гр, для кишковопорожнинних – від 50 до 2500 Гр, для найпростіших – амеб і інфузорій – від 1000 до 3000 Гр.

6.2.3. Радіочутливість бактерій і вірусів

Бактерії і віруси, без сумніву, належать до найрадіостійкіших організмів. Уявлення про це дають наведені вище відомості про радіочутливість синьо-зелених водоростей, які мікробіологи називають ціанобактеріями, тобто блакитними бактеріями. Згадувалась також радіочутливість бактерії *Micrococcus radiodurans*, для якої півлетальна доза складає близько 4000 Гр (за даними різних дослідників вона варіює від 1000 до 7000 Гр). Але навіть у цьому роду є бактерії, для яких значення півлетальних доз значно нижчі. Так, для *M. sodensis* вона складає тільки 300 Гр. Однією з найбільш радіочутливих бактерій є часто використовувана в радіобіологічних експериментах кишкова паличка *Escherichia coil*. Для неї ЛД₅₀ складає 30–60 Гр. Але для переважної кількості бактерій півлетальні дози знаходяться в діапазоні 300–2000 Гр. Спори бактерій ще більш стійкі до іонізуючих випромінювань.

Всі віруси навіть у фазі розмноження мають дуже високу радіостійкість – ЛД₅₀ для них варіює від 4000 до 7000 Гр. В стані спокою їх радіостійкість набагато вища. Без сумніву, летальні дози для бактерій і вірусів, як і для їх спор, значно вищі. Виходячи з них, оцінюють дози, необхідні для пастеризації і консервації продуктів, знезараження продукції рослинництва і тваринництва, стерилізації матеріалів та інструментарію в медицині та ветеринарії. В окремих випадках ці дози досягають 20000–25000 Гр, тобто 20–30 кГр.

6.2.4. Радіочутливість біоценозів

При дії іонізуючих випромінювань на угруповання організмів різних

таксономічних груп навіть у порівняно невисоких дозах, далеких від рівня летальних для найбільш радіочутливих компонентів біоценозу, в його структурі можуть відбуватися значні зміни. Це пояснюється тим, ще навіть незначне пригнічення росту і розвитку одного-двох видів може супроводжуватись порушенням ценотичних зв'язків і забезпечити сприятливі умови для розвитку інших видів.

У цій ситуації більш небезпечним для біоценозів може бути хронічне опромінення, ніж гостре, так як діючи на рослину чи тварину протягом ряду поколінь, воно призводить до накопичення поступових відхилень в розвитку того чи іншого виду. Після гострого ж опромінення порушення у біоценозі в наступні роки може відновлюватись.

Перші дослідження з дії іонізуючих випромінювань на біоценози були проведені в районах з дуже високою природною радіоактивністю, а також в місцях випробування ядерної зброї, де на порівняно великих територіях вони опромінювалися досить тривалі періоди.

Так, польські дослідники І. Сарос'єк і Х. Вожаковська-Натканець (1966) в умовах радіонуклідної аномалії оцінювали дію γ -випромінювання при потужності дози 0,76–0,91 мР/год на природну екологічну популяцію різних видів мохів. Протягом декількох років вони спостерігали поступове зникнення деяких представників цього класу рослин і зміцнення позицій маршанцієвих мохів, які мають більш високу радіостійкість.

А.І. Таскаєв зі співробітниками (2005) проводили дослідження у середньо-тайговій зоні Республіки Комі на локальних радієвих ділянках, що утворилися понад 70 років тому внаслідок виводу на поверхню землі радіоактивних вод та техногенної діяльності людини з видобутку радію. В тих місцях, де потужність гамма-фону досягає 2 мР/год у порівнянні з контрольними, розташованими у цій же зоні ділянками зі звичайним фоном у 10–15 мкР/год, протягом останніх десятиліть спостерігали найрізноманітніші зміни у біоценозі, що складався тисячоліттями: морфологічні зміни у рослин, особливо у хвойних видів, підвищену мутабільність у більшості видів

рослин, що призвело до суттєвих змін у флористичному складі біоценозу, порушення у структурі мікробного ценозу ґрунту, зниження чисельності популяцій деяких видів тварин, зокрема мишовидних гризунів – рудих нориць, нориць-економок – основних представників фауни даного регіону, порушення у структурі мікробного ценозу ґрунту.

На підставі багаторічних спостережень в зоні Східно-Уральського радіоактивного сліду і в 30-кілометровій зоні відчуження Чорнобильської АЕС В.А. Шевченко та ін. (2001) спостерігали і описали по мірі зростання потужності дози такі ефекти в біоценозах, в тому числі і в фітоценозах, як біохімічні мутації, аберації хромосом, видимі мутації, зміни генетичної структури популяції, випадіння радіочутливих видів, збіднення угруповань і, зрештою, як найсильніший ефект – *деградація біоценозу*. При цьому вони першочергове значення в дії іонізуючої радіації на ценози надають генетичним ефектам, котрі на їх думку є основною причиною екологічних змін у складі угруповань рослин та тварин. Вони виділили зони потужностей доз, за яких характерне виявлення генетичних ефектів: поодинокі ефекти – 10^{-6} – 10^{-4} Гр/доб, стійкі у хвойних порід – 2×10^{-5} Гр/доб, стійкі генетичні ефекти у більшості видів – 0,1 Гр/доб. Випадіння радіочутливих видів спостерігається починаючи з потужності дози 10^{-2} Гр/доб. Криві дозових залежностей, що були виявлені при цьому, мали класичний лінійний характер і не мали порогу.

Спеціальні дослідження з дії іонізуючих випромінювань на фітоценози проводяться на *гамма-полях*, що являють собою ізольовані від навколишнього середовища ділянки земельних угідь, оточені високим захисним земляним валом, що штучно опромінюються джерелом гамма-радіації (рис. 6.7). Саме в умовах гамма-полі Брукхейвенської національної лабораторії в США в 50–60 роках минулого століття А.Х. Сперроу, вперше показав, що найбільш радіочутливим компонентом лісових фітоценозів є хвойні породи, а серед них – сосна. Точніше, це було встановлено в умовах поза гамма-полем. Виявилося, що верхівки сосен, що оточували гамма-поле і

в зоні над захисним земляним валом попадали під дію γ -випромінювання, пожовтіли, у той час як колір крон дерев листяних порід не змінився. При тривалому опроміненні змішаного лісу хвойні породи можуть повністю випасти, а ліс перетвориться у листяний.

Це положення А.Х. Сперроу повністю підтвердилось під час аварії на Чорнобильській АЕС. Навесні 1987 р. через рік після аварії на величезному 600-гектарному масиві мертвих жовто-червоних хвойних дерев лісу навколо станції смарагдовими плямами зеленіли поодинокі скупчення листяних дерев. Правда, можливості розвитку сукцесійних процесів тут дано не було – фітоценоз був повністю зрізаний і похований під шаром ґрунту з метою уникнення розповсюдження радіонуклідного забруднення.

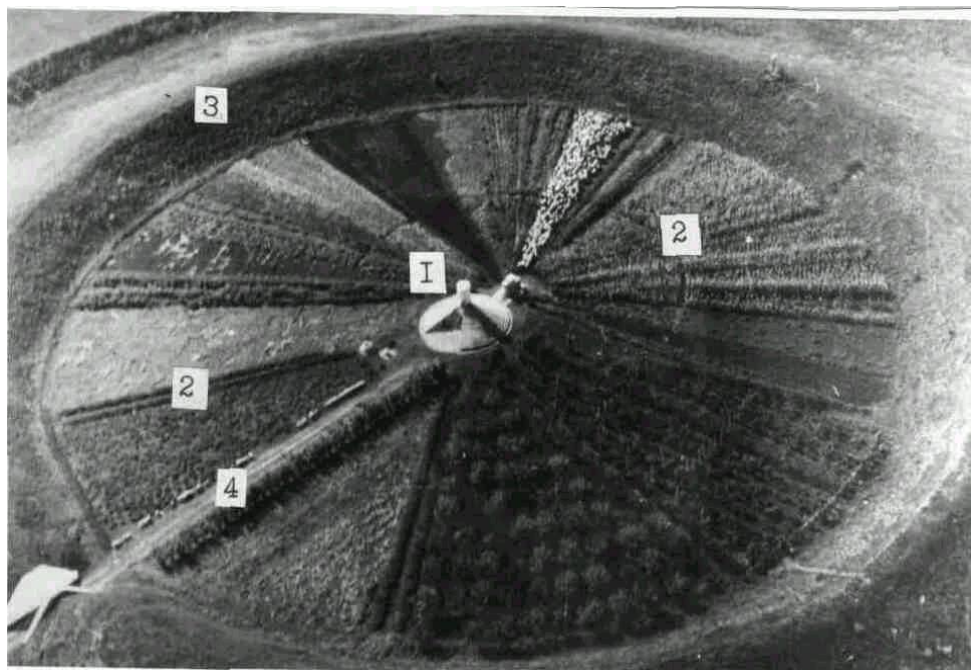


Рис. 6.7. Загальний вигляд експериментального "Гамма-поля" Кишинівського аграрного університету: 1 – установка з джерелом гамма-випромінювання (^{60}Co), 2 – сектороподібні ділянки поля з рослинами (радіус 50 м), 3 – захисний земляний вал висотою 6 м і 4 – під'їзна дорога.

Безсумнівно, головним фактором, що спричиняє порушення ценотичних зв'язків, є радіобіологічні реакції найбільш радіочутливих видів рослин. Хоча рівні небезпечних для фітоценозів доз можуть істотно

відрізнятись від доз, що викликають помітне порушення ростової чи якоїсь іншої реакції у окремих видів рослин, порівняльне вивчення радіочутливості компонентів фітоценозу відіграє значну роль у вирішенні питання радіаційної безпеки для нього. При цьому необхідно враховувати, що ценотичні зміни можуть відбуватися не тільки при інгібуючих дозах випромінювань, а й при стимулюючих. Посилення росту і розвитку одних видів створює для них певні переваги у фітоценозі, що може супроводжуватись погіршенням умов для розвитку інших компонентів фітоценозу аж до їх повного випадіння.

Так як зміни фітоценозу спричиняються переважно хронічним опроміненням, то потужність дози є більш важливою характеристикою впливу на нього, ніж загальна доза радіації. *Безпечною потужністю дози для біоценозу вважається така, яка при будь-якому часу опромінення не викликає його зміни.* Є всі підстави вважати, що вона повинна не на багато перевищувати рівень природного радіаційного фону.

За підвищених рівнів природної радіоактивності, наприклад, у згаданих в розділі 3 районах Індії, Бразилії, Ірану протягом тисячоліть шляхом добору сформувались фітоценози, що відрізняються стійкістю по відношенню до існуючих потужностей доз. При переносі таких фітоценозів в умови нормального радіаційного фону з часом в них можуть відбутися також певні зміни.

Цілком зрозуміло, що будь-яка зміна в структурі фітоценозу не проходять безслідно для біоценозу в цілому, впливаючи на його мікробний і зоологічний компоненти, різні регуляторні зв'язки між ними. Це, в свою чергу, може привести до змін біоценозу регіону і навіть екосистеми.

Інтенсивна господарська діяльність людини веде до заміни природних біоценозів агробіоценозами, а фітоценозів – агрофітоценозами, або агроценозами. Якщо у фітоценозі складний рослинний покрив з величезною кількістю видів рослин різних родин складається історично, то в створеному людиною агроценозі він може бути представлений одним видом, навіть

одним сортом рослини, що культивується. Чи значить це, що в такому випадку його радіочутливість буде визначатись радіочутливістю лише цього виду або сорту? В значній мірі, але не повністю. В агроценозі крім культивованої рослини в достатку можуть рости супутні бур'яни, котрі, як правило, мають більш високу радіостійкість, ніж сільськогосподарські культури тому, що пройшли селекційний добір за будь-якою ознакою, але тільки не по радіостійкості. Найменше пригнічення росту і розвитку культурної рослини, ледь помітне тільки в умовах чистого експерименту, може привести до посилення розвитку бур'янів і більш вираженому їх пригніченню. В той же час стимуляція росту культури може зумовити суттєве зниження розвитку бур'янів. Тому цілком можливо припустити, що в умовах навіть незначного підвищення радіаційного фону поведінка культурних рослин в агроценозі і його продуктивність можуть з часом помітно змінюватися. Це, зокрема, зумовлює формування цілком іншого погляду на ефекти малих доз випромінювань.

Взагалі ж на фоні багатогранної діяльності людини, як правило, дуже важко виділити внесок того чи іншого фактору на біологічні ефекти, в тому числі і на зміни у біоценозі. Або навпаки, практично повне припинення господарчої діяльності в зоні відчуження Чорнобильської АЕС, яке супроводжувалось евакуацією населення і вивезенням великого поголів'я худоби, спричинило у досить короткий строк до інтенсивної зміни характеру рослинності у фітоценозах і колишніх агроценозах. Дуже важливо оцінити в цих умовах вплив на сукцесійні явища безпосередньо радіобіологічних ефектів.

6.3. Причини широкої варіабельності радіочутливості організмів

Як свідчать наведені вище дані, живі організми не тільки різних царств, але і різних класів, родин, родів, видів і навіть сортів можуть значно відрізнятися за радіочутливістю. Добре відомо, що основні процеси обміну

речовин на клітинному рівні, такі, як синтез нуклеїнових кислот і білків, анаеробний і аеробний гліколіз, трикарбонний цикл Кребса, окислювальне фосфорилування та багато інших дуже схожі не тільки для тварин і рослин, а й для бактерій. Більш того, основні компоненти живих клітин найрізноманітніших організмів, що несуть відповідальність за радіаційне ураження, – нуклеїнові кислоти, білки-ферменти, АТФ *in vitro* мають приблизно однакову чутливість до іонізуючих випромінювань. Отже, причини відмінностей у радіочутливості організмів слід шукати в різній організації і властивостях структур, до складу яких входять ці речовини, метаболічному стані клітин і, можливо, організму в цілому.

На теперішній час відома досить велика кількість факторів, від яких в тій чи іншій мірі залежить радіочутливість. Їх можна поділити на дві основні групи – структурні і функціональні фактори. До перших належать такі, як об'єм ядер і хромосом, число хромосом і плоїдність. До других – функціональний стан окремих структур клітини, фізіологічний стан геному, етап онтогенезу, вміст різних природних сполук (антиоксидантів, макроергів, сульфгідрильних сполук, фізіологічно активних речовин та інших), здатність до післярадіаційного відновлення, біологічні ритми та інші.

Не раз робилися спроби знайти кореляцію між якимось із цих факторів і радіочутливістю для різних організмів. Але ці пошуки тільки переконують, що радіочутливість є комплексною ознакою. І все-таки деякі кореляції заслуговують того, щоб на них зупинитися.

Мабуть, найцікавішою треба вважати спробу групи американських дослідників на чолі із А.Х. Сперроу знайти зв'язок між радіочутливістю та розмірами ядер і хромосом – структурними ознаками, які є одними з найбільш стабільних генетично визначених характеристик виду. Ця робота починалася саме з рослинами, так як давно вже було показано, що їх види відрізняються за цими показниками у багато десятків разів.

Спершу було встановлено, що існує кореляція між середнім об'ємом клітинного ядра меристемних клітин в інтерфазі та потужністю дози

щоденного опромінення, необхідного для сповільнення росту рослини. І види рослин з меншим об'ємом ядра, як правило, відрізнялись більш високою радіостійкістю (рис. 6.8). Проте, при загальній тенденції дана закономірність не завжди має місце. І спочатку це пояснювалось тим, що об'єм ядра в значній мірі являє собою варіюючу величину і в залежності від фізіологічного стану клітини може змінюватись в 1,5–2 рази.

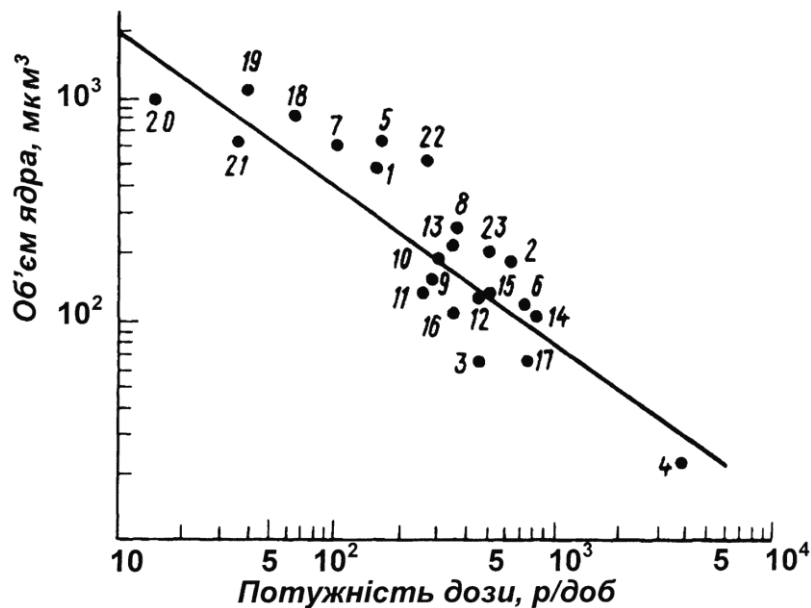


Рис. 6.8. Зв'язок між об'ємом клітинного ядра і потужністю дози γ -опромінення, що зумовлює однакову ступінь пригнічення ростових процесів (А.Х. Сперроу, 1966): 1 – цибуля, 2 – кріп, 3 – левиний зів (ротики), 4 – різущка Таля, 5 – бродиня, 6 – граптопеталюм, 7 – хавортія, 8 – соняшник, 9 – розрив-трава, 10 – мохнатка, 11 – тютюн, 12 – квасениця, 13 – горох, 14 – редька, 15 – рицина, 16 – фіалка, 17 – заяча капуста, 18 – традесканція прирічкова, 19 – традесканція віргінська, 20 – тріліум, 21 – тильбагія, 22 – боби і 23 – кукурудза.

Більш тісний зв'язок був встановлений між радіочутливістю рослин і об'ємом їх хромосом. Хромосоми рослин окремих видів розрізняються за розмірами у десятки і сотні разів. Для прикладу це видно на мікрофотографії рис. 6.9, на якій зображені з одного боку великі хромосоми тріліуму, який має найвищу радіочутливість, а з іншого – ледь видимі хромосоми заячої капусти (рослини з родини товстянкових), яка має високу радіостійкість. А.Х. Сперроу встановив, що величина, одержана при поділі об'єму ядра в

інтерфазі на число хромосом, складає грубо округлену середню величину об'єму хромосоми. І, дослідивши декілька сотень видів рослин, показав наявність зв'язку між цією ознакою і радіочутливістю – чим менший об'єм хромосомі, тим нижча радіочутливість.



Рис. 6.9. Мікрофотографії хромосом різних видів рослин, що ілюструють широкі коливання їх розмірів (збільшення в 1850 разів; А.Х. Сперроу, 1966):

1 – триліум, 2 – подофіл (ноголист), 3 – скереда і 4 – заяча капуста.

Спочатку ця залежність була показана тільки для вищих рослин. Але потім робота була розширена – для вивчення були залучені організми найрізноманітніших систематичних груп: ссавці та деякі інші класи тварин, бактерії, дріжджі, віруси. І в усіх випадках вдалося знайти кореляцію між об'ємом хромосом і радіочутливістю. В логарифмічній системі координат цей зв'язок з хорошим наближенням описується прямою лінією. Узагальнивши всі свої результати, А.Х. Сперроу об'єднав різні організми в залежності від їх радіочутливості у визначені групи, які він назвав *радіотаксонами* (рис. 6.10).

Взагалі в біології під терміном "таксон" розуміють групу організмів, зв'язану тим чи іншим ступенем спорідненості і досить відособлену, щоб їй можна було присвоїти таксономічну категорію того чи іншого загальноприйнятого в систематиці рангу. У 8 радіотаксонах А.Х. Сперроу об'єднав організми за їх певною властивістю – радіочутливістю. Деякі з них включають представників декількох класів і навіть царств – наприклад,

таксон 5 об'єднує дріжджі, бактерій і ссавців.

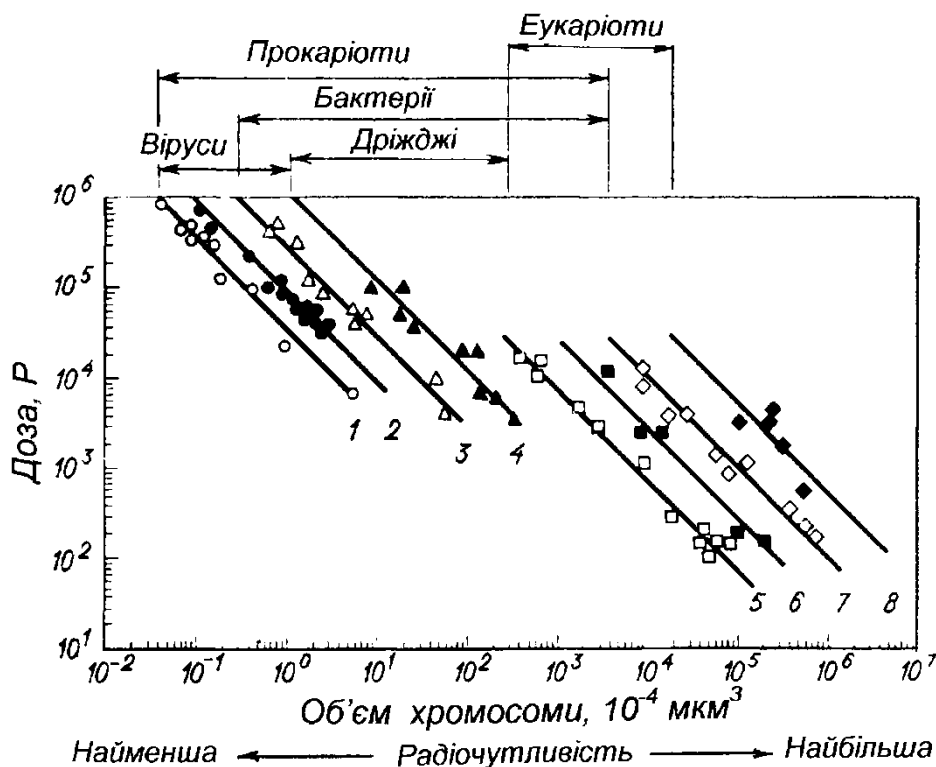


Рис. 6.10. Зв'язок між об'ємом хромосом і дозою опромінення для 8 радіотаксонів (А.Х. Сперроу та ін., 1968):
 1 – РНК-віруси, 2 – ДНК-віруси, 3 – ДНК-віруси, 4 – віруси, 5 – дріжджі, бактерії, ссавці, 6 – бактерії, водорості, амфібії, 7 – бактерії, рослини і 8 – водорості, папороті.

Були спроби пов'язати радіочутливість з плоїдністю. І в радіобіологічній літературі є немало даних про те, що з кратним збільшенням кількості хромосом в клітинах (*поліплоїдія*) уражуюча дія опромінення знижується. Встановлено також, що збільшення кількості хромосом (або плечей хромосом), не зв'язане з поліплоїдією, також має значний вплив на радіостійкість. В усякому разі з двох видів рослин, що мають один і той же середній об'єм ядра, але різну кількість хромосом, вид з більшою кількістю хромосом, як правило, має більш високу радіостійкість. Так, у різних видів заячої капусти зі збільшенням кількості хромосом з 20 до 66 без зміни плоїдності радіостійкість зростає майже удвічі.

Не дивлячись на те, що структурні характеристики клітин є дуже важливими при оцінці радіочутливості видів, вони – далеко не єдині параметри, відповідальні за неї. Ще у ранніх роботах з вивчення

радіобіологічних ефектів дослідники звернули увагу на те, що важливу роль в їх формуванні відіграє фізіологічний стан клітин і організму в цілому, функціональний стан генетичних структур, наявність в організмі ендогенних речовин з радіомодифікуючими властивостями. Так, у деяких роботах вказується на кореляцію радіочутливості із вмістом в насінні та рослинах жиру і ненасичених жирних кислот, аскорбінової кислоти, каротину, різних біологічно активних речовин, солей деяких металів, сульфгідрильних сполук та інших звичайних метаболітів, в тому числі й таких, що можуть негативно впливати на організм, посилювати дію випромінювань. Важливе значення у забезпеченні радіостійкості відводяться здатності до післярадіаційного відновлення. Основні фактори, що визначають радіочутливість організму наведені на рис. 6.11.

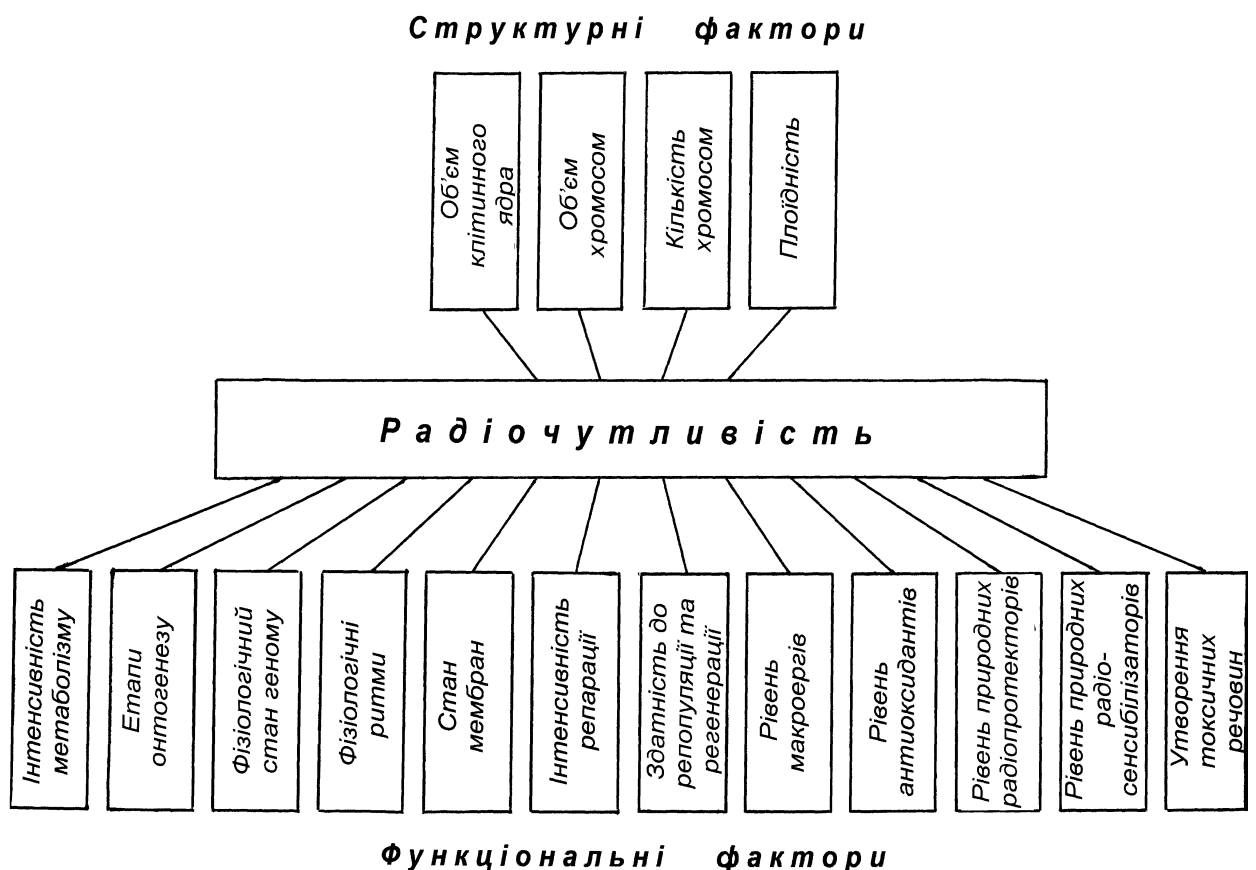


Рис. 6.11. Фактори, що визначають радіочутливість організму (І.М. Гудков, 2003).

Узагальнюючи вищевикладене, можна сказати, що радіочутливість організму визначається багатьма факторами. І тому навряд чи вдасться знайти чітку і визначену залежність між її значенням і якою-небудь окремою ознакою організму. Але, все-таки, нерівнозначність цих факторів очевидна. Цілком можливо, що, накопичивши достатньо експериментального матеріалу про залежність радіочутливості від найрізноманітніших факторів, можна буде виділити основні з них і, вносячи відповідні поправки, виразити кількісно кореляції між радіочутливістю різних видів і комплексом їх певних біологічних властивостей.

6.4. Порівняльна радіочутливість клітин на різних фазах розвитку

Від мітозу до мітозу клітина проходить ряд етапів, які супроводжуються різними біохімічними процесами, змінами в структурі хромосом і складі речовин ядра. *Клітинний цикл, або життєвий цикл клітини, – це час між однаковим станом материнської і дочірньої клітин, тобто існування клітини від поділу до наступного поділу.* Звичайно його поділяють на дві фази: інтерфазу, протягом якої відбуваються процеси накопичення попередників ДНК, подвоєння ДНК і формування складного молекулярного апарату, який забезпечує мітоз; і саме мітоз, коли відбувається власне поділ клітини з розподілом матеріалу ядра між дочірніми клітинами. Інтерфаза, в свою чергу, складається з трьох строго послідовно змінюючих одна одну фаз: пресинтетичної, або постмітотичної, (G_1 -) фази, синтетичної (S-) фази, в якій відбувається синтез ДНК, та постсинтетичної, або премітотичної, (G_2 -) фази, за якою і слідує мітоз (M-фаза). Він в свою чергу складається з послідовно змінюючих одна одну фаз: профази, метафази, анафази і телофази.

Явище затримки поділу клітин при дії радіації, оцінюване по зменшенню кількості мітотичних клітин в меристемах, швидкості розмноження одноклітинних організмів та іншим ознакам було відоме давно.

Але порівняно недавно саме з розробкою методів оцінки тривалості окремих фаз клітинного циклу було встановлено, що така затримка є наслідком його блокування у певні періоди, приурочені, як правило, до фази підготовки синтезу ДНК і мітозу. Саме тому збільшення тривалості циклу при опроміненні переважно відбувається за рахунок зростання часу перебування клітин у G_1 - і G_2 -фазах при відносній стабільності S- і M-фаз (рис. 6.12).

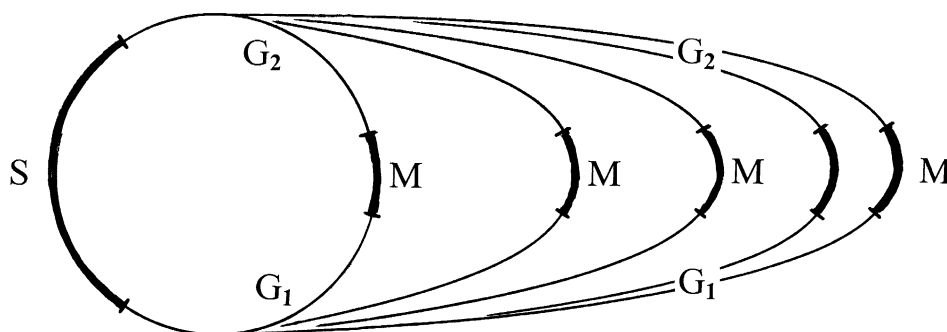


Рис. 6.12. Схематичне зображення збільшення тривалості клітинного циклу за рахунок G_1 - і G_2 -фаз при дії іонізуючої радіації.

Оскільки характер біохімічних процесів залежить від фази клітинного циклу, можна чекати певних відмінностей у радіочутливості клітин при їх опроміненні в окремі фази. Для проведення таких досліджень необхідно мати популяції клітин, в яких всі клітини, або у крайньому разі їх більшість, в момент опромінення знаходяться в певній фазі циклу. Культури клітин з такими властивостями одержують штучно і називають синхронними, тобто такими, що проходять фази циклу одночасно, на відміну від асинхронних, якими вони є у природі.

Дослідження радіочутливості фаз клітинного циклу у вищих рослин звичайно вимагає застосування хімічних методів синхронізації поділу клітин в меристемах. Хімічні синхронізатори – це, як правило, мітотичні отрути, які в певних концентраціях мають властивість зворотно блокувати клітинний цикл у певній його фазі. Для синхронізації клітинного поділу рослини деякий час, що повинен бути не менше тривалості їх клітинного циклу (до доби),

вирощують на поживному середовищі з синхронізатором. Поміщені після такого блоку в звичайне поживне середовище клітини меристем „стартують” водночас і деякий час синхронно рухаються по циклу.

Найбільш ефективним синхронізатором для багатьох типів клітин, в тому числі і рослинних, є оксисечовина – специфічний інгібітор синтезу ДНК, який блокує перехід клітин із G_1 - в S-фазу. Витримавши рослини певний період часу, протягом якого всі клітини пройдуть через цикл і зупиняться на цьому рубежі, в подальшому можна, висадивши їх на чисте поживне середовище і опромінюючи їх через різні проміжки часу, тобто у відповідності з послідовним проходженням окремих фаз, оцінити їх радіочутливість.

Наведені на рис. 6.13 криві свідчать про те, що радіочутливість меристеми коренів гороху і кукурудзи в залежності від фази клітинного циклу і періоду, в якому знаходяться її клітини, за абсолютними значеннями півлетальних доз розрізняються в 2,2–2,5 рази, варіюючи від 5,8 до 12,8 Гр у гороху і від 13 до 28 Гр у кукурудзи. В порядку зростання радіочутливості клітини можна розмістити в такій послідовності: горох – рання G_1 -фаза, середина S-, пізня S-, рання S-фаза, пізня G_1 -, M і G_2 -фаза; кукурудза – середина S-фази, пізня -S, рання G_2 -, рання -S, G_1 -, M і пізня G_2 -фаза.

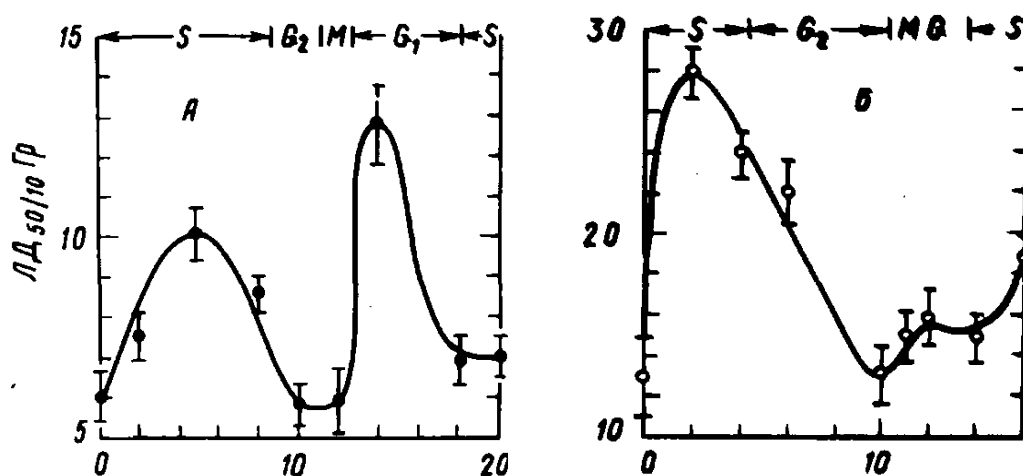


Рис. 6.13. Варіювання радіочутливості клітин кореневої меристеми гороху (а) і кукурудзи (б) в залежності від фази клітинного циклу (І.М. Гудков, 1985).

Незважаючи на відмінності в радіочутливості рослин гороху і кукурудзи, тривалості їх клітинного циклу і відносного вкладу в цикл окремих фаз, можна виділити декілька загальних періодів, що характеризують радіочутливість окремих фаз. В обох видів максимальну радіочутливість мають клітини, які знаходяться в G₂-фазі і мітозі, але в кукурудзи, тривалість у якої G₂-фазі майже утричі більша, ніж у гороху, висока радіочутливість характерна лише для кінця цієї фази. Високу радіостійкість клітини обох видів мають в середині S-фази. На початку і в кінці цієї фази вони були більш радіочутливі.

Вивчення радіочутливості фаз досить короткого мітозу утруднене. Вважається, що всі вони характеризуються високою радіочутливістю, яка варіює в певних межах. Найбільш радіостійкий мітоз в своїй початковій фазі – в профазі, найменш – в метафазі і анафазі.

В клітинних популяціях, що постійно оновлюються, якими є і меристеми вищих рослин, проходження клітинами послідовної серії клітинних циклів утворює єдиний складний процес, в якому один поділ певним чином визначає настання наступного. Але під впливом різноманітних зовнішніх факторів і внутрішніх регуляторних механізмів в певних ситуаціях перебіг цієї складної послідовності біохімічних реакцій і структурних перетворень може зупинитися. В такому випадку клітина опиняється поза циклом поділу, переходячи в стан спокою, який прийнято позначати як G₀-фазу.

У рослин виділяють два типи клітин, що перебувають в стані спокою: клітини, дифузно розподілені серед клітин меристеми, що активно діляться, і клітини тканин, які перебувають в стані спокою. До останніх в коренях відносять клітини центру спокою – особливої групи клітин, які розміщені на самому кінці кореня на межі з кореневим чохлаком, в пагоні – клітини так звані меристем очікування і пазушні бруньки,

Клітини, що знаходяться в стані спокою, як і клітини сухого насіння, повинні мати підвищену порівняно з тими, що діляться, стійкість до ушкоджуючих чинників. Є немало доказів того, що G_0 -клітини більш радіостійки, ніж ті, які активно діляться, перебуваючи в будь-якій фазі клітинного циклу.

Таким чином, радіочутливість клітин в залежності від фази і періоду клітинного циклу, в яких вони знаходяться, варіює в досить широких межах. Але завдяки асинхронності поділу клітин в природних умовах в усіх тканинах, як в меристемах рослин, так і в будь-яких постійно оновлюваних тканинах тварин, водночас забезпечується наявність як радіочутливих, так і радіостійких клітки. Це зумовлює стабільність стійкості цих органів до дії різних несприятливих факторів, в тому числі і іонізуючої радіації, виключаючи появу періодів, в яких разом зі вступом клітин в чутливі фази вони всі разом можуть виявитися особливо уразливими до пошкодження.

Щодо клітин, які знаходяться у спокої, то можна припустити, що перехід клітин у цей стан є способом утворення резервів, які мають високу стійкість до різноманітних чинників і здатні відновлювати клітинну популяцію і окремі органи в післярадіаційний період.

Все сказане про радіочутливість окремих процесів і функцій рослин цілком справедливо і по відношенню до тварин. І в тваринному організмі ураження ДНК є головною причиною виникнення всіх радіобіологічних ефектів. І в тваринному організмі синтез РНК, білків, інших метаболічних процесів є порівняно більш радіостійкими. Так само, як у рослин, в тканинах тварин, що постійно оновлюються, радіочутливість клітин варіює в залежності від фази клітинного циклу.

6.5. Критичні органи

Міркування про варіювання радіостійкості клітин в залежності від фази клітинного циклу перш за все відносяться до клітин тих тканин, які

знаходяться в стані поділу. Клітини таких тканин у відповідності з законом Бергоньє-Трибондо повинні мати високу радіочутливість. І хоча в організмі рослин і тварин вони складають не більше відсотку від усієї маси клітин диференційованих і спеціалізованих тканин і органів, саме вони визначають радіочутливість організму. Вони одержали назву критичних органів.

Критичні органи – це життєво важливі структури, тканини і органи, ушкодження яких при опроміненні організму викликає значні порушення його життєдіяльності аж до загибелі.

Поняття про критичні органи вперше склалося в радіобіології тварин, і до них належать такі постійно оновлюючі органи і тканини, як кровотворні, в тому числі червоний кістковий мозок, епітелій шлунково-кишкового тракту, ендотелій судин, статеві залози, кришталик ока та деякі інші. Саме вони є найрадіочутливішими тканинами ссавців, відповідальними за результат захворювання, що виникає при певній формі радіаційного ураження, саме їх пошкодження приводить до розвитку кістково-мозкового і шлунково-кишкового синдромів, зумовлюючи променеву хворобу і загибель організму.

У вищих рослин аналогічні властивості мають меристеми – твірні тканини, які довгий час (іноді все життя) зберігають здатність до поділу і утворенню нових клітин, а також диференційованих похідних. Внаслідок високої метаболічної активності клітини меристем, як і критичних органів ссавців, мають надзвичайно високу чутливість до опромінення. Їх радіочутливість в десятки і сотні разів вища за радіочутливість диференційованих і спеціалізованих тканин. Радіаційне ушкодження меристем веде до пошкодження і променевої хвороби всієї рослини, а загибель цих тканин – до загибелі рослини. Саме тому меристеми рослин цілком обґрунтовано було названо критичними органами вищих рослин (І.М. Гудков, 1975). З цих позицій радіостійкість рослин варто розглядати перш за все як радіостійкість їх меристем, яка визначається здатністю зберігати постійним клітинний склад і підтримувати нормальні темпи клітинного розмноження за умов опромінення іонізуючою радіацією в певному діапазоні

доз.

За аналогією з ссавцями та іншими тваринами до критичних органів слід віднести у вищих рослин і їх генеративні органи, які також мають високу радіочутливість.

6.6. Особливості дії на живі організми малих доз іонізуючих випромінювань

При формулюванні на початку розділу поняття „радіочутливість” підкреслювалось, що під ним слід розуміти здатність організму реагувати на мінімальні дози випромінювань. Але яку ж дозу можна назвати мінімальною? Якщо говорити про стимулюючий ефект, то, як свідчать дані табл. 5.1, для проростків бобів вона складає 0,1–0,2 Гр, а для проростків ріпаку досягає 5 Гр. Дія проростків гороху стимулююча доза більш як на порядок нижча, ніж для насіння – 0,35–0,5 Гр. Таким чином, *поняття "малої дози", або мінімальної, яка здатна викликати певний чи будь-який радіобіологічний ефект, відносно і залежить від радіочутливості організму.*

Чисельними дослідженнями на тваринах також було показано, що дози порядку 0,01–0,3 Гр, тобто зіставимі з останніми, не викликають якихось видимих пошкоджень в організмі, а сприяють активізації багатьох функцій (збільшення виводимості курчат при опроміненні яєць, прискорення росту і розвитку, підвищення їх плодючості). Більш того, є дані, згадувані у розділі 5, що малі дози сприяють збільшенню тривалості життя тварин. Чи можна на основі цього зробити висновок, що коли великі дози іонізуючих випромінювань шкідливі для всього живого на Землі, то малі не тільки не шкідливі, але при певних умовах можуть виявитися корисними? Питання це далеко не риторичне, воно цілком правомірне. Але дати на нього однозначну відповідь не просто.

Дійсно, існує точка зору, що все живе на Землі сформувалось в умовах підвищених в порівнянні з теперішніми доз іонізуючих випромінювань, і що

радіація була одним з основних рушіїв еволюції, яка породила таке велике різноманіття видів живих організмів. Але чи можна на основі цього вважати, що так звані „малі дози“, тобто ті, які ненабагато перевищують рівень природного радіаційного фону, можуть проявляти позитивну дію на живі організми? Факти суперечливі.

Так, навіть при дозах, що спричиняють до стимулюючого ефекту у рослин при γ -опроміненні насіння, кількість аберацій хромосом в клітинах їх меристем збільшується в декілька разів (рис. 6.14). Не викликає сумніву, що і в генеративних органах при цих дозах кількість мутацій повинна збільшуватися. Якщо говорити тільки про сільськогосподарські рослини і сільськогосподарських тварин, які опромінюють з метою збільшення продуктивності, то це не має великого значення. Тим більше, це існуюча система періодичного оновлювання насінневого матеріалу і племінного стада практично виключає поширення індукованих мутантів.

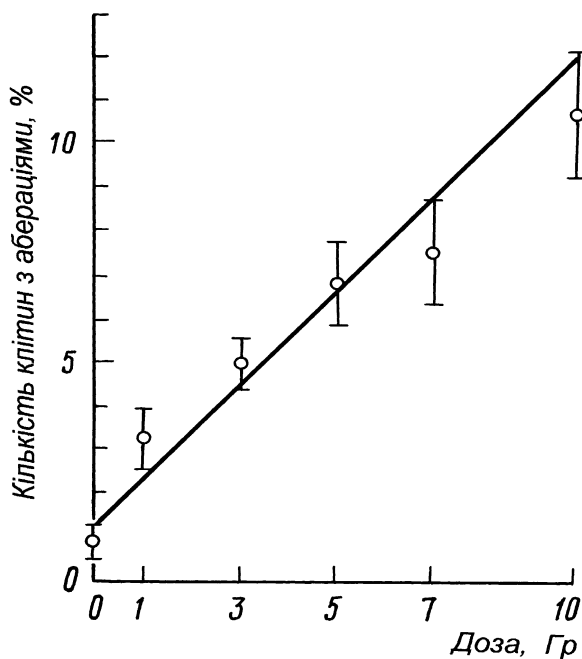


Рис. 6.14. Вплив γ -опромінення насіння гороху в малих дозах, в тому числі і стимулюючій дозі (3 Гр), на кількість аберацій хромосом в клітинах меристем кореня (І.М. Гудков, 1985).

Але поява мутацій в статевих клітинах людини при "малих дозах" несе загрозу виникнення в наступних поколіннях (як вже відмічалось, аж до 20 покоління) генетичних порушень. Саме на подібні факти спирається *концепція безпорогової дії іонізуючої радіації, яка стверджує, що немає нешкідливих доз, тобто якою б малою не була доза, пропорційно ній в організмі виникатимуть, чи можуть виникати, зміни, в тому числі і спадкові.*

Проте, відомі дані і іншого роду. Деякими авторами показано, що є все-таки "дуже малі дози", при яких рівень мутацій навіть знижується у порівнянні з вихідним. Так, за даними Х. Старла (1982) для клітин ссавців це доза до 0,02 Гр. При дозі 0,05 Гр він уже відмічав підвищення рівня аберацій хромосом в лімфоцитах крові в порівнянні з нормою. За даними Ю.О. Митрофанова (1987) доза, що знижує рівень аберацій хромосом у рослин скереди, складає величину порядку 0,05–0,1 Гр.

Ці автори схильні пояснювати зниження кількості мутацій в клітинах індукцією "дуже малими дозами" випромінювань процесів молекулярної репарації ДНК, і саме можливість репараційного відновлення ДНК, про яке буде детально говоритися в розділі 8, є головним аргументом, який висувають противники концепції безпорогової дії випромінювань. Хоча, враховуючи імовірнісний характер як радіаційного ураження, так і репараційного відновлення, існування порогового значення дози, тобто такого, при якому пошкодження клітини можуть повністю ліквідуватися, більшістю радіобіологів не визнається.

Відомі дані про те, що різні організми, в тому числі й рослини, опромінені не тільки у великих, але й у малих дозах іонізуючої радіації, в більшій мірі піддані різним інфекційним захворюванням. Це свідчить про зниження їх імунітету і, зокрема, є однією з причин незадовільного відтворення ефекту стимуляції при передпосівному опроміненні насіння сільськогосподарських культур.

Особливе значення в проблемі вивчення біологічної дії малих доз іонізуючих випромінювань має хронічне опромінення. Вже відзначалось, що на Землі існують досить великі провінції і цілі регіони, де рівень природного радіаційного фону в десятки і навіть сто разів перевищує звичайний. Але немає статистичне достовірних даних про їх шкідливий вплив на живі організми, в тому числі і на людину. Є дані, одержані у спеціально поставлених експериментах в умовах особливих камер, глибоко розміщених від землею приміщень, в шахтах, які нібито свідчать про те, що зниження такими шляхами природного радіаційного фону в декілька разів веде до сповільнення розмноження найпростіших організмів, поділу клітин рослин, розвитку личинок комах і лабораторних тварин. Але нібито варто було за допомогою штучного джерела опромінення відновити звичайний рівень радіації, як процеси росту та розвитку нормалізувалися.

Таким чином, напрошується простий і однозначний висновок – для нормального розвитку всього живого необхідний певний рівень його постійного опромінення іонізуючою радіацією, що і забезпечує природний радіаційний фон.

Слід відзначити, що кількість подібних дослідів, які дозволяють дійти таких висновків, недостатньо велика, методично вони далеко не завжди досконалі, зрештою, вони дуже погано відтворюються. Саме тому їх результати заперечуються багатьма радіобіологами. Тим більше, що їх важко пояснити, вони суперечать загальноприйнятим поняттям. Проте, і ігнорувати їх також не можна.

На жаль, поки що радіобіологія не має достатньо достовірних даних про можливий вплив підвищеного або зниженого фону радіації на окремі реакції організму і, зокрема, на генетичні наслідки, частоту спадкових захворювань. Будь-який негативний в цьому відношенні факт, навіть один на тисячу позитивних, примушує бути обережним по відношенню до поспішних і однозначних висновків, особливо, якщо мова іде про здоров'я людини. І хоча деякі дослідники беруть на себе сміливість говорити про нешкідливі або

навіть корисні дози іонізуючих випромінювань, часом проводячи паралелі з отрутами, які в малих дозах можуть перетворюватися в цілющі ліки, переважна більшість радіобіологів відверто визнають, що наших знань поки що недостатньо, щоб, враховуючи величезну відповідальність перед людством, дати які б то не було рекомендації по відношенню абсолютно нешкідливих рівнів випромінювань.

Тому в радіобіології, як і в різних сферах господарсько-корисної діяльності людини, використовується імовірнісний підхід до оцінки ступеня ризику при дії фактора – в даному випадку він отримав назву *"концепції біологічного ризику впливу іонізуючого випромінювання"*. При оцінюванні імовірних наслідків опромінення враховується не тільки ступінь ризику, а й біологічна важливість спричиненого порушення, яка порівнюється з імовірністю його виникнення при дії інших негативних факторів, з якими людина постійно стикається в процесі життєдіяльності. Вирішення проблеми полягає в оцінці оптимального співвідношення відомої небезпеки впливу певного фактору і переваг його використання в інтересах людини.

У повсякденному житті людина постійно піддається ризику підірвати здоров'я і скоротити тривалість свого життя. З розвитком досягнень цивілізації імовірність такого ризику, як правило, зростає. Провідне місце займають травми і загибель в транспортних катастрофах та при пожежах, отруєння угарним газом і отруйними парами, пестицидами і іншими хімічними речовинами. Ще більша імовірність загибелі в результаті злоякісних новоутворень, серцево-судинних захворювань, судинних уражень центральної нервової системи, також в тій чи іншій мірі пов'язаних з науково-технічним прогресом.

Так, в Україні щорічно тоне у водоймах близько 4 тисяч чоловік, тобто частота випадків на 1 мільйон населення, як прийнято розраховувати ступінь ризику, складає 89 випадків в рік. Приблизно так ж кількість жертв пожеж. Щорічно гине в дорожньо-транспортних пригодах близько 9 тисяч чоловік, тобто на 1 мільйон 200 випадків у рік. Для деяких інших країн останній по-

казник ще вище: для Австралії – 220, для Німеччини – 233 випадки. Але і при таких вражаючих показниках ступеня ризику жодна країна не ставить питання про закриття пляжів і скорочення транспортного парку чи зменшення перевезень.

Спонтанна частота виникнення злоякісних пухлин в різних регіонах світу складає 1000–2000 випадків на 1 мільйон населення в рік, з яких більше половині завершується смертю. На превеликий жаль, для України ця цифра значно вища – щорічно від хвороб цього типу вмирає 70–80 тисяч чоловік.

На цьому тлі цифри радіаційного ризику виглядають досить скромно. Так, частота появи у людини добре вивченого захворювання кровотворної системи лейкемії – одного з характерних захворювань, індукованих іонізуючою радіацією з класу злоякісних, при дозі 0,01 Гр дорівнює 1–2 випадкам в рік при „звичайній” його частоті 50 випадків в рік на 1 мільйон населення. Сумарний же ризик виникнення всіх видів пухлин при цій дозі складає 3–6 випадків у рік. Слід відмітити, що доза 0,01 Гр може бути отримана людиною протягом року лише при 20–50-кратному збільшенні природного радіаційного фону. Така ситуація перебувала в деяких регіонах України і Білорусі протягом декількох місяців в 1986 р. безпосередньо після аварії на Чорнобильській АЕС. У теперішній час вона існує тільки на деяких ділянках зони відчуження.

Все це свідчить про надзвичайну складність і важливість проблеми дії на організм малих доз іонізуючої радіації. В даний час це одна з "гарячих точок" радіобіології, до якої прикута увага найрізноманітніших її напрямів.

Отже, проблема радіочутливості організмів є провідною в радіобіології. І вона актуальна не стільки з академічної точки зору вивчення рівня радіочутливості організмів різних систематичних груп, що, безперечно, дуже важливо і цікаво, скільки з позицій дослідження причин їх різної радіочутливості. Адже розуміння феномену надзвичайно високої радіостійкості деяких видів – це ключ до вирішення одного з головних завдань радіобіології – оволодіння керуванням радіобіологічними реакціями

шляхом пошуку засобів їх модифікації і перш за все шляхів протирадіаційного захисту і післярадіаційного відновлення. Ці питання і результати досягнень радіобіології на цих напрямках будуть розглянуті далі в розділах 7 і 8.

Контрольні запитання до розділу 6:

1. Відмінності між поняттями радіочутливість і радіостійкість.
2. Півлетальні і летальні дози іонізуючих випромінювань.
3. Найбільш радіочутливі і найбільш радіостійкі види рослин.
4. Радіочутливість основних сільськогосподарських культур.
5. Порівняльна радіочутливість насіння і вегетуючих рослин.
6. Порівняльна радіочутливість видів тварин.
7. Специфіка дії іонізуючих випромінювань на біоценози.
8. Причини широкої варіабельності радіочутливості видів.
9. Порівняльна радіочутливість процесів метаболізму.
10. Дія іонізуючих випромінювань на нуклеїнові кислоти.
11. Порівняльна радіочутливість клітин, що знаходяться на різних фазах клітинного циклу.
12. Критичні органи рослин і тварин.
13. Особливості дії малих доз на живі організми.
14. Концепція безпороговості дози і поняття порогової дози – дві точки зору в радіобіології.
15. Суть концепції ризику біологічної дії іонізуючої радіації.

7. ПРОТИРАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ І РАДІОСЕНСИБІЛІЗАЦІЯ

7.1. Протирадіаційний біологічний захист і сенсibilізація. 7.1.1. Фізичні радіозахисні та радіосенсibilізуючі фактори. 7.1.2. Хімічні радіозахисні речовини і радіосенсibilізатори. 7.1.3. Класифікація радіопротекторів та механізми їх дії. 7.1.4. Радіопротектори пролонгованої дії. 7.1.5. Радіоблокатори і радіодекорпоранти. 7.1.6. Радіосенсibilізатори. 7.2. Захист навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення. 7.2.1. Захист ґрунтів від радіонуклідного забруднення. 7.2.2. Захист водойм від надходження радіонуклідів. 7.2.3. Захист рослин і тварин від надходження радіонуклідів. 7.2.4. Роль лісу у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення і захист лісу. 7.2.5. Особливості мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини.

Як відзначалось у розділі 1, *основним завданням радіобіології є вивчення загальних закономірностей біологічної дії іонізуючої радіації на живі організми з метою оволодіння керуванням його реакціями на опромінення. Останнє має на меті дослідження способів регуляції радіочутливості організму, тобто її модифікації. Під модифікацією радіаційного ураження слід розуміти зміну ступеня прояву радіобіологічного ефекту шляхом втручання в хід його розвитку за допомогою чинників фізичної або хімічної природи до, під час або після опромінення.*

Безперечно, *протирадіаційний захист* складає основний предмет проблеми модифікації, так як спрямований на послаблення наслідків радіаційного ураження організму. На схемі рис. 7.1 наведені засоби, за допомогою яких ступінь радіаційного ураження може бути зменшена.

Всі дії, які проводяться до або під час опромінення, відносять до *профілактичних*. Операції, які проводяться після опромінення, розглядаються як *терапевтичні* міри, що впливають на процеси відновлення.

7.1. Протирадіаційний біологічний захист і радіосенсibilізація

Протирадіаційний біологічний захист – це послаблення дії на організм іонізуючих випромінювань в результаті впливу на них перед опроміненням або під час нього чинників фізичної природи або введення хімічних речовин.

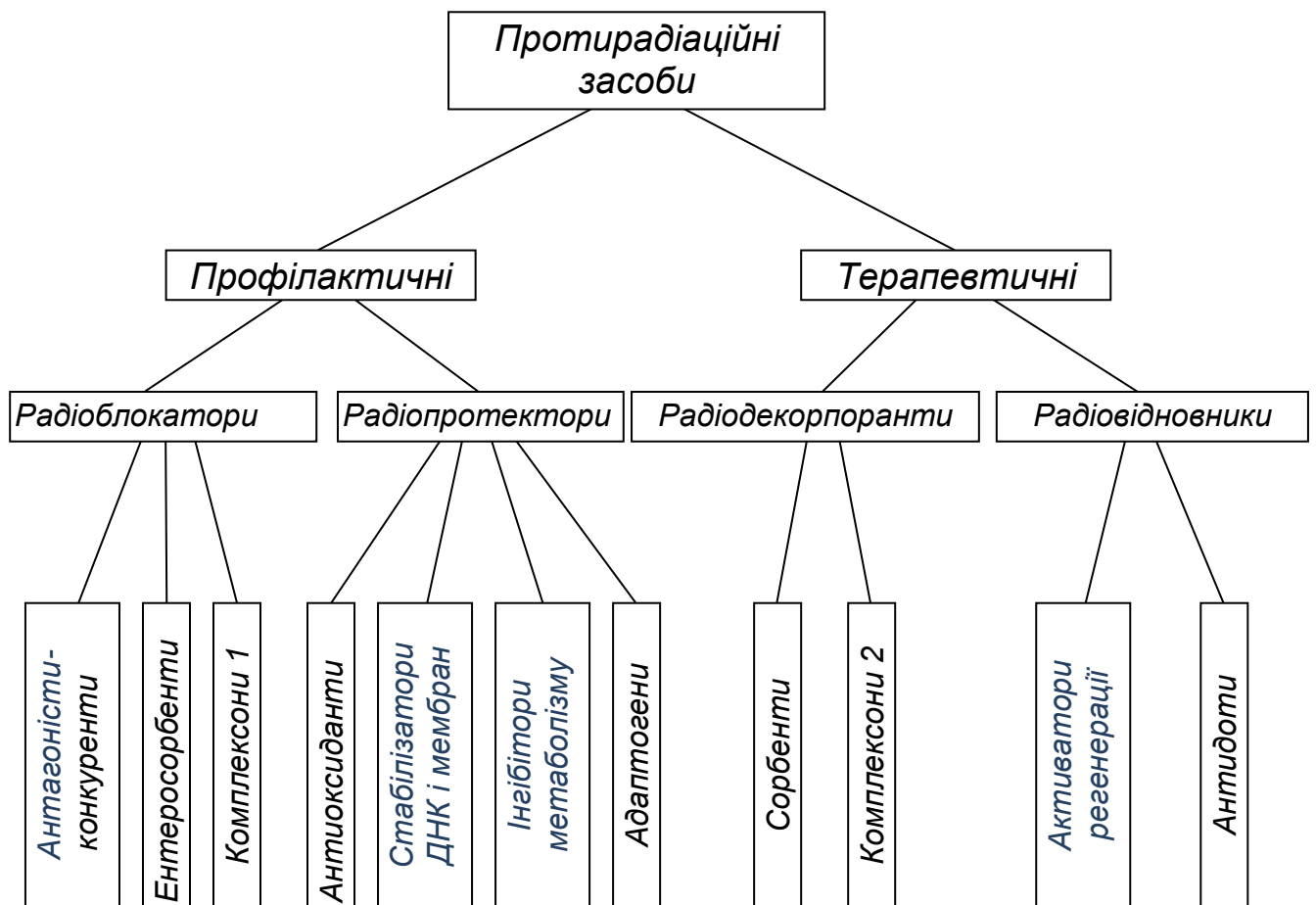


Рис. 7.1. Протирадіаційні (радіозахисні) засоби.

Радіосенсибілізація – це посилення дії іонізуючих випромінювань на організм за допомогою фізичних факторів або хімічних речовин.

7.1.1. Фізичні радіозахисні та радіосенсибілізуючі фактори

Серед фізичних факторів, що визначають стан організму в момент його опромінення, виділяють декілька основних.

Газове середовище. Зміна газового складу атмосфери, в якій перебуває організм при опроміненні, в значній мірі впливає на його радіочутливість. Так, ще в 1921–23 рр. німецький фізіолог рослин Є. Петрі, вивчаючи залежність чутливості проростків пшениці до рентгенівської радіації від обміну речовин, встановив, що опромінення в атмосфері вуглекислого газу підвищує їх радіостійкість. Англійські дослідники С. Хеншоу, Д. Френсіс і Л.

Моттрем в дослідях з також з рослинами показали, що властивість послаблювати радіаційне ураження має будь-який інертний газ, що заміщує кисень. Про це явище, яке було назване *кисневим ефектом*, говорилося у розділі 4. Механізм захисної дії гіпоксії пояснюється звичайно тим, що при опроміненні в присутності кисню в клітинах утворюються активні перекисні *вільні радикали* типу O^{\bullet} , HO^{\bullet} , HO_2^{\bullet} та перекис водню H_2O_2 , які посилюють дію випромінювань на життєво важливі макромолекули і структури.

Кількісним вираженням зміни дії опромінення під впливом кисню, як згадувалося у розділі 4, є коефіцієнт кисневого підсилення ($K_{КП}$). Він являє собою відношення величини ефективної дози (звичайно LD_{50}) при опроміненні в умовах гіпоксії до дози, що зумовлює такий же ефект при опроміненні в повітрі.

Проте іноді його виражають іншим показником – фактором зміни дози (ФЗД), який звичайно використовується для оцінки ефективності радіозахисних та радіосенсибілізуючих агентів. *Фактор зміни дози – це відношення ефективної дози при опроміненні об'єкту з використанням модифікуючого фактора (у випадку з кисневим ефектом ним є гіпоксія) до ефективної дози контролю.*

На рис. 7.2 наведеній приклад визначення ФЗД за *кривими доза-ефект*, методика одержання яких була розглянута у попередній главі. Оцінивши за ними значення LD_{50} для дослідного і контрольного варіантів по відношенню між ними і розраховується ФЗД.

Таким шляхом визначається ФЗД для всіх чинників фізичної і хімічної природи як радіозахисної, так і радіосенсибілізуючої дії. *Дія радіозахисних факторів ФЗД складає величину більше 1 і для радіосенсибілізуючих факторів – менше 1.*

Кисневий ефект практично не проявляється в сухих системах – насінні, спорах, пилку. Але при переході до активної життєдіяльності, наприклад при проростанні насіння, він швидко зростає і досягає максимуму в обводнених активно метаболізуючих проростках і рослинах. Це цілком зрозуміло, так як

радіаційно-хімічні реакції з киснем більш активно проходять у водній фазі.

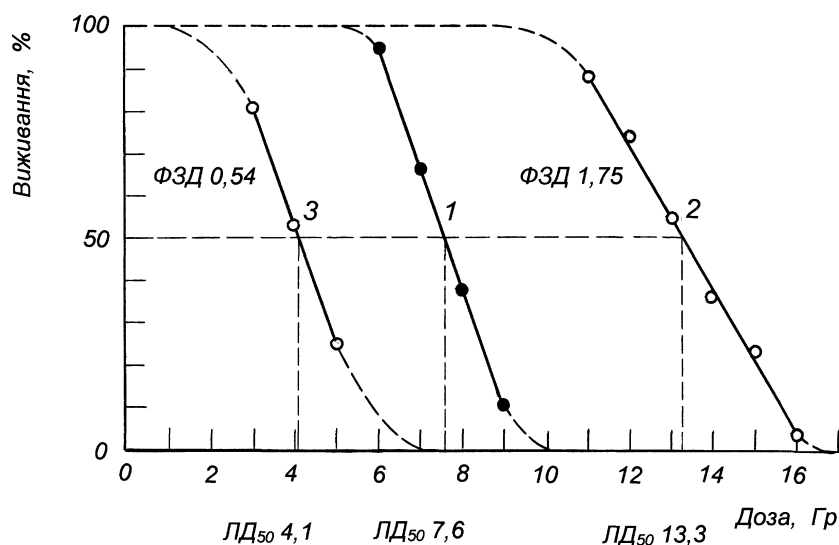


Рис. 7.2. Визначення фактору зміни дози (ФЗД) для радіозахисної (2) і радіосенсибілізуючої речовини (3); 1 – контроль.

Відкриття кисневого ефекту привело буквально до перевероту уявлень в області модифікації радіаційного ураження. Воно переконливо показало, що процесом його розвитку і реалізації можна керувати і, головне, знижувати його.

Вологість. Ступінь прояву кисневого ефекту, а, отже, і радіобіологічних реакцій, залежить від вологості системи. І в радіобіології рослин, мабуть, немає іншого такого питання, з якого було б стільки відомостей, як про вплив вологості насіння на його радіочутливість. Вони свідчать про те, що найбільша радіостійкість насіння досягається при вмісті води дещо більшому, ніж її кількість в повітряно-сухому насінні. При вмісті води вище і нижче цього рівня радіостійкість знижується. З одного боку, вона стає мінімальною при вологості насіння 3–5%, з другого – при її збільшенні до 15–20% і вище (рис. 7.3).

Цю складну залежність пояснює шведський радіохімік Л. Еренберг. Він встановив, що, незалежно від вологості насіння, при певній дозі опромінення в ньому утворюється однакова кількість *вільних радикалів*. В насінинах з вологістю 3–5% вони протягом досить тривалого часу – до декількох місяців,

не піддаються рекомбінації (об'єднанню у неактивні форми). Зі збільшенням вологості насіння частка зникаючих вільних радикалів з часом зростає. Біологічне пошкодження прямо пропорційне концентрації радикалів і, отже, зі збільшенням вологості зменшується.

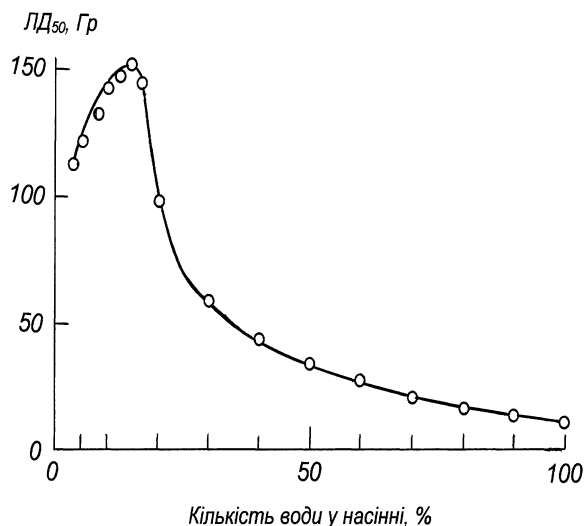


Рис. 7.3. Залежність радіочутливості насіння гороху від вологості (досліди проводились при температурі 1–2⁰С з метою виключення впливу фізіологічних процесів).

При вмісті воду у насінні понад 15% опромінення супроводжується реакціями, пов'язаними зі зміною їх фізіологічного стану і процесами проростання. Такі реакції ведуть до різкого зростання радіочутливості.

Питання про роль вологості в радіостійкості вегетуючих рослин та тварин практично не досліджене. Можна тільки припускати, що формування деякого ксероморфізму тканин, що веде до зниження інтенсивності метаболізму і споживання води, буде сприяти

зростанню радіостійкості.

Температура. Є немало даних про дію температури на радіостійкість рослин. Вони також в основному відносяться до насіння, фізіологічний стан якого дає можливість в широких межах варіювати діапазон температур без суттєвих порушень функцій. І роботами багатьох дослідників було цілком однозначно встановлено, що охолодження насіння в момент опромінення до температури сухого льоду (–78⁰С) або навіть рідкого повітря чи азоту (близько –190⁰С) проявляє значний протирадіаційний ефект. Прийнято вважати, що захисна дія цих температур зумовлена тим, що при глибокому охолодженні створюється несприятлива ситуація для переносу енергії випромінювання та її поглинання речовиною. При низьких температурах обмежена також рухомість *вільних радикалів* і утруднена їх взаємодія з молекулами речовин клітини.

Разом з тим показано, що і підвищення температури при опроміненні насіння до 35–80°C веде до зниження радіаційного ураження. Припускається, що захисна дія високих температур зумовлена ослабленням *кисневого ефекту* за рахунок зниження розчинності кисню при нагріванні.

При опроміненні вегетуючих рослин температура також впливає на радіочутливість. Однак, якщо при її зниженні до 5–10°C проявляється радіозахисна дія, то при підвищенні більше 30°C радіаційне пошкодження, як правило, посилюється – проявляється радіосенсибілізуюча дія.

Опромінення неіонізуючими видами радіації. Передуюче опроміненню іонізуючою радіацією опромінення деякими видами неіонізуючої радіації може безпосередньо впливати на радіочутливість організмів шляхом індукції в клітинах процесів відновлення, а також посередньо, діючи на інтенсивність метаболічних процесів.

Так відомо, що попереднє опромінення рослин, культури клітин тварин ультрафіолетовою радіацією знижує вражаючу дію γ -опромінення. Доведено, що таке опромінення індукує в клітинах процеси репараційного відновлення, що веде до підвищення радіостійкості. Але в певних умовах опромінення ультрафіолетовою радіацією може призводити до посилення ураження, що визначається як величиною дози, так і довжиною хвилі, часовим інтервалом між попереднім і основним опроміненням і деякими іншими факторами.

Немає однозначної думки і по відношенню ефективності інфрачервоного світла. Відомо, що попереднє опромінення інфрачервоним світлом в діапазоні 750–1900 мкм з максимумом в області 1000 мкм може викликати затримку поділу клітин в меристемах проростків і підвищувати їх стійкість до наступного опромінення іонізуючою радіацією.

Змінити радіочутливість рослин можна за допомогою попереднього їх освітлення або вирощування за різних світлових режимів. В залежності від інтенсивності і спектрального складу видимого світла в клітинах рослин в результаті фотосинтезу може з'явитися багато відновних сполук, зокрема вільних амінокислот, які сприяють підвищенню радіостійкості.

Разом з зростанням інтересу до дії на живі організми магнітних та електричних полів, мікрохвиль, проявилась певна зацікавленість до вивчення спільної дії іонізуючих випромінювань і цих типів радіації на біологічні об'єкти. Так, є дані про те, що попередня або спільна обробка насіння і проростків магнітними полями і γ -радіацією веде до ослаблення дії останніх.

Радіозахисна дія цих факторів пояснюється різними причинами: зміною стану і проникністю клітинних мембран під впливом магнітних і електричних полів і мікрохвиль, перерозподілом аніонів і катіонів між різними тканинами, навіть можливістю утворенням радіостійких комплексних сполук в результаті зв'язування білків з магніточутливими мікроелементами та іншими. Всі вони, на жаль, слабо обґрунтовані і мають характер гіпотез.

В цілому ж треба визнати, що встановлені факти можливості модифікації радіаційного ураження за допомогою різних фізичних факторів тільки підводять базу до вирішення проблеми керування радіобіологічними реакціями. Вони дуже далекі від її кінцевого рішення, особливо по відношенню до протирадіаційного захисту людини. І якщо до 1945 р. ця проблема навіть не була достатньо конкретно сформульована як в науковому, так і в соціальному плані, то після трагічних подій в Японії у серпні того року, коли водночас від радіаційного ураження загинули сотні тисяч людей, вона відразу ж стала у радіобіології проблемою номер один. Перед всіма радіобіологічними установами світу повстало завдання створення речовин хіміко-фармацевтичного типу, які б захищали організм від дії іонізуючих випромінювань.

7.1.2. Хімічні радіозахисні речовини і радіосенсибілізатори

В 1949 році практично водночас радіобіологи З. Бак і А. Ерве в Бельгії і Г.М. Патт з співробітниками в США повідомили про дві хімічні сполуки, введення яких лабораторним тваринам перед рентгенівським опроміненням підвищує їх виживання. Перші встановили, що таку дію має дуже сильна

отрута *ціаністий натрій*, ін'єкція якого мишам в кількості всього 5 мг/кг перед опроміненням знижувала ступінь радіаційного ураження. Другі – про амінокислоту *цистеїн*, яка при введенні мишам в кількості 1000 мг/кг підвищувала їх виживання при опроміненні в летальній дозі.

Через два роки З. Бак зі своїми співробітниками виявили, що декарбоксілований цистеїн, названий *цистеаміном*, та його дисульфід цистамін мають набагато більш виражену здатність знижувати ступінь радіаційного ураження як при ін'єкції, так і при згодовуванні тваринам. При введенні мишам лише (в порівнянні з цистеїном) 150 мг/кг цистеаміну ФЗД жосягов 1,8–2 (у ціаністого натрію і цистеїну він не перевищує 1,4). Це означає, що при використанні цього препарату дозу опромінення можна збільшити майже удвічі, щоб одержати такий же радіобіологічний ефект, як без нього.

Незабаром була показана протирадіаційна ефективність всіх трьох сполук і їх аналогів в експериментах з найрізноманітнішими лабораторними тваринами, рослинами, комахами, мікроорганізмами, тобто була продемонстрована універсальність їх радіозахисних властивостей.

Початок 1950-х років слід вважати часом, коли в радіобіології зародилося вчення про *біологічний хімічний, або фармакологічний, захист* і про радіопротектори. *Радіопротектори – це речовини, введення яких в організм перед опромінення або під час опромінення іонізуючою радіацією зніжує ступінь прояву радіобіологічних ефектів.*

Ідеальний радіопротектор повинен відповідати трьом основним вимогам: мати високу протирадіаційну ефективність – це, безперечно, головна його властивість; бути стабільним, тобто зберігати свої протирадіаційні властивості протягом певного часу; і не проявляти токсичної дії при введенні в організм.

7.1.3. Класифікація радіопротекторів та механізми їх дії

Серед речовин з радіопротекторними властивостями можна виділити

два основних типи. Перші – це сполуки універсальної дії, що здатні проявляти радіозахисні властивості при опроміненні будь-яких організмів. Механізми їх дії пов'язані зі специфічним втручанням у хід радіаційного ураження на початкових етапах його розвитку. Їх називають *істинними радіопротекторами*.

Другі – це такі, дія яких зумовлена неспецифічним впливом на системи організму, які підвищують його стійкість до іонізуючої радіації (і нерідко, не тільки до неї). Такі радіопротектори звичайно бувають ефективними тільки по відношенню до певної таксономічної групи організмів – тварин або рослин. Їх називають *специфічними радіопротекторами*. До першого типу насамперед слід віднести сульфгідрильні сполуки.

Сульфгідрильні сполуки. До них належать вищезгадані *цистеїн, цистеамін*, а також аміноетилізотіуроній, амінофосфортіоати, цистафос, глутатіон, тіосечовина та багато інших сполук, що містять сульфгідрильні (SH-) групи. З часу відкриття радіозахисних властивостей сульфгідрильні сполуки вважаються найефективнішим класом радіопротекторів.

В табл. 7.1 наведені узагальнені дані про найбільш ефективні радіопротектори при опроміненні ссавців, а в табл. 7.2 – про радіозахисну дію деяких радіопротекторів при опроміненні рослин. Вони свідчать, що з обома класами живих організмів сульфгідрильні сполуки проявляють максимальний радіозахисний ефект – значення ФЗД досягає 2.

Слід, однак, підкреслити, що тільки для небагатьох радіопротекторів крім вказаних в цих таблицях, значення ФЗД перевищує 1,5. Ефективність переважної більшості хімічних речовин, які мають протирадіаційні властивості, оцінюється значеннями ФЗД в межах 1,2–1,4.

У рослин захисну дію сульфгідрильних сполук, як і інших радіопротекторів, спостерігають при їх вирощуванні на поживних середовищах, що містять їх, витримуванні протягом декількох годин перед опроміненням на їх розчинах, обприскуванням їх розчинами.

7.1. Найбільш ефективні радіопротектори при гострому γ - або рентгенівському опроміненні ссавців

Радіопротектор	Тварина	Захисна доза, мг/кг; спосіб введення	ФЗД
Цистеамін	миша, мавпа	75–250 в.ч. ¹	1,8–2,0
		200–500 ч.р. ²	1,6–1,8
	щур, кішка	50–100 п.ш. ³	1,5–1,7
	собака	75–100 в.в. ⁴	1,7–2,0
Аміноетилізотіуроній	миша, мавпа	250–480 в.ч.	1,8–2,0
	щур	1500 ч.р.	1,6–1,8
Цистеїн	миша	950–1200 в.ч.	1,4–1,6
	вівця	1000–1500 п.ш.	1,4–1,6
Серотонін	кролик	95 в.ч.	1,5–1,8
Гістамін	щур	100 в.ч.	1,4–1,5
Ціаністий калій	миша	0,1–0,2 в.ч.	1,3–1,5
Цистамін	кролик	200–400 в.ч.	1,4–1,5
Цистафос	вівця, мавпа	100 в.ч.	1,6–1,8
Дитіокарбомат натрію	кішка	500–600 в.ч.	1,4–1,6
Селен (селенат натрію)	щур, миша	4,3–4,6 в.ч.	1,4–1,5
WR 638 ⁵	миша	200–500 в.ч.	1,4–2,2
WR 2721 ⁵	миша, мавпа	300–500 в.ч.	1,5–2,5

¹ внутрічеревне, ² через рот, ³ під шкіру, ⁴ внутрішнє,

⁵ амінофосфориоати – складні препарати, що ще досліджується

7.2. Ефективність деяких радіопротекторів при гострому γ - або рентгенівському опроміненні вищих рослин

Радіопротектор	Захисна доза, <i>M</i>	ФЗД		
		Боби	Горох	Кукурудза
Цистеамін	10^{-3}	1,5–2,0	1,4–2,2	1,4
Аміноетилізотіуроній	5×10^{-4}	1,5–2,1	1,4–2,0	1,4
Цистеїн	10^{-3}	1,4–1,8	1,4–1,8	1,4–1,5
Метабісульфіт натрію	2×10^{-2}	1,3	1,2	–
Аскорбінова кислота	3×10^{-2}	–	1,4	–
Етиловий спирт	1	1,2–1,3	–	–
Хлорне залізо	2×10^{-4}	1,5	1,3–1,7	1,3
Хлористий марганець	2×10^{-4}	1,5	1,2–1,5	1,4
Хлористий цинк	2×10^{-4}	1,7	1,3–1,7	–
Хлористий кобальт	2×10^{-4}	1,4	1,4	–
Оксисечовина	10^{-3}	–	1,4	1,3
Хлорамфенікол	2×10^{-4}	–	1,3	–
Гідроксиламін	10^{-3}	–	1,2–1,5	–
Азид натрію	10^{-4}	–	1,3	–
Гідролізат ДНК	2×10^{-4}	–	1,3	–
Абсцизова кислота	2×10^{-5}	–	1,4	–
Етилен	3×10^{-3}	–	2,0	–
Аденозинтрифосфат	10^{-4}	–	1,5	–
Циклічний аденозинмонофосфат	10^{-3}	–	1,5–1,7	–

Існує багато гіпотез і теорій, які намагаються пояснити механізм радіозахисної дії сульфгідрильних сполук. Найбільш розповсюджена з них, спираючись на те, що сульфгідрильні сполуки є сильними відновниками, стверджує, що вони проявляють властивості перехоплювачів вільних радикалів, не допускаючи їх взаємодії з макромолекулами, зокрема ДНК.

З. Бак зі співавторами у 1964 р. висунули досить оригінальне пояснення механізму захисної дії сульфгідрильних сполук, яке назвали *гіпотезою "біохімічного шоку"* або „метаболічним захистом“. Суть її в тому, що сульфгідрильні сполуки в захисних концентраціях спричиняють у живих організмів глибокі біохімічні порушення, які ведуть до зміни нормального перебігу метаболізму. Ці порушення проявляються в гальмуванні синтезу ДНК, РНК, білків, вуглеводів, роз'єднанні окислювального фосфорилування, інгібуванні анаеробного і аеробного гліколізу. Таке тимчасове "шокове" порушення метаболізму і морфологічні зміни, що настають слідом за ними, є головною причиною протирадіаційного захисту.

На думку деяких радіобіологів, даний механізм може мати місце не тільки при дії сульфгідрильних сполук, а й інших радіопротекторів, оскільки реакції, притаманні біохімічному шоку, можуть бути викликані введенням в організм багатьох радіозахисних сполук.

Інші відновники. Не тільки сульфгідрильні, а й інші хімічні сполуки, які проявляють відновлювальні властивості, виявляються ефективними радіопротекторами. Добре відомі роботи американського радіобіолога Х. Райлі, котрий показав, що 30-хвилинне витримування рослин в 4×10^{-4} – 4×10^{-3} М розчинах гіпосульфїту, метабісульфїту, сульфгідрату натрію та 1,7 М розчині етаноламіногідрохлорїду знижує на 27–55% ступінь радіаційного ураження.

Суттєву протирадіаційну дію має сильний відновник аскорбінова кислота (вітамін С). Намочування насіння протягом 1 год. в 0,06–1 М її розчинах перед γ - і нейтронним опроміненням зменшує ступінь гальмування росту проростків відповідно на 50 і 20%.

Добре відома також антиокислювальна дія спиртів. Так, витримування проростків бобів протягом 10 хв. перед і навіть після γ -опромінення в 1,6 М розчині метилового, 0,2 М розчині пропілового або 0,7 М розчині етилового спиртів більш, ніж в 1,5 рази послаблює ступінь індукованого випромінюванням гальмування росту.

Спирти, зокрема етиловий, здатні зменшувати ступінь радіаційного ураження і при опроміненні тварин. Але їх радіопротекторні властивості іноді дещо перебільшуються. Згідно даних цілого ряду дослідників, для того, щоб одержати радіозахисний ефект за допомогою етилового спирту, необхідно довести його концентрацію в організмі до 10–15 мл 25–40%-ного алкоголю на кожний кілограм маси тіла. Значення ФЗД при цій небезпечній для життя кількості ледве досягає 1,2.

Як і сульфгідрильні сполуки, названі відновники належать до радіопротекторів універсальної дії. Проте за своєю радіозахисною ефективністю значно ним поступаються – ФЗД для них рідко досягає 1,4. Але вони більш стабільні і мають меншу токсичність, ніж, наприклад, цистеамін.

Соли металів. Роботами багатьох дослідників показана чітка протирадіаційна дія солей деяких металів. Намочування насіння, витримування проростків в 0,05–4 М розчинах солей натрію, кальцію, магнію, калію помітно знижує ступінь пошкоджуючої дії рентгенівського чи γ -опромінення. Значно більший ефект проявляють солі деяких металів, які відносять до важких. Намочування насіння, пророщування чи короткотермінове витримування проростків в розчинах солей заліза, цинку, марганцю, кобальту, нікелю і навіть кадмію у концентраціях 10^{-5} – 10^{-3} М, обприскування рослин розчинам цих солей виявляє радіозахисну дію з ФЗД від 1,3 до 1,7 (рис. 7.4). Деякі з них і при введенні в організм тварин підвищують їх радіостійкість.

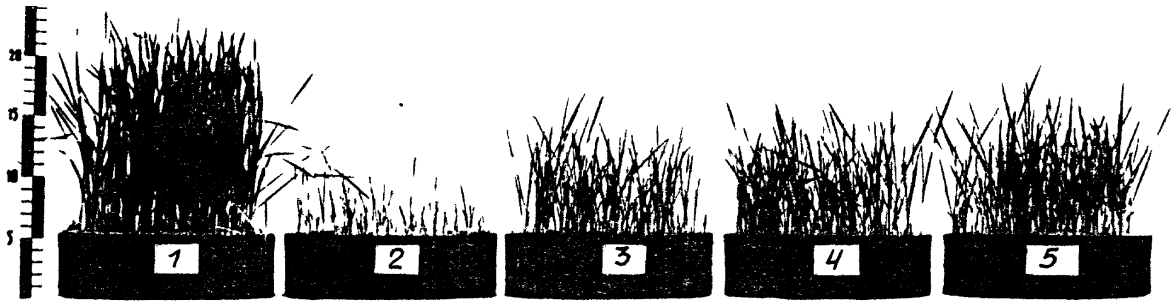


Рис. 7.4. Радіопротекторна дія солей металів при намочуванні насіння пшениці протягом 18 год. у 10^{-3} М їх розчинах перед γ -опроміненням:
1 – контроль, 2 – опромінення в дозі 300 Гр, 3 – намочування насіння у розчині хлорного марганцю, 4 – хлорного цинку і 5 – хлорного заліза.

Відомо чимало препаратів, що створені на основі цих металів. Як правило, це досить складні хімічні сполуки з одним або декількома металами. Так, серед радіопротекторів на основі кобальту відомі такі, як кобамід, кобадекс, кобамін, кобалін; нікелю – нікавіт, нікамідон. Відомі радіопротектори на основі заліза, цинку, марганцю, селену, комплексів з двох або трьох металів.

За протирадіаційною дією солі металів можна віднести до досить ефективних радіопротекторів. Але багато з них належать до важких металів і мають досить високу токсичність. І хоч в ролі радіопротекторів вони використовуються, як правило, у порівняно низьких концентраціях, з цим не можна не рахуватись. Добре відомо також, що солі металів і їх сполуки в водних розчинах досить довго зберігають свої хімічні властивості: отже, радіопротектори на їх основі мають порівняно високу стабільність.

Враховуючи ту значну роль, яку відіграють більшість з названих металів в живих організмах, можна припустити наявність багатьох механізмів, що зумовлюють їх протирадіаційні властивості. Так, їх можна пов'язати з запобіганням радіаційного пошкодження металовмісних ферментів, які утворюють комплекси з залізом, цинком, марганцем та іншими металами.

Досить плідною є гіпотеза Г. Ейхгорна (1962) про стабілізацію водневих зв'язків в деяких біополімерах клітини під впливом позитивно заряджених іонів металів. Завдяки цьому окремі ланки ДНК і білків, в тому

числі і білків-ферментів, підтримуються в такому стані, що після розриву під дією випромінювання чутливих водневих зв'язків вони зберігають своє первісне положення, сприяючи відновленню вторинної структури.

Ростові речовини і гормони. Ростові речовини рослин, зокрема, фітогормони ауксини, гібереліни, цитокініни, абсцизова кислота і етилен, а також деякі інші при введенні в рослини в концентраціях, які індукують прискорення або інгібування ростових процесів в нормі і в більш високих, в значній мірі послаблюють радіаційне ураження. Дія ростових речовин пояснюється звичайно досить просто. Як згадувалося, однією з причин радіаційного ураження рослин, першою візуальною ознакою якого буває гальмування їх росту, є порушення балансу між активаторами та інгібіторами росту. І радіозахисна дія екзогенне введених активаторів росту пояснюється саме тим, що вони відновлюють це співвідношення. Радіозахисна дія фітогормонів-інгібіторів росту абсцизової кислоти та етилену пояснюється блокуванням поділу клітин та індукцією у рослин стану, близького до спокою.

Фітогормони та інші ростові речовини рослин виявляють протирадіаційні властивості, як правило, тільки по відношенню до рослин.

Але багато відомо і про гормони тваринного походження, які виявляють досить суттєві радіозахисні властивості при опроміненні ссавців. Найбільш ефективними з них вважаються біогенні аміни серотонін, триптамін, резерпін, гістамін, деякі стероїдні (статеві) гормони андрогени і естерогени, гормони надниркових залоз – адреналін і норадреналін, гормон надшлункової залози інсулін, гормон щитовидної залози тироксин.

Противрадіаційна ефективність біологічно активних речовин цього класу досить помірна і для більшості з них ФЗД, як правило, не перевищує 1,3–1,4. Хоча в досліджах з рослинами за допомогою деяких фітогормонів, зокрема, етилену, досягаються і більші значення. Вони більш-менш стійкі і мають невелику токсичність.

Інгібітори метаболізму. До цієї строкатої групи радіопротекторів

відносять багато речовин інгібіторів певних процесів біосинтезу, які, розриваючи послідовний ланцюг перетворень різних продуктів, індукують в організмі або блокування поділу клітин, або стан, близький до біохімічного шоку. При введенні в рослини і організм тварин перед опроміненням в концентраціях, зворотно інгібуючих функціонування окремих систем метаболізму, вони можуть проявляти протирадіаційну дію. Такі властивості мають інгібітори синтезу ДНК оксисечовина, інгібітори синтезу білків гідроксиламін, хлорамфенікол, інгібітори дихання азид натрію, амітал та інші.

Маючи на увазі те, що дія інгібіторів метаболізму зазвичай полягає в гальмуванні синтезу й активності ферментів, відповідальних за перебіг окремих процесів, і виявляється на біохімічному рівні, вони не специфічні по відношенню до рослин і тварин і їх варто віднести до радіопротекторів універсальної дії. Деякі з них мають суттєву протирадіаційну ефективність (ФЗД досягає 1,5), вони відносно стабільні і, безперечно, токсичні.

Природні метаболіти. Переважна більшість ефективних радіопротекторів в тій чи іншій мірі токсична для всіх видів організмів. Більше того, багато з них проявляють протирадіаційну дію саме в токсичних концентраціях, з чим іноді і пов'язують їх радіопротекторні властивості. Тому все частіше увагу дослідників привертає можливість використання в ролі радіозахисних засобів природних для організму речовин – його метаболітів. Серед них, крім гормонів, які тут виділені в окрему групу, слід назвати нуклеїнові кислоти, амінокислоти, вуглеводи, ферменти, кофактори, вітаміни.

Чітко виражені радіопротекторні властивості мають препарати ДНК. Практично, незалежно від походження, введення екзогенної ДНК зніжує ступінь радіаційного ураження рослин. Показано, що такі властивості виявляють як препарати нативної двоспіральної ДНК, так і її гідролізат і окремі нуклеотиди не тільки ДНК, а й РНК. Більш того, радіозахисну ефективність такі препарати проявляли не тільки при опроміненні

рідкоіонізуючою рентгенівською і γ -радіацією, але й швидкими нейтронами, при дії яких переважна більшість радіопротекторів виявляється зовсім неефективними.

Високу радіозахисну дію має нуклеотид аденозинтрифосфат (АТФ) переносник і основний акумулятор хімічної енергії в живих клітинах і циклічний нуклеотид аденозинмонофосфат (цАМФ) – універсальний регулятор внутріклітинного метаболізму. Очевидно, через посередництво синтезу АТФ зумовлена протирадіаційна дія гексозних цукрів, які використовуються як субстрати дихання, та деяких інших вуглеводнів, що вводяться екзогенне.

Надзвичайно великий інтерес радіобіологів до питань радіозахисту та лікування променевої хвороби у людини за допомогою вітамінів. Досить вираженим радіопротекторним ефектом характеризуються вітамін-антиоксиданти С, А, Е, U, В₁, в також В₆, В₁₂, Р, К і різні їх комбінації.

Названі сполуки також слід віднести до радіопротекторів універсальної дії – ефективних як при опроміненні рослин, так і тварин. Вони мають помірні радіозахисні властивості, досить стабільні, як правило, здебільш малотоксичні навіть при високих концентраціях і багаторазового, аж до постійного застосування. Завдяки цим якостям, особливо останній, деякі з них вважаються досить перспективними.

Елементи живлення. Забезпеченість організму основними елементами живлення, впливаючи на об'єми і інтенсивність метаболічних процесів, синтез і накопичення окремих речовин, формує певний ендogenous фон радіостійкості. Цей фон, створений сотнями різних органічних і неорганічних речовин, дуже утруднює пояснення зниження або збільшення радіочутливості рослин при введенні того чи іншого елемента живлення. Не можуть не впливати елементи живлення і на хід процесів відновлення у післярадіаційний період. І роботи багатьох дослідників свідчать про те, що ефективність дії радіації на рослини і тварин в значній мірі залежить від забезпеченості їх поживними речовинами як в перед-, так і в післярадіа-

ційний період.

Так, внесення в ґрунт оптимальних доз фосфорних, калійних і магнієвих добрив зменшує негативну дію γ - і β -випромінювання на рослини, а також сприяє формуванню більш радіостійкого насіння. На високому агрофоні підвищується виживання γ -опромінених рослин. Достатнє забезпечення тварин білковим харчуванням підвищує їх радіостійкість.

Виділяють і інші класи радіопротекторів: ціаніди, нітрили, окислювачі, антимулагени, комплексні сполуки та інші. Дані про протирадіаційну дію деяких з них наведені в табл. 7.1 і 7.2.

Треба підкреслити, що при застосуванні радіопротекторів на практиці, як правило, використовують не які-небудь окремі з них, а комплекси, які поєднують позитивні властивості представників різних їх класів: високу ефективність одних, наприклад, сульфгідрильних сполук; низьку токсичність інших, наприклад, природних метаболітів; стабільність третіх, наприклад, солей металів. При таких комбінаціях вдається за рахунок зменшення концентрацій кожного з них знизити негативні властивості окремих радіопротекторів і, більше того, збільшити дію протирадіаційного захисту. Саме по такому принципу складені радіопротектори WR-638 і WR-2721, згадані в табл. 7.1.

Проте, описані ефекти радіопротекторів, значення їх ФЗД, як для тварин, так і рослин відносяться до одноразового гострого γ -, β - чи рентгенівського опромінення. У теперішній час після аварії на Чорнобильській АЕС найважливішим завданням є пошук засобів протирадіаційного захисту для умов хронічного опромінення, яке триває роки, десятиліття, все життя – радіопротекторів так званої пролонгованої, тобто тривалої, дії.

7.1.4. Радіопротектори пролонгованої дії

Цілком очевидно, що в умовах хронічного опромінення захисну дію повинні мати тільки ті радіопротектори, які протягом тривалого часу

зберігають свої властивості, тобто мають високу стабільність.

Досить високу стабільність, як відмічалось, мають солі металів. Але вона вважається високою лише в порівнянні з нестійкими згаданими сполуками. Багато металів через деякий час також окислюються, включаються в обмін речовин і виводяться з організму. Тому періодично потрібно вводити нові дози радіопротекторів, що може привести до різних токсикозів.

Порівняно ефективними радіозахисними засобами пролонгованої дії вважаються радіопротектори з природних метаболітів і елементів живлення. Застосування комплексних препаратів на основі гормонів, вітамінів та інших біологічно активних речовин, а також таких макро- і мікроелементів, як кальцій, калій, залізо, цинк, кобальт, марганець, молібден, мідь сприяють стабілізації гормонального та імунного статусу організму, підвищує його неспецифічну стійкість до різних несприятливих чинників, в тому числі і дії іонізуючої радіації. Взагалі, ця проблема ще очікує свого вирішення.

7.1 5. Радіоблокатори і радіодекорпоранти

У теперішній час, коли мільйонні контингенти населення опинились на забруднених радіонуклідами територіях і до 90–95% дози одержують за рахунок внутрішнього опромінення, основним прийомом радіаційного захисту слід вважати мінімізацію надходження в організм радіонуклідів з продуктами харчування і водою. Це досягається за допомогою *радіоблокаторів – речовин, які зменшують надходження в організм радіонуклідів*. І захист від ^{90}Sr і ^{137}Cs за у такій ситуації треба будувати за принципом збільшення надходження в організм речовин їх хімічних аналогів, відповідно, кальцію та калію, які, вступаючи в антагоністичні взаємодії з радіонуклідами зменшують їх надходження в організм; застосування ентеросорбентів і комплексонатів, які поглинаючи і зв'язуючи їх, не дають включитись у процеси метаболізму.

Радіодекорпоранти – це речовини, які прискорюють виведення

радіонуклідів з організму. Виведення – це вже терапевтичний захід. І як будь-яка терапія, він менш результативний, ніж профілактичні прийоми, до яких належить використання радіоблокаторів і радіопротекторів.

Проте відомі як природні, так і синтетичні препарати, які здатні прискорити цей процес, вибірково зв'язуючи радіонукліди і разом з продуктами обміну виводити їх з організму. Це комплекси – деякі природні речовини і штучні препарати, які можуть утворювати із стронцієм і цезієм міцні, проте добре розчинні сполуки, котрі, беручи участь в обміні речовин, прискорюють їх виведення.

Зрештою виділяють четверту групу протирадіаційних речовин – так звані ростові фактори, або *радіовідновники*. Це велика кількість всіляких неспецифічних речовин, які стимулюють метаболізм, прискорюють поділ клітин, активують процесі відновлення, сприяють дезактивації токсичних продуктів та прискорюють їх виведення з організму.

Всі ці групи речовин, які тут узагальнено на схемі рис. 7.1, буде більш детально розглянуто далі.

7.1.6. Радіосенсибілізатори

Якщо радіосенсибілізація – це штучне збільшення радіочутливості біологічних об'єктів, яке супроводжується посиленням уражаючої дії іонізуючих випромінювань, то, відповідно, *радіосенсибілізатори – це хімічні речовини, введення яких в організм перед опроміненням або під час опромінення приводить до посилення радіаційного ураження.*

Дані про радіосенсибілізатори досить обмежені. Не дивлячись на те, що це буде повторенням, варто ще раз підкреслити унікальні радіосенсибілізуючі властивості *кисню*, який у порівнянні з аноксичними умовами здатний посилювати радіаційне ураження всіх організмів в 2–2,5 рази.

Останнім часом активно вивчаються радіосенсибілізуючі властивості хімічних сполук, що діють на основі кисневого ефекту. Імітуючи

спорідненість кисню до електрона, тобто проявляючи ті ж електронно акцепторні властивості як і кисень, вони здатні значно посилювати ступінь радіаційного ураження. Такі властивості мають похідні дуже сильного окислювача нітроїмідазола – метронідазол і мізонідазол.

Особливий інтерес являє сенсibilізація дії іонізуючих випромінювань специфічною сполукою йодацетамідом. Він має здатність утворювати вільні йодні радикали, які зв'язують сульфгидрильні групи білків, послаблюючи тим самим радіозахисну ефективність ендогенних сульфгидрильних сполук. Витримування рослин на розчинах йодацетаміду в концентрації 2×10^{-4} – 10^{-3} М посилює ступінь радіаційного ураження майже в два рази.

Аналогічні властивості має мідь. Намочування насіння, витримування рослин у 10^{-4} М розчинів хлоридів або сульфатів міді суттєво посилює дію γ -опромінення – ФЗД складає 0,7–0,75. Така дія міді пояснюється двома причинами. По-перше, на відміну від іонів інших металів, що мають здатність стабілізувати структури вищих порядків біополімерів клітини, з чим пов'язуються радіозахисні властивості деяких з них, мідь має унікальну здатність до їх дестабілізації, що і може зумовлювати її радіосенсibilізуючий ефект. По-друге, мідь є специфічною отрутою амінокислот, що містять SH-групи. Саме вона каталізує приєднання кисню до сірки цих груп, приводячи до їхнього окислення, що може викликати послаблення радіостійкості, зумовленої природним вмістом сульфгидрильних сполук.

Необхідність розробки способів протирадіаційного захисту для всіх очевидна. Радіосенсibilізатори з цілком зрозумілих причин знаходять більш вузьке практичне застосування. Їх використовують в тих досить рідких випадках, коли виникає необхідність у посиленні дії іонізуючих випромінювань. Важливою сферою їх використання в медицині є радіаційна терапія пухлин, коли з метою зменшення радіаційного навантаження на здорові тканини радіосенсibilізатори вводяться безпосередньо в зону опромінення.

Розробка способів радіосенсibilізації досить важлива для багатьох

радіаційно-біологічних технологій, в тому числі і тих, що використовуються в сільському господарстві і вимагають високих доз опромінення, наприклад, при радіаційній стерилізації деяких видів продукції рослинництва і тваринництва, радіаційній обробці кормів та інших. Використання радіосенсибілізаторів за рахунок зниження дози дозволяє скоротити час опромінення і витрати енергії.

Перспективним є використання радіосенсибілізаторів і в радіаційному мутагенезі рослин при одержанні нових сортів.

7.2. Захист навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення

У другій половині 20-го століття на полігонах випробувань атомної зброї людство вперше зіткнулося з картиною радіаційного ураження окремих компонентів навколишнього середовища. З 1960-х років на місці Східно-Уральського радіоактивного сліду проводяться детальні наукові дослідження наслідків ядерної аварії на Південному Уралі, що сталася у 1957 р. і яка супроводжувалась викидами великої кількості радіоактивних речовин, радіонуклідним забрудненням навколишнього середовища і масовим ураженням живих об'єктів. Пізніше небезпеку для довкілля підтвердили радіаційні аварії у США, у Великій Британії, зрештою, аварія на Чорнобильській АЕС, яка призвела до сильних радіаційних уражень, аж до загибелі, деяких видів живих організмів.

В той час в області радіаційного захисту навколишнього середовища переважно домінувала *антропоцентрична концепція*, сформульована Міжнародною комісією з радіаційного захисту (МКРЗ). Згідно неї, якщо радіаційними стандартами забезпечена охорона здоров'я людини, то в цих умовах захищена від дії іонізуючої радіації і біота. Вона цілком логічна і важко висунути проти неї достатньо обґрунтовані контраргументи. Проте, буквально в останні 10–15 років, тобто вже у новому тисячолітті, все частіше

почала відзначатись недостатність цієї концепції. І проблема радіаційного захисту одержала нове бачення – одержала визнання і підтримку серед багатьох екологів і радіоекологів точка зору о необхідності захисту, у тому числі і протирадіаційного, саме навколишнього середовища, довкілля. Це стало наслідком усвідомлення того, що виживання і існування людини як виду безпосередньо залежать від зберігання самої природи, яка піддається все наростаючому тискові техногенезу, в тому числі і радіаційного, пов'язаного з діяльністю підприємств ядерного паливного циклу. І була сформульована *екоцентрична концепція*, в якій акценти зміщені у бік охорони компонентів навколишнього середовища, особливо живої складової біосфери – біоти.

Ще одним принципом захисту навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення є підтримка стійкого розвитку біосфери. Під цим розуміється інтегральне збереження основних параметрів стійкого розвитку природних і штучних екосистем в умовах техногенезу, що розширюється. Будь-яких кількісних характеристик цей термін поки що не вводить, а застосовується у теперішній час скоріше як загально філософське поняття, яке закликає звернути увагу на значення проблеми охорони навколишнього середовища від забруднення радіоактивними речовинами і ураження його живої компоненти іонізуючою радіацією.

Попередити повністю міграцію радіоактивних речовин, що надійшли у якусь ланку біосфери, як правило, в атмосферу, значно рідше – у водойма, неможливо. Але, слідуючи виконанню одного з похідних головного завдання радіобіології – зниження вражаючої дії іонізуючої радіації на живі організми, можна суттєво знизити її швидкість і об'єми, зменшити надходження радіонуклідів, як джерел іонізуючих випромінювань, в біоту і в першу чергу в організм людини. І в попередньому підрозділі було розглянуто деякі суцього прикладні аспекти цієї проблеми, зокрема про захист рослин і тварин. Тут цим об'єктам біоти і в цілому навколишнього середовища буде приділено значно менше уваги. І більше – його абіотичним компонентам, як важливих

ланок міграції радіонуклідів до біоти.

7.2.1. Захист ґрунтів від радіонуклідного забруднення

Основною метою захисту ґрунтів від радіонуклідів є зменшення їх переходу в рослини – першу ланку міграційного шляху до людини. Захистити ґрунт в умовах випадання радіоактивних опадів з атмосфери можна хіба що в умовах закритого ґрунту або покривши поверхню ґрунту полімерною плівкою. Зрозуміло, що здійснити це можливо тільки в мізерних масштабах. Проте, після випадіння опадів можна провести деякі заходи, які створюють перепони для їх міграції по поверхні ґрунту, тобто обмежують їх розповсюдження, тим самим захищаючи незабруднені чи забруднені у меншому ступеню території. Одним з найефективніших підходів в цьому напрямку є здійснення системи меліоративних та протиерозійних заходів.

Проведення меліоративних робіт та протиерозійних заходів.

Велику роль у міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і, зокрема, надходженні їх в рослини, грає рельєф місцевості та окремі ландшафтно-географічні особливості території. Вони можуть посилювати рух радіонуклідів як в горизонтальному, так і у вертикальному напрямках і, відповідно, впливати на їх перехід в рослини. В цьому відношенні умови в регіоні аварії на Чорнобильській АЕС досить несприятливі. По-перше, підвищена кількість атмосферних опадів, велика кількість водойм, високий рівень ґрунтових вод, вірогідність підтоплення ґрунтів в період весняної повені і літньо-осінніх злив збільшують горизонтальну і вертикальну міграцію радіонуклідів з рідкими та твердими стоками води. По-друге, дуже слабка агрегуємість частинок ґрунтів, представлених переважно піщаними та супіщаними різновидностями з невисоким вмістом гумусу, мулистої фракції, фізичної глини сприяє їх переносу під впливом вітру і води на великі відстані і спричиняють, відповідно, до переміщення радіонуклідів на інші, часом більш „чисті” ділянки. По-третє, хоча залісненість території Полісся у порівнянні з іншими регіонами України досить висока в досягає 40–50%, на

відкритих розораних сільськогосподарських угіддях процеси вітрової і водної ерозії внаслідок відзначених особливостей ґрунту йдуть при значно більш низьких, ніж на важких ґрунтах, швидкостях вітру і стоків води.

Висока еродованість ґрунтів вказує на необхідність проведення на територіях з підвищеними рівнями забруднення радіоактивними речовинами системи протиерозійних заходів. Вона повинна включати низку взаємопов'язаних та взаємодоповнюючих гідромеліоративних, агроеліоративних та лісомеліоративних прийомів. Основні з них такі:

1. Проведення осушувальної меліорації, яка забезпечує зниження рівня ґрунтових вод і зменшує вертикальну та горизонтальну міграцію радіонуклідів з водою. Проте проведення таких робіт не повинно призводити до переосушення ґрунтів, так як це значно посилює вітрову ерозію, особливо на поширених в Поліссі торф'яно-болотних ґрунтах. На цих угіддях меліоративні заходи повинні мати осушувально-обводнювальний характер. З цією ж метою необхідне проведення снігозатримання та регулювання сніготанення.

2. На схильних до ерозії дуже забруднених радіонуклідами ділянках проведення заорювання поверхневого шару ґрунту на максимально можливу глибину з наступним обробітком безвідвальними знаряддями.

3. Задерновування і залісення виведених із землекористування внаслідок високого вмісту радіоактивних речовин відкритих територій з ціллю послаблення вітрового перенесення частинок ґранту і їх міграції з водними стоками.

4. Для боротьби з виникненням ярів та балок застосування водозатримуючих споруд для скиду води, закріплення дна ярів, терасування схилів, використання на схилах від 4 до 12° ґрунтозахисних сівозмін, головними компонентами яких повинні бути багаторічні трави на зелений корм з підсівом багаторічних трав, озима пшениця, кукурудза. В цілому ж зведення до мінімуму механічного обробітку ґрунту, який руйнує його структуру і посилює ерозійні процеси, особливо на водозборах.

5. Внесення на сільськогосподарських угіддях, що використовуються, підвищених норм мінеральних та органічних добрив, проведення інших заходів, що сприяють збереженню та збагаченню гумусового шару ґрунту, котрі відіграють важливу роль у фіксації та утриманні радіоактивних речовин.

6. Посилення протипожежних заходів, оскільки зола і попел, які містять кількості радіонуклідів на декілька порядків вищі, ніж ґрунти, на яких вони утворюються, можуть переноситись вітром на значно більші відстані, ніж ґрунтові частинки.

Широкое здійснення такої системи протиерозійних заходів дозволяє значно зменшити „розповзання” по території радіонуклідних плям, знизити швидкість міграції радіонуклідів в об’єктах навколишнього середовища та сільськогосподарського виробництва, загальмувати їх рух по харчовим ланцюжкам і в першу чергу перехід з ґрунту в рослини.

Фітодезактивація ґрунтів. Певної уваги серед заходів, що спрямовані на очищення ґрунту від радіонуклідів, заслуговує прийом, який одержав назву „фітодезактивація” (іноді використовуються терміни „фітоекстракція”, „фіторемедіація”). *Фітодезактивація – це видалення радіонуклідів з ґрунту за допомогою спеціально вирощуваних на них рослин з наступною переробкою біомаси, концентруванням радіоактивних відходів та їх захороненням у спеціальних могильниках.*

Фітодезактивація – один з небагатьох прийомів, який передбачає саме очищення ґрунту від радіонуклідів. Більшість решти прийомів мінімізації переходу їх в рослини базується на утриманні їх у ґрунті за допомогою зв’язування з іншими речовинами, переводом у нерозчинний стан, витісненні конкурентними способами з транспортних шляхів та іншими із сподіваннями на їх подальший природній фізичний розпад.

З метою фітодезактивації звичайно застосовують види рослин, які характеризуються максимальним виносом радіонуклідів з ґрунту, тобто мають високі коефіцієнти накопичення (K_H) радіонуклідів, і формують велику

біомасу. У найбільшій мірі серед вивчених у цьому розумінні видів рослин цим вимогам відповідає люпин, дещо в меншій мірі люцерна, конюшина та деякі інші бобові рослини, які мають високі K_H як щодо ^{90}Sr , так і ^{137}Cs , а також відомі калієфіли кукурудза, соняшник, ріпак, щиреця, які мають високі K_H щодо ^{137}Cs , при вирощуванні в ущільнених посівах (на зелену масу), деякі травосумішки, до яких включають конюшину лучну і білу, тимофіївку лучну, лисохвіст лучний, стоколос безостий, кострицю безосту, грястицю збірну. Рекомендуються також деякі мало поширені види, серед яких насамперед слід відзначити рослини з родини бобових козлятник східний, чина лісова і лучна, а також кропива дводомна і коноплевидна, топінамбур, сільвія пронизанолиста, живокіст шорсткий, гірчак забайкальський.

При додержанні основних правил агротехніки, внесенні оптимальних та підвищених доз добрив, проведенні при необхідності зрошення, внесенні у ґрунт активної мікробіоти (наприклад, силікатних бактерій, які прискорюють руйнування радіоактивних частинок та вивільнення радіонуклідів), використанні інших чинників, що сприяють створенню оптимальних умов росту рослин та переводу радіонуклідів у доступний для них стан, можна суттєво підвищити винос радіоактивних речовин з ґрунту.

По відношенню до радіонуклідів цезію (порівняно короткоживучого ^{134}Cs та ^{137}Cs) фітодезактивація найбільш ефективною є у перші роки після їх випадіння на ґрунт. З роками відбувається їх фіксація на ґрунтових частинках, перехід у важкорозчинний слабодоступний для рослин стан (так зване „старіння” радіонуклідів) і ефективність прийому зменшується. Це в більшому ступеню відноситься до ґрунтів, що мають високий вбирний комплекс, у першу чергу до чорноземів, і значно меншому – до бідних на нього торфово-болотних та дерново-підзолистих найбільш забруднених ґрунтів Полісся. І це майже не відноситься до ^{90}Sr , який протягом десятиліть зберігає високу рухомість.

У звичайних умовах вирощування щорічний виніс ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu як

абіогенних елементів становить досить невелику величину – 0,1–1,5%. Проте, засвоєння радіонуклідів може бути підвищене. Зокрема, суттєве підвищення доз кислих форм азотних добрив (а саме такою є аміачна селітра – найбільш розповсюджене в Україні, як і у більшості європейських країн азотне добриво) буде сприяти з одного боку підкисленню ґрунту та збільшенню за рахунок цього рухомості і, відповідно, надходження радіонуклідів в рослини, а з іншого – наростанню біомаси рослин. Слід уникати вапнування кислих ґрунтів, застосування фосфорних і калійних добрив та здійснення всіх заходів, які сприяють зв'язуванню радіонуклідів у ґрунті, або зменшують їх надходження за рахунок інших механізмів.

Збільшити надходження ^{137}Cs можна за рахунок складання спеціальних сівозмін з таких видів рослин, які, з одного боку, самі по собі мають високу здатність до його виносу, а з іншого – сприяють підвищенню доступності радіонуклідів рослинам наступної ланки. Так, Ю.О. Кутлахмедов та ін. (2000) в умовах вегетаційного дослідження показали, що вирощування ріпаку, кукурудзи, гороху або соняшника сприяє збагаченню ґрунту на доступні для рослин форми радіоцезію, підвищуючи K_{H} у наступній культурі – озимого жита у 2–4 рази. А після послідовно вирощуваних гороху і соняшника або кукурудзи і соняшника K_{H} у жита збільшується у 7 разів порівняно з вирощуванням жита без будь-якого попередника (чистий пар). В умовах польових дослідів, здійснених на території 30-кілометрової зони відчуження Чорнобильської АЕС, результати виявились більш скромними, хоча в окремих комбінаціях за рахунок вдало підібраного попередника вдавалось досягти збільшення K_{H} у наступної культури в 4,5 рази.

Оцінюючи потенційні можливості фітодезактивації ці ж автори доходять висновку, що максимальну здатність до виносу ^{137}Cs урожаєм, враховуючи K_{H} та біомасу, має люпин, а ^{90}Sr – редька олійна. За їх даними спроможність люпину щодо виносу з ґрунту ^{137}Cs протягом одного вегетаційного періоду можна довести до 10% його кількості у ґрунті. Дезактиваційна здатність редьки значно нижча – вона виносить не більше

1% радіостронцію. Це пов'язане це зі слабкою рухомістю по рослині стронцію у порівнянні із цезієм, як і їх хімічних аналогів – відповідно кальцію у порівнянні із калієм.

П'ятирічні дослідження дозволили дійти висновку, що оптимальна система сівозмін з високими значеннями K_H у рослин (2–10) і урожаєм біомаси (40–80 т/га) дозволяє протягом цього періоду зменшити вміст ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{106}Ru у дерново-підзолистому ґрунті в 4–5 разів.

Особливого значення проблема фітодезактивації ґрунтів набуває по відношенню до ^{239}Pu та інших трансуранових елементів α -випромінювачів, які мають дуже довгі періоди піврозпаду (для ^{239}Pu він складає 24000 років). Отже, сподівання на дезактивацію цього радіоактивного ізотопу за рахунок природного розпаду малоперспективні. Але конкретних відомостей щодо можливостей його вилучення з ґрунту за допомогою певних видів рослин немає. Хоча і є дані про те, що різні види по-різному накопичують його, хоча в цілому і у невеликих кількостях. Справа в тому, що не маючи хімічних аналогів серед біологічно важливих хімічних елементів, цей штучний радіоактивний елемент дуже слабо надходить у рослини і пересувається транспортними шляхами. Але це зовсім не означає, що його можна залишати у ґрунті. Він може надходити в рослини аеральним шляхом, осідаючи на надземних органах з частинками ґрунту під час вітру, злив; в організм тварин та людини через органи дихання, з кормами, зрештою через шкіру. Вважається, що його радіохімічна токсичність при попаданні всередину організму у десятки і навіть сотні разів вища за ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Більш того, останнім часом відомості щодо можливостей пересування по рослині ізотопів плутонію, як і інших трансуранових елементів, зокрема америцію, з котрих ^{241}Am з періодом піврозпаду 432 роки є наступним після плутонію забруднювачем навколишнього середовища, переглядаються. Є дані, що ці елементи можуть транспортуватись по рослині разом з залізом, марганцем, кобальтом. При цьому K_H можуть досягати 0,1–0,3 і навіть 1. Найвищими вони є також для видів рослин родини бобових [Б].

Отже, з усіх точок зору (приспосованість до умов Полісся, великі K_H всіх довгоживучих радіонуклідів, великий вихід біомаси) люпин можна вважати найбільш зручною рослиною для забруднених внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС ґрунтів. Хоча, безперечно, з цією метою залежно від місцевих умов, зокрема характеру радіонуклідного забруднення, прийнятого в культурі набору видів рослин, можуть бути використані й інші з тих, що згадувались.

Перепоною на шляху широкого застосування фітодезактивації є труднощі утилізації великих кількостей забрудненої радіонуклідами рослинної біомаси. Технологічно ця проблема вирішується, і вже існують не тільки проекти, але й створені експериментальні установки, які дозволяють спалювати її без попадання радіоактивних продуктів у навколишнє середовище з одержанням золи з дуже високою концентрацією радіонуклідів (у сотні разів). При цьому передбачене одержання електрики. Існують проекти одержання біогазу з такої маси рослин, білкових концентратів, спирту, паперу. Отже, актуальність проблеми фітодезактивації як унікальної та виняткової біотехнології, а саме так – біотехнологією у самому класичному розумінні цього поняття може бути названий прийом очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин, не викликає сумнівів, і є всі підстави вважати, що вона знайде своє місце серед комплексних систем і способів мінімізації їх переходу у продукцію рослинництва.

Треба відзначити, що процес спонтанної фітодезактивації ґрунту триває постійно. І в агроценозах на забруднених радіоактивними речовинами територіях велика кількість радіонуклідів виноситься з урожаєм. Порівняно високі темпи такої фітодезактивації на луках і пасовищах. Так, з кормовими травами за вегетаційний період може виноситься до 10–12% кількості радіонуклідів у ґрунті. І за даними Гідромету рівень радіонуклідного забруднення пасовищ та сіножатей ^{137}Cs з урахуванням його розпаду та міграції по профілю ґрунту у 1997–1998 рр. був у 2–3 рази менший, ніж у 1988–1991 рр. Тепер, через 30 років після аварії, помітні суттєві відміни між

рівнями радіоактивності ґрунтів сільськогосподарських угідь, що активно використовуються для вирощування сільськогосподарських культур, і ґрунтів населених пунктів. Зрозуміло, що в усіх цих випадках радіонукліди включаються в трофічні ланцюжки. І в певних ситуаціях є великий сенс прискорити процес очищення ґрунту від них за допомогою цілеспрямованої фітодезактивації і захистити людину від додаткового опромінення.

7.2.2. Захист водойм від надходження радіонуклідів

Основним прийомом захисту водойм є загорожа їх земляними валами і дамбами. Такі споруди з одного боку захищають водойма від змиву радіонуклідів з забруднених територій дощовими і талими водами, а з другого – від змиву радіонуклідів з забруднених берегів у період весняних паводків.

З метою зменшення переносу радіонуклідів течіями річок улаштовують спеціальні ями-пастки забрудненого мулу, „донні сховища”, які являють собою поперечні канавоподібні заглиблення по дну річок між берегами, різні фільтруючі перемички, греблі, запруды. Ці контрзаходи, що були здійснені під час ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС в 1986–1987 рр. на Дніпрі та його притоках, показали їх достатньо високу ефективність.

Для очищення від радіонуклідів невеликих водойм типу ставків іноді використовують відносно дешеві сорбенти на основі природних мінералів, котрі дозволяють видобути з води, осадити і закріпити їх у донних відкладеннях з наступним механічним видаленням.

Аналогічно розглянутому вище прийому очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин – фітодезактивації для очищення водойм також можна застосовувати рослини. Цей спосіб одержав назву різьофільтрації (від грецького *rhiza* – корінь). В умовах водної культури рослини, як і всі гідробіонти, мають дуже великі K_n радіонуклідів. Так, якщо максимальні їх значення у коренях деяких видів вищих рослин на дерново-

підзолистих ґрунтах легкого гранулометричного складу для ^{90}Sr і ^{137}Cs можуть досягти 10–20, то в умовах водойм досягають сотень і навіть тисяч. Саме тому окремі види як водяних, так наземних рослин можуть бути використані для очищення від радіонуклідів невеликих водойм.

Але тут, як і у випадку з фітодезактивацією ґрунтів, виникає проблема утилізації чи ліквідації радіоактивної біомаси.

Інститутом мікробіології та вірусології НАН України запропонована мікробна біотехнологія очищення стічних вод від радіонуклідів та важких металів за допомогою штучних мікробних угруповань. На їх основі створені спеціальні препарати „Мікробний біокаталізатор” (МБК), „Змішані мікробні угруповання” (ЗМУ), які являють собою стійкі у воді гранули, що складаються з живих мікроорганізмів і необхідних для них поживних речовин. Гранули зберігають свою структуру та функції протягом 2–3 років. Пропускаючи забруднену радіонуклідами воду через колонки з гранулами, можна досягти практично повного її очищення від ізотопів стронцію, цезію, америцію, плутонію, урану. Безперечно, масштаби застосування такої технології досить обмежені.

В цілому, як показав досвід ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС більшість водоохоронних контрзаходів економічно дуже дорогі і при цьому мають досить обмежену радіаційно-гігієнічну ефективність.

7.2.3. Захист рослин і тварин від надходження радіонуклідів

В залежності від типу ґрунту і ступеня його радіонуклідного забруднення, хімічних властивостей радіонуклідів і біологічних особливостей рослин, шляхів використання рослин і окремих їх органів, а також багатьох інших застосовують різні прийоми захисту рослин, які забезпечують зменшення в них вмісту радіонуклідів в багато разів. Їх мета – мінімізувати вміст радіонуклідів в продукції рослинництва як основного їх

поставника в продукцію тваринництва і в організм людини.

У віддалений період після надходження радіоактивних речовин у навколишнє середовище, вони надходять до організму тварин в основному через шлунково-кишковий тракт.

Основні шляхи захисту сільськогосподарських рослин і продуктивних тварин від накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва, кормовиробництва і тваринництва буде розглянуто у розділі 11.

7.2.4. Захист лісу і роль лісу у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення

Маючи надзвичайно велику поверхню деревинного, чагарникового і трав'яного пологів, лісові екосистеми грають надзвичайну роль у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення. Присутність на шляху горизонтальних повітряних потоків великих високих масивів лісу і навіть окремих груп дерев забезпечує своєрідну фільтрацію радіоактивних хмар і осідання радіоактивних частинок на листах, хвої, стовбурах, гілках дерев та кущів. Внаслідок цього при надходженні радіоактивних речовин у навколишнє середовище з атмосфери (а це найбільш частий шлях надходження) щільність радіонуклідного забруднення лісів може у десятки разів перевищувати забруднення відкритих територій. Затримуючи радіоактивні речовини, лісові насадження виконують буферну роль, перешкоджаючи подальшому масовому розносу радіонуклідів. Так, у зоні Чорнобильської АЕС, де лісистість перевищує 40%, у найбільш гострий період розвитку аварії в кінці квітня-початку травня 1986 р. оточуючий ліс, основною лісоутворюючою породою котрого є сосна звичайна, у значному ступеню поглинув радіоактивні викиди з розруйнованого реактору, попередивши вітровий перенос радіонуклідів на інші території.

Первинне затримання радіоактивних випадів лісовою рослинністю залежить від дуже великої кількості факторів: висоти деревостою, його зімкнення, біомаси рослинності на одиницю площі, характеру поверхні

рослин, біологічних особливостей порід, дисперсності радіоактивних частинок, зрештою, сезону року, погодних умов в період випадіння, особливо атмосферних опадів, руху повітряних мас і деяких інших.

Кількісною характеристикою, що описує первинну взаємодію радіоактивних випадінь з ярусом деревинних рослин, є *коефіцієнт первинного затримування радіонуклідів* ($K_{ПЗ}$), який являє собою відношення кількості радіонукліда, затриманого рослинами, до кількості радіонукліду, що випало на одиницю площі поверхні (обидва, наприклад, у кБк/м²). Виражають і в процентах.

В табл. 7.3 наведені дані про $K_{ПЗ}$ ⁹⁰Sr деревинними рослинами. Значення цього показника варіюють часом в дуже широких межах, що залежить від вищевідзначених умов. У деяких випадках, наприклад, у щільно зімкнутих хвойних лісах зон помірного клімату, в тропічних дощових лісах, радіоактивні речовини частинок, що осідають з атмосфери, можуть практично повністю затримуватись кронами дерев.

7.3. Коефіцієнти первинного затримування ($K_{ПЗ}$) радіонуклідів деревинним ярусом лісу (за Р.М. Алексахінім і М.А. Нарішкінім, 1977)

Об'єкт	Форма випадінь	$K_{ПЗ}$
		%
Сосновий підріст у віці 6–10 років	Гідрозолі	90–100
Сосновий ліс у віці 60 років	Аерозолі з частинками розміром до 50 мкм	80–100
Сосновий ліс у віці 25 років	Теж розміром до 100 мкм	70–90
Сосновий ліс у віці 30 років	Грунтові частинки підняті з поверхні землі вітром	40–60
Березовий ліс у віці 40 років взимку	Теж	20–25
Березовий ліс у віці 35–40 років літом	Глобальні випадіння після ядерних випробувань	20–60
Сосновий ліс у віці 50–60 років	Теж	50–90
Тропічний ліс	Теж	100

В наступні періоди внаслідок опадання радіоактивних частинок під полог лісу, їх змиву з поверхні дерев атмосферними опадами, листопадів більше 90% радіоактивності зосереджується у лісовій підстилці, котра,

акумулюючи, адсорбуючи і хімічно зв'язуючи радіонукліди, продовжує виконувати захисну роль лісу. У лісових екосистемах практично відсутній поверхневий стік і значно уповільнений горизонтальний стік води. Радіонукліди, що проникають в ґрунт внаслідок вилуговування, зв'язуються в ній різноманітними органічними сполуками. І в подальшому, внаслідок специфіки кругообігу радіонуклідів в лісових біоценозах, радіоактивність продовжує утримуватись в їх межах протягом багатьох десятиліть. Із зімкнутих лісових насаджень практично виключається будь-який значимий винос пиловидних частинок, в тому числі і радіоактивних.

Слід, однак, враховувати, що надзвичайно висока акумуляція радіонуклідів лісовими масивами є джерелом сильного забруднення всієї флори і фауни лісу, в тому числі і деревини, а також причиною можливого радіаційного ураження окремих радіочутливих видів не тільки тварин, але й рослин. Тим більше, практично всі види деревинних рослин, в особливості хвойні, мають високу радіочутливість.

Таким чином, ліс є потужним біогеохімічним бар'єром, здатним надійно фіксувати радіонукліди і зупиняти їх переніс на інші території. Саме тому при створенні атомних електростанцій та інших об'єктів ядерної енергетики у малолісистих місцевостях їх завжди огорожують густими і щільними рядами штучних деревинно-чагарникових насаджень, використовуючи для посадки в першу чергу великомірні саджанці швидкоростучих порід. Радіус таких буферних зон, здатних забезпечити поглинання можливих радіоактивних викидів та їх стабілізацію, повинен складати не менш 30–60 км.

Що стосується захисту самого лісового біоценозу від радіонуклідного забруднення, то серед дуже небагатьох прийомів певної уваги заслуговує лише механічне видалення лісової підстилки, котра утримує в лісових екосистемах до 90% радіоактивності. Однак лісоводам добре відомо, що повне її видалення може призвести до усихання лісу і його загибелі. Практично цей прийом можна застосовувати лише при підготовці лісу до

суцільної вирубки.

7.2.5. Особливості мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини

Концепція мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини з метою зменшення формування дози внутрішнього опромінення базується на трьох основних положеннях: 1) обмеження надходження радіонуклідів з продуктами харчування і водою; 2) блокування процесів всмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті та їх депонування в окремих органах і 3) прискорення виведення з організму радіонуклідів, що включились у тканини (інкорпорувались).

Цілком очевидно, що основна мета всіх прийомів і заходів з захисту різних об'єктів навколишнього середовища від накопичення радіоактивних речовин у підсумку спрямована на реалізацію першого положення – обмеження надходження радіонуклідів в організм людини з їжею. Що стосується здійснення другого і третього принципів, то в цілому вони засновані на додержуванні принципів раціонального харчування та споживання деяких спеціальних речовин, які з урахуванням особливостей фізико-хімічних властивостей і поведінки радіонуклідів перешкоджають їх засвоєнню в організмі і прискорюють виведення природними шляхами.

При надходженні більшості радіонуклідів з їжею значна їх кількість, незалежно від вихідних форм в продуктах харчування, внаслідок кислої реакції у шлунку переходить у розчинний стан. З одного боку, це прискорює їх всмоктування у шлунково-кишковому тракті, але з іншого – створює відносно сприятливі умови для конкурентної взаємодії радіонуклідів з іншими елементами, а також їх зв'язування різними сполуками. Серед цих речовин, які одержали загальну назву *радіоблокаторів*, виділяють три основні класи: антагоністи-конкуренти радіонуклідів, ентеросорбенти і комплексоутворювачі.

Антагоністами-конкурентами основних дозоутворюючих радіонуклідів

^{90}Sr і ^{137}Cs є вже неодноразово згадувані елементи, відповідно, кальцій і калій. Нормальне забезпечення організму кальцій- і калієвмісними продуктами знижує перехід цих радіонуклідів в тканини. Тому абсолютно недопустимим є дефіцит цих елементів у раціоні населення, особливо дітей і підлітків, що проживає на забруднених радіонуклідами територіях. В першу чергу це стосується кальцію – головного мінерального компоненту скелету, потреба у котрому у молодого організму, що росте і формується, особливо велика. При нестачі кальцію стронцій, в тому числі і радіоактивний, маючи до нього чітко виражену хімічну спорідненість, легко включається у каркас кристалічної решітки оксиапатиту – структурної основи кісткової тканини і накопичується в ній, піддаючи опроміненню *червоний кістковий мозок – критичний орган хребетних*.

Основним джерелом кальцію для людини є молоко і молочні продукти. В умовах проживання на забруднених радіонуклідами територіях у раціоні харчування людини акцент слід робити на зневоднених молочних продуктах – вершках, сметані, сирах, як м'якому, так і твердому, при одержанні котрих значна частина радіонуклідів видалається з відвійками та сироваткою. Джерелом кальцію є також *рослини-кальцефіли*, у першу чергу бобові – горох, квасоля, боби, соя та інші. Підвищену його кількість у порівнянні з іншими рослинами містять плоди деяких видів розоцвітих – шипшини, абрикосу, суниці, полуниці.

Головним джерелом калію є овочі і фрукти. Такі розповсюджені і популярні рослини як капуста, картопля, столові буряки, гречка, кукурудза, овочевий перець, котрі складають суттєву частку раціону жителів середньої смуги Євразії, накопичують його у великих кількостях. Дуже багато калію містять виноград і абрикос – їх можна вважати чемпіонами за вмістом цього елемента серед видів, що культивуються в Україні. Всі ці рослини належать до *рослин-калієфілів*.

Практично всі види рослин є основними поставниками в організм людини мікроелементів, багато з яких, в першу чергу залізо, цинк,

марганець, кобальт, мідь, нікель, літій проявляють антагоністичні властивості по відношенню до стронцію і цезію, блокуючи їх всмоктування у шлунково-кишковому тракті. Особливо багато мікроелементів містять салатні овочі – салат-латук, звичайний салат, шпинат, петрушка, селера.

Найбільш відомий сорбент активоване вугілля, який широко застосовується у лікувальній практиці при різних харчових отруєннях, виявився малоефективним як засіб поглинання продуктів поділу урану, в тому числі ^{137}Cs , а в особливості ^{90}Sr . Ефективним сорбентом ^{137}Cs у травному тракті є *фероцін* – сполука, більш відома під назвою берлінської лазурі, та його похідні – фероціаніди заліза, кобальту, нікелю. Фероцін вибірково утворює з цим радіонуклідом нерозчинні сполуки, які не проникають через стінки шлунку та кишок і виводяться з організму з продуктами обміну. Однак, якщо у тваринництві вони знайшли достатньо широке застосування, то для захисту людини використовуються тільки в особливих випадках під медичним контролем. Це зумовлене неоднозначним відношенням до можливості прояву деяких негативних побічних ефектів препаратів на їх основі, зокрема впливом на печінку, нирки, селезінку, підвищеним виведенням у деяких ситуаціях разом з цезієм калію.

Здатність вибірково адсорбувати ^{90}Sr , знижуючи його всмоктування у травному тракті, зменшувати перехід в тканини і відкладення в організмі мають солі альгінових кислот – *альгінати* натрію, калію, кальцію, магнію – кислі полісахариди, які виділяють з деяких видів морських бурих водоростей, зокрема ламінарії біломорської, японської, екваторіальної, водорості цитозіри. На основі альгінатів створені спеціальні сорбенти, які мають селективність до стронцію. Так, препарат „Альгісорб” запобігає всмоктуванню у шлунково-кишковому тракті 60–85% ^{90}Sr . В зв'язку з тим, що цей радіонуклід являє особливу небезпеку для дітей, альгінати додаються до деяких продуктів дитячого харчування.

Разом зі стронцієм альгінати можуть блокувати і надходження кальцію. Але встановлено, що добове споживання 3–4 г альгінату натрію

дитиною і 6–8 г дорослою людиною, знижуючи всмоктування ^{90}Sr в 3–3,5 рази, суттєво не впливають на кальцієвий обмін.

Альгірати, головним чином натрієва сіль, використовуються у деяких виробництвах як емульгуючі засоби. Особливо широко вони застосовуються як стабілізатори при виробництві морозива. І цей молочний продукт, особливо його вищі сорти, з усіма підставами можна віднести до продуктів харчування, що мають радіозахисні властивості.

Подібний ефект мають *пектинові речовини* – також кислі полісахариди, вміст яких достатньо великий у коренеплодах, зокрема буряках і моркві, багатьох рослинах родини гарбузятих і в першу чергу саме у гарбузах, плодах цитрусових, плодах сім'ячкових плодів порід – яблуні, груші, айви, деяких кісточкових – сливи, абрикосу, плодах шипшини, смородини, журавлини.

Аналогічну дію проявляє агар-агар, добре відомий бактеріологам і мікробіологам високомолекулярний полісахарид, який виділяють з деяких видів червоних (багряних) водоростей і використовують для приготування твердих поживних середовищ. Агар-агар широко застосовується і в кондитерській промисловості при виготовленні мармеладу, пастили, різних фруктових желе, джемів.

Але, мабуть, найпростішими комплексоутворюючими речовинами слід вважати сполуки фосфору – похідні фосфорних кислот і деякі інші, котрі здатні утворювати з багатьма металами, переважно другої групи періодичної системи елементів, в тому числі зі стронцієм, досить прості, але слабо розчинні і практично нерозчинні в воді комплекси, тобто переводити їх у малодоступний для засвоєння організмом стан. Тому при наявності у складі раціону людини достатньої кількості сполук фосфору значна частина ^{90}Sr може транзитом проходити через шлунково-кишковий тракт. Показано, що додаткове введення в раціон людини фосфатів, наприклад у вигляді гліцерофосфату, зв'язує у травному тракті до чверті ^{90}Sr , що надійшов.

Джерелом фосфору в раціоні людини є риба, м'ясо, горіхи; багато його

у зерні злаків, бобових, олійних видів рослин, салатних овочевих рослинах.

Особливо ефективним виявляється спільне підвищення вмісту у раціоні фосфору і кальцію, тобто ці елементи проявляють адитивність у впливові на зменшення надходження ^{90}Sr . І це цілком зрозуміло, так як механізми блокування ними всмоктування цього радіонукліду принципово різні.

Виключно вибіркочу здатність до комплексоутворення з цезієм і стронцієм мають *антоціани* – пігменти поліфенольної, точніше флавоноїдної природи, котрі надають рослинам, головним чином квіткам та плодам, рідше листям, характерного червоного, коричневого, синього, фіолетового аж до чорно-фіолетового забарвлення. Хімічною основою всіх антоціанів є фенольні глікозиди, котрі утворюють комплексні сполуки з іонами калію та кальцію, і, відповідно, цезію і стронцію. Антоціани, що надають рослинами червоних відтінків зобов'язані цій властивості особливим сполукам з іонами калію. Пігменти, що надають синього і фіолетового кольорів – сполукам з іонами кальцію. Відповідно, вони утворюють комплекси з цезієм і стронцієм.

Велику кількість антоціанів містять плоди чорної смородини, чорноплідної горобини, ожини, баклажанів, темнозабарвлені сорти сливи, винограду, шовковиці, червоної капусти. Але у плодів томатів червоний колір зумовлений за рахунок пігменту каротину, рослини столових буряків зобов'язані фіолетовому забарвленню пігменту бетаїдину – сполукам іншої природи.

Прискорення виведення з організму інкорпорованих радіонуклідів, що відклалися в певних тканинах і органах, є дуже актуальним, але надзвичайно складним завданням. Є відомості, що такою властивістю володіють і деякі форми антоціанів.

Прискорюють виведення радіонуклідів різні чаї та настої на основі рослинних зборів з відомих лікарських трав. Є дані про те, що зелений чай і навіть звичайний чорний також мають здатність до прискорення виведення не тільки відносно добре розчинного ^{137}Cs , але й ^{90}Sr . Це також пов'язується

зі вмістом у чаї і деяких видах рослин великої кількості здатних до комплексоутворення речовин флавоноїдної природи – флавонов, катехінов, тих же антоціанів, рутину, кверцетину, гесперидину та інших, а також дубильних речовин. Всі вони належать до великого класу фенольних сполук, здатність котрих до зв'язування іонів важких металів у стійкі комплекси добре відома. Хоча іноді прискорення виведення радіонуклідів у даній ситуації пояснюється звичайним їх розчиненням та „вимиванням” з організму.

Є відомості про те, що здатність прискорювати виведення радіонуклідів не тільки з шлунково-кишкового тракту, але й інкорпорованого у деякі тканини і органи, мають фероцин і альгінати. Так, при побутовій радіаційній аварії в Гойянії (Бразилія) у 1987 р. з метою прискорення виведення ^{137}Cs у 250 чоловік успішно застосовували фероціанід заліза.

Взагалі ж у практиці радіаційної медицини для виведення застосовують спеціальні синтетичні комплексони, що мають вузьку вибірну здатність по відношенню до зв'язування строго визначених радіонуклідів. Це специфічні комплексні сполуки, які, зв'язуючись з радіонуклідом в тканинах, збільшують їх розчинність, прискорюють транспорт і включення в системи природного виведення. Вони одержали назву *радіодекорпорантів*. Найбільш відомі з них – пентацін, цинкацін, тетацін. Так, пентацін (кальцію тринатрію пентенат) таким чином прискорює виведення з організму інкорпорованих ізотопів плутонію, церію, ітрію, свинцю і цинку. На жаль, він не виявляє помітної дії на швидкість виведення ізотопів цезію і стронцію. Мабуть саме тому не впливає на вміст калію і кальцію, котрі часто-густо виводяться при застосуванні деяких сорбентів і комплексонів, в тому числі і природних.

Високо оцінюючи важливість певних продуктів харчування, в особливості рослинного походження, в мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини, слід підкреслити, що вони проявляють свою дію на фоні забезпечення його оптимальними кількостями

вуглеводів, жирів в особливості білків. Доведено, що всмоктування більшості радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті суттєво залежить від того, надходять вони натще чи з їжею. Наприклад, після 12-годинного голодування поглинання ^{90}Sr зростає в 2–3 рази. Що стосується білків, то, крім того, що вони самі по собі містять багато речовин, що проявляють радіозахисні властивості, достатня їх кількість у раціоні не тільки перешкоджає всмоктуванню радіонуклідів, але й сприяє виведенню ^{137}Cs з крові, м'язів, печінки, нирок, селезінки, легень та інших органів. При білковому голодуванні накопичення цього радіонукліду в організмі зростає. І абсолютно однозначно встановлено, що за низького вмісту білків у раціоні період піввиведення радіонуклідів з організму зростає, і, відповідно, збільшуються поглинуті дози внутрішнього опромінення.

Таким чином, проблема захисту різних компонентів навколишнього середовища від надходження радіонуклідів є такою, що в принципі вирішується на всіх етапах їх міграції трофічними ланцюгами. Вона є головним елементом системи реабілітації забруднених радіонуклідами біоценозів. У практичній реалізації таких радіозахисних заходів приймають участь не тільки радіобіологи і радіоекологи, але й озброєні основами цих наук спеціалісти багатьох інших напрямів – агрономи, меліоратори, гідрогеологи, спеціалісти лісового господарства, технологи харчової промисловості, лікарі радіологи і гігієністи та багато інших. Тільки в такому комплексі може бути достатньо результативно вирішена проблема захисту об'єктів навколишнього середовища від забруднення радіоактивними речовинами і, відповідно, зменшення радіаційного ураження його живих компонентів і в кінцевому підсумку – людини.

Контрольні запитання до розділу 7:

1. Поняття модифікації радіаційного ураження організму.
2. Суть протирадіаційного біологічного захисту і сенсibilізації радіаційного ураження.
3. Фізичні радіозахисні і радіосенсibilізуючі фактори.
4. Механізм реалізації кисневого ефекту в клітині і коефіцієнт кисневого підсилення.

5. Фактор зміни дози (ФЗД) і його числові значення для радіозахисних і радіосенсибілізуючих факторів.
6. Хімічні радіозахисні речовини.
7. Визначення поняття радіопротекторів та їх класифікація.
8. Порівняльна ефективність радіопротекторів окремих класів.
9. Шляхи практичного застосування радіопротекторів і радіосенсибілізаторів.
10. Радіоблокатори і радіодекорпоранти.
11. Суть антропоцентричного і екоцентричного підходів у захисті навколишнього середовища.
12. Можливості захисту ґрунтів від радіонуклідного забруднення.
13. Фітодезактивація ґрунтів як єдиний спосіб зменшення в них вмісту радіонуклідів.
14. Основні прийоми захисту водойм від радіонуклідного забруднення.
15. Роль лісу у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення.
16. Три основних положення концепція мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини з метою зменшення формування дози внутрішнього опромінення.
17. Роль альгінатів, пектинових речовин, антоціанів, фероцину у зменшенні дози внутрішнього опромінення.

8. ПІСЛЯРАДІАЦІЙНЕ ВІДНОВЛЕННЯ РОСЛИН І ТВАРИН

8.1. Класифікація видів післярадіаційного відновлення. 8.2. Репараційне відновлення. 8.3. Репопуляційне відновлення. 8.4. Регенераційне відновлення. 8.5. Компенсаторне відновлення. 8.6. Управління процесами післярадіаційного відновлення. 8.7. Радіоадаптація.

Післярадіаційне відновлення організму – це відновлення після радіаційного ураження функцій клітин його критичних органів, що забезпечує нормалізацію їх діяльності і одужання організму як цілісної системи. Таке визначення поняття "відновлення" з усією повнотою відбиває суть процесів, що приводять до нормалізації функцій багатоклітинного організму, ураженого іонізуючим випромінюванням.

8.1. Класифікація видів післярадіаційного відновлення

Проте цілком очевидно, що явище післярадіаційного відновлення являє собою багаторівневий процес, і те, що сприймається як відновлення організму, як одужання від променевої хвороби, звичайно відображає функціонування чисельних складних систем відновлення, які діють на різних рівнях організації.

Згідно наведеної на рис. 8.1 схеми, загальне відновлення досягається за рахунок чотирьох способів післярадіаційного відновлення: репараційного, репопуляційного, регенераційного і компенсаторного.

Репараційне, або поклітинне, відновлення, досягається за рахунок відновлення макромолекул клітини, в першу чергу ДНК, та окремих структур клітини – хромосом, мембран та інших. Репопуляційне відновлення забезпечується розмноженням клітин, які в момент опромінення перебували в радіостійкому стані і зберегли здатність до поділу. Регенераційне відновлення є результатом проліферації тканин і органів, що знаходяться в стані спокою. На відміну від інших організмів цей тип відновлення відіграє дуже важливу роль у вищих рослин. І, нарешті, компенсаторне відновлення,

яке досягається за рахунок того, що функції пошкоджених клітин (тканин, органів), несучи підвищене навантаження, виконують неушкоджені клітини (тканини, органи), та за рахунок дедиференціації спеціалізованих клітин і тканин у проліферуючі.

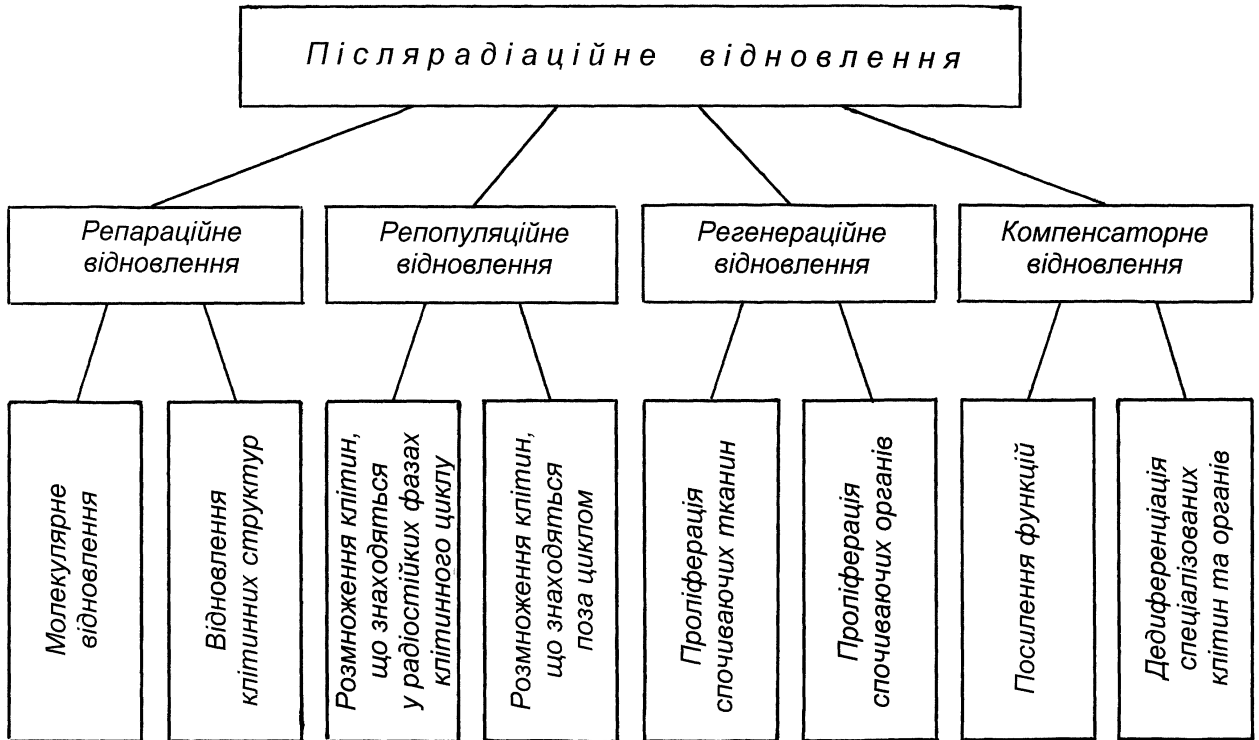


Рис. 8.1. Види післярадіаційного відновлення живих організмів.

8.2. Репараційне відновлення

В опроміненій клітині розрізняють два типи пошкодження – потенційно летальне та сублетальне. *Потенційно летальними пошкодженнями називають такі, які можуть привести до загибелі клітини, але в певних умовах можуть бути відновлені. Під сублетальними розуміють такі типи пошкоджень, які самі по собі ще не приводять до загибелі клітини, але при наступному опроміненні здатні її викликати.*

Відповідно розрізняють два типи репарації – від потенційно летальних і від сублетальних пошкоджень. Можливість репарації від сублетальних пошкоджень звичайно доводиться дослідами по фракціонованому опроміненню, в основі яких лежить гіпотеза про те, що якби радіаційне

ураження носило повністю незворотний характер, то ефект, викликаний фракціонованим опроміненням при певній сумарній дозі, був би таким же, як і при одноразовому опроміненні у тій же дозі. Але це не так. Величезна кількість даних, одержаних в дослідженнях з найрізноманітнішими організмами свідчить про те, що при фракціонуванні дози ступінь радіаційного ураження зменшується. При цьому ураження тим слабше, чим більший проміжок часу розділяє фракції і чим більша кількість фракцій, на які розділена доза (рис. 8.2).

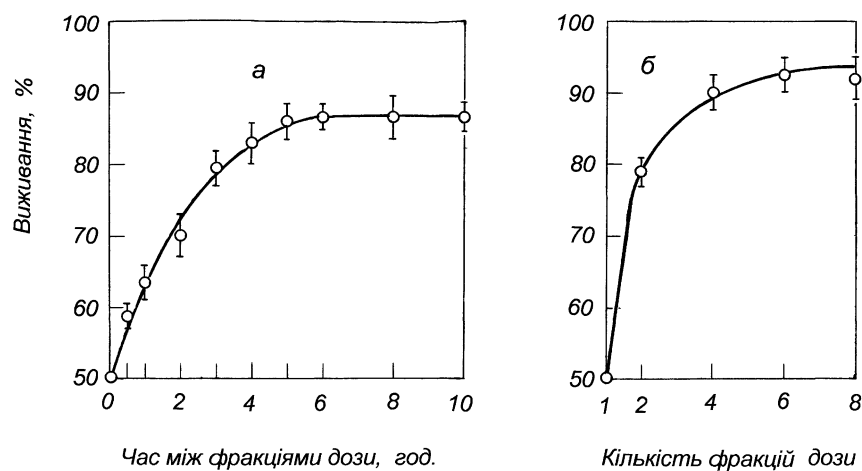


Рис. 8.2. Криві виживання проростків гороху при фракціонуванні дози 8 Гр γ -опромінення: а – дворазове опромінення (4+4 Гр) з різними проміжками часу між окремими фракціями дози, б – різна кількість фракцій дози при однаковому сумарному часі опромінення 3 год.

В сухих системах (насінні, спорах, пилку), при обмеженні доступу кисню ефект фракціонування і потужності дози не проявляється або значно послаблюється. І найбільш переконливе пояснення цього явища можна знайти саме у визнанні реальності існування поклітинного відновлення, обов'язковою умовою якого є підтримування в клітинах активного обміну речовин.

Проте виявити природу відновлення за допомогою прийому фракціонування дози неможливо. Це вимагає проведення спеціальних досліджень з використанням сучасних методів молекулярної біології.

Молекулярне відновлення. Основним пошкодженням клітини при дії

іонізуючих випромінювань, як уже не раз відзначалось, є пошкодження молекул ДНК. Головним структурним пошкодженням ДНК – одно- і двониткові розриви її полінуклеотидних ланцюгів. Репарація цих типів пошкоджень, яким приписується головна роль в загибелі клітини, вперше була показана в дослідах з бактеріями, які дають змогу одержувати штами, дефектні на окремі ферменти, що контролюють певні етапи репарації. На рис. 8.3. наведена схема основних етапів репарації однострессового розриву молекули ДНК.

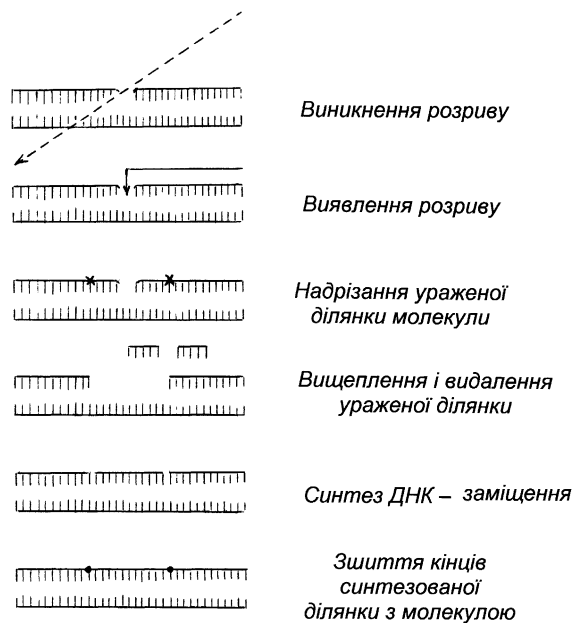


Рис. 8.3. Схема механізму репарації ДНК.

Згідно неї, на першому етапі після утворення розриву відбувається виявлення місця пошкодження за допомогою спеціальних контролюючих систем, котрі отримали назву «клітинної поліції». Потім ділянка полінуклеотидної нитки з пошкодженими нуклеотидами з обох боків надрізається за допомогою ферментів ендонуклеаз, вищеплюється з молекули – *інцизія* і видаляється – *ексцизія*. Останній етап здійснюється за допомогою ферментів екзонуклеаз. Розмір утвореного розриву буває різним – від декількох одиниць до декількох тисяч нуклеотидів. Вслід за цим на місці бреші відбувається комплементарний синтез ДНК з використанням залишку непошкодженої нитки ДНК в ролі матриці – так звана репаративна реплікація. Цей етап контролюється ферментами ДНК-полімеразами, які

беруть участь і у звичайному реплікативному синтезі ДНК. І, нарешті, відбувається зшивання кінців синтезованої ділянки з полінуклеотидною ниткою.

Тип репарації, що йде за наведеною схемою, одержав назву *ексцизійної репарації*. Але описані й інші типи репараційного синтезу ДНК. Більшість з них хоч і має певні особливості, в цілому нагадують дану схему, суть якої визначається принципом "*вищепління-заміщення*".

Для репарації двониткових, або подвійних, розривів ДНК необхідно, щоб клітина мала активну систему рекомбінації і непошкоджені ділянки ДНК, гомологічні тим ділянкам, які мають подвійні розриви.

Безперечно, механізми репарації ДНК «створені» не для протистояння дії іонізуючого випромінювання. Ендогенні пошкодження ДНК в результаті гідролітичних реакцій, впливу активних форм кисню, та й дії радіаційного фону постійно виникають в клітинах. Підраховано, що в ДНК однієї клітини, що ділиться, протягом доби може виникати до 50000 одониткових розривів, 10 двониткових розривів, 10 міжниткових поперекових зшивок та тисячі інших видів пошкоджень. Переважна більшість їх усувається за допомогою репарації і досить швидко. Так, репарація одониткових розривів здійснюється за 1–4 год., а двониткових – протягом 24 год.

Існують дані і про молекулярне відновлення РНК, деяких білків, зокрема, ядерного білку хроматину, окремих основ ДНК. Але і в їх основі лежать механізми, аналогічні репарації ДНК. Тому репарація ДНК вважається основним механізмом молекулярного відновлення, який зрештою забезпечує відновлення клітин і тканин ураженого іонізуючим випромінюванням організму.

Свідченням актуальності і важливості цієї проблеми є те, що у 2015 г. одна з Нобелівських премій була присуджена саме за вивчення і розкриття механізмів відновлення ДНК.

Відновлення клітинних структур. Ще в 1950-і роки була висунута гіпотеза про можливість відновлення радіаційних пошкоджень на рівні

хромосом. Вона була заснована на підставі експериментальних даних про те, що при фракціонуванні дози опромінення кількість аберацій хромосом на клітину суттєво залежить від інтервалу часу між фракціями дози. Але якщо при невеликих інтервалах, вимірюваних хвилинами-годинами, практично завжди спостерігається зменшення числа аберацій, то при подальшому зростанні часу між фракціями або їх кількості результати виявляються досить суперечливими: в одних випадках відбувається їх зменшення до певного рівня, а в інших – після зменшення знову спостерігається збільшення. І практично всі дані, одержані як в дослідах з рослинами, так і з тваринами, описуються або кривою типу 1, або кривою типу 2 (рис. 8.4), яка одержала назву кривої Лейна від імені автора, який вперше виявив таку залежність.

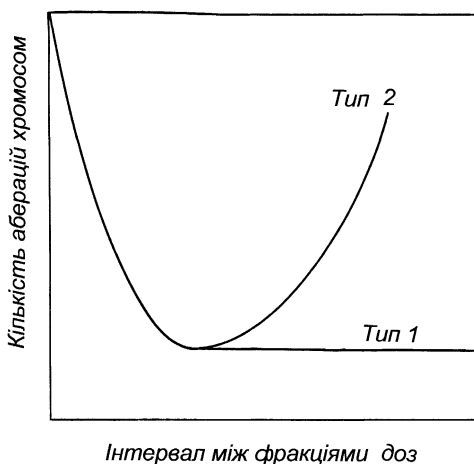


Рис. 8.4. Схематичне зображення двох типів залежності пошкодження хромосом іонізуючим випромінюванням від інтервалу часу між фракціями доз.

В цілому ж вважається, що в післярадіаційний період відбувається відновлення хромосом. Але досі ще не встановлено якихось певних механізмів їх репарації. Безперечно, що відновлення хромосом, що візуально спостерігається як зменшення кількості їх порушень, являє собою більш складний процес, ніж відновлення окремих молекул ДНК. Структурна організація хромосом еукаріотів досить складна. Крім ДНК до їх складу входить певна кількість РНК, різноманітні білки, з якими нуклеїнові кислоти утворюють міцні зв'язки. Важко уявити собі, щоб, наприклад, електрон міг зруйнувати таку складну структуру, а ще важче – механізм відновлення, який

повинен охоплювати всі перераховані компоненти хромосом.

Є дані і про репараційне відновлення деяких інших структур клітини і, зокрема, *мембран*, котрі, яку відзначалося у розділі 4, відіграють важливу роль в розвитку радіаційного ураження. Встановлено, що структура мембран, її проникливість, пошкоджені іонізуючими випромінюваннями, можуть з часом відновлюватися. Але молекулярні механізми цього процесу досліджені поки що слабо.

Втім, всі клітинні мембрани являють собою рухомі текучі структури, оскільки молекули білків і ліпідів не зв'язані між собою ковалентними зв'язками й здатні досить швидко переміщатися у площині мембран. Тобто, мембрани – структури досить динамічні, легко розтягуються і утискуються при клітинних рухах, можуть змінювати свою конфігурацію. Саме тому вважається, що мембрани швидко відновлюються при ураженнях чинниками різної природи, у тому числі й іонізуючим випромінюванням. Безперечно, до певного ступеня ураження.

Але це може бути й досить складний процес, у який залучаються молекулярні механізми розпізнавання і самозбірки окремих елементів мембран. Так, розгалужені ланцюги глікопротеїнів і гліколіпідів (рис. 4.8), що виступають з клітинної мембрани, приймають участь у розпізнаванні чинників навколишнього середовища, а також у взаємному узнаванні певних її елементів. У цьому випадку близькі за будовою ділянки за допомогою розпізнавальних елементів плазмалеми правильно орієнтуються відносно один одного, забезпечуючи тим самим їх зціплення і відновлення розруйнованої випромінюванням ділянки.

Яку роль відіграє репараційне відновлення в загальному відновленні багатоклітинних організмів, не встановлено. Досить переконливо не показана кореляція між радіостійкістю видів вищих організмів, наприклад вищих рослин, та їх здатністю до репарації. Відомі лише окремі роботи, в яких на основі дуже вузьких досліджень висловлюється думка про можливість такого зв'язку.

Хоча не викликає сумнівів, що у збереженні кількості проліферуючих клітин процесам репарації повинно належати неабияке значення. Але розгляд часових характеристик кінетики відновлення будь-яких постійно оновлюваних тканин рослин і тварин свідчить про те, що для нормалізації здатності критичних органів до виконання своїх функцій необхідні, як мінімум, декілька клітинних циклів, тобто декілька діб, а не кілька годин, достатніх для поклітинного відновлення. І післярадіаційне відновлення будь-якої багатоклітинної системи є не стільки функцією репарації окремих її клітин, скільки здатністю до розмноженням клітин, які зберегли здатність до поділу – репопуляції.

8.3. Репопуляційне відновлення

Джерелом репопуляційного відновлення є клітини, які зберегли репродуктивну здатність після опромінення. З одного боку, це клітини, що в момент дії іонізуючого випромінювання перебували в радіостійких періодах клітинного циклу, а з іншого боку – клітини, що знаходилися в стані спокою – "поза циклом".

Розмноження клітин, які перебувають в радіостійких фазах клітинного циклу. Радіостійкість клітин в залежності від фази і періоду клітинного циклу може розрізнятися в 2–3 рази. Тому завдяки асинхронності поділу, що є нічим іншим, як механізмом підтримки стійкості тканин до ушкоджуючих чинників, в популяціях твірних клітин в будь-який момент часу присутні клітини на різних фазах. І така клітинна популяція після опромінення являє собою досить строкату картину, так як в ній в залежності від радіочутливості окремих клітин будуть присутні три основних їх пули (рис. 8.5): клітини, що втратили здатність до поділу (перебували в момент опромінення в найрадіочутливіших періодах циклу); клітини практично не пошкоджені (знаходились в найрадіостійкіших періодах), і клітини, що несуть потенційно летальні пошкодження, які в залежності від умов і

ситуації можуть перейти як в клас 1, так і в клас 2 (які перебували в проміжних за радіочутливістю періодах клітинного циклу).

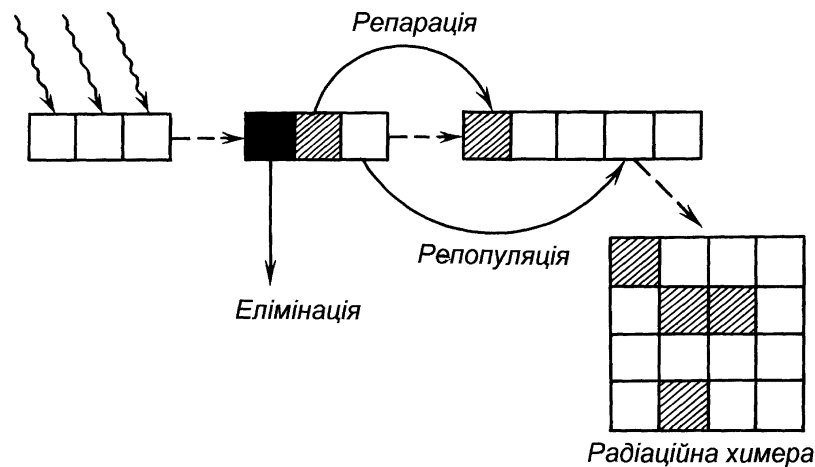


Рис. 8.5. Схема репопуляційного відновлення опроміненого організму (Д.М. Гродзинський, 1972).

Клітини, які зберегли здатність до поділу, продовжують розмножуватися. Більше того, „відчувши” нестачу клітин в меристемі при елімінації (виключення з функціонування) тих, що втратили здатність до поділу, вони можуть ділитися з більшою швидкістю, ніж в нормі. Було показано, що тривалість клітинного циклу клітин меристеми кореня, котрі зберегли здатність до поділу, після різкого гальмування – зростання з 17 до 22 год. різко скорочувалася до 13 год. (рис. 8.6) – меристема прагне якнайшвидше відновити свій початковий клітинний об'єм. Після зменшення кількості клітин до певного рівня (рис. 8.7) незабаром, через деякий час після опромінення, тривалість якого вимірюється кількома клітинними циклами, спостерігається її поступове відновлення.

Розмноження клітин, які знаходяться поза циклом поділу. Резервом репопуляції є клітини в стані спокою – такі, що перебувають поза циклом поділу. У таких клітин є дві принципові можливості по відношенню до своєї подальшої долі: з припиненням дії чинника, який примусив їх вийти в стан спокою або після відновлення пошкодження, якщо зупинка була його

наслідком, знову повернутися на шлях поділу, або перейти до диференціації. Яким саме з цих шляхів піде клітина, багато в чому визначається міжклітинними взаємодіями, які складаються в популяції.

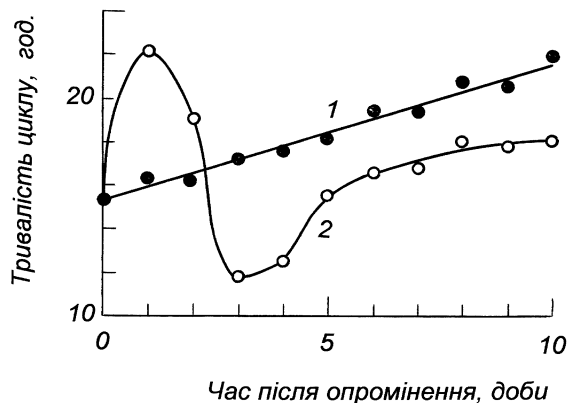


Рис. 8.6. Зміна тривалості клітинного циклу в меристемі кореня гороху в нормі (1) і з часом після γ -опромінення в дозі 4 Гр (2).

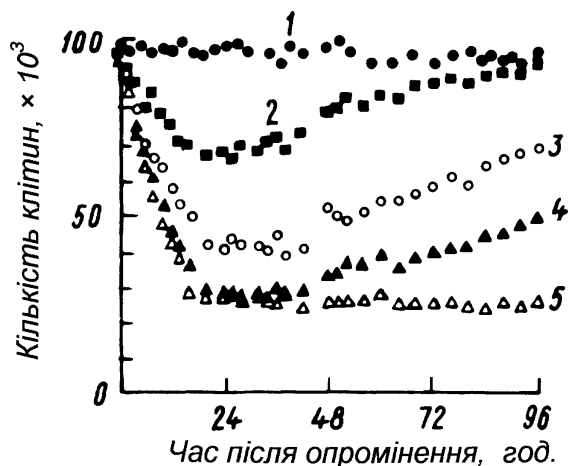


Рис. 8.7. Зміна кількості клітин в меристемі кореня гороху з часом після опромінення: 1 – без опромінення, 2 – 2 Гр, 3 – 4 Гр, 4 – 8 Гр і 5 – 12 Гр (І.М. Гудков, Д.М. Гродзинський, 1974).

Клітини в стані спокою мають більш високу радіостійкість, ніж ті, що діляться. І при дії випромінювань в дозах, що ведуть до втрати репродуктивної здатності у всіх або в певній кількості клітин, що діляться, до процесів репопуляції підключаються клітини, які перебувають поза циклом поділу, але які готові завжди приступити до поділу. Що служить сигналом для них? Безперечно, критична ситуація, що виникає в тканині, її спустошення. Саме тому перехід клітин в стан спокою варто розглядати як спосіб створення резервів тканини, які є фондом її репопуляційного відновлення.

Можливість репопуляційного відновлення і його темпи залежать від

розміру пулу клітин, що зберегли здатність до поділу. Із збільшенням дози опромінення його об'єм зменшується і імовірність відновлення цим шляхом знижується. Теоретично репопуляційне відновлення можливе при наявності в популяції навіть однієї клітини, яка зберегла здатність до поділу. І дійсно, в дослідях з ссавцями було показано, що ті крипти кишкового епітелію, в яких виживає хоча б одна клітина, можуть повністю відновлюватися.

Слід відзначити, що найефективніший на теперішній час прийом лікування променевої хвороби людини, який полягає у трансплантації кісткового мозку здорового індивідууму хворому, являє собою ні що інше, як репопуляційне відновлення кровотворної тканини за рахунок розмноження непошкоджених радіацією клітин донора. Цей прийом застосовується саме тоді, коли при високих дозах опромінення втрачають повністю здатність до поділу кровотворні клітини червоного кісткового мозку.

8.4. Регенераційне відновлення

Якщо перші два шляхи післярадіаційного відновлення – репарація і репопуляція властиві всім багатоклітинним організмам, як рослинам, так і тваринам, то регенераційне відновлення – переважно лише рослинам. Еволюція приречла більшість видів вищих рослин на прикріпленій до постійного місця спосіб життя. І якщо тварини можуть укритися від несприятливих умов, які періодично виникають у навколишньому середовищі, то рослини такої можливості не мають. Саме тому поряд з такою надійною формою захисту виду, як існування надзвичайно стійкої фази їх онтогенезу – насіння, еволюція нагородила рослини потужною системою *регенерації – здатності до відновлення втрачених органів і навіть всієї рослини за рахунок спеціальних тканин і органів*, клітини яких, аналогічно клітинам насіння, знаходяться у стані спокою і мають високу стійкість до всіх уражуючих чинників.

Тут будуть розглянуті два основні типи регенерації у вищих рослин –

регенерація тканин, які перебувають в стані спокою, і регенерація органів, які перебувають в стані спокою.

Регенерація тканин, які перебувають в стані спокою. На самому кінчику кореня, на межі з кореневим чохлаком знаходиться особлива група клітин, яка має форму півсфери або двояко випуклої лінзи (рис. 8.8). Клітини цього утворення, яких нараховується не більше 1–2 тис., діляться дуже рідко – раз на 200–500 год., в той час як тривалість клітинного циклу переважної кількості оточуючих їх проліферуючих клітин меристеми складає лише 12–24 год. Англійський фізіолог рослин Ф. Клаус, який відкрив і перший почав дослідження цієї ділянки кореня у 1954 р., назвав його *центром спокою*.

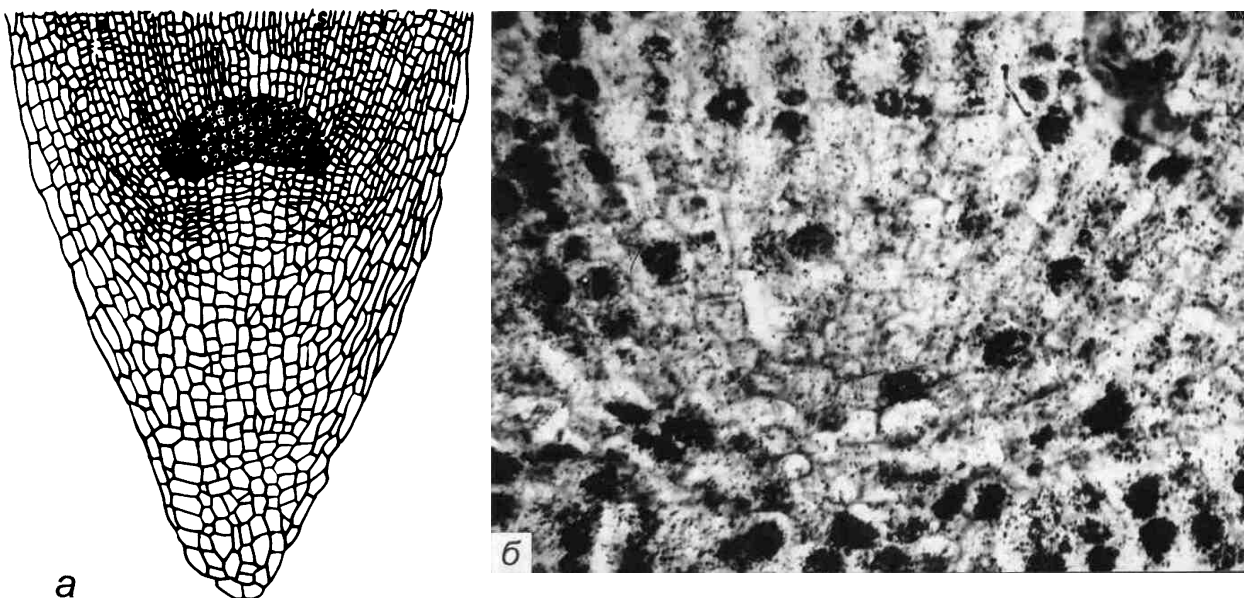


Рис. 8.8. Центр спокою у кінчику кореня: а – схематичне зображення (Ф. Клаус, 1954), б – радіоавтограф зрізу кінчика кореня гороху, одержаного після витримування проростків протягом 24 год. на середовищі з ^3H -тимідіном – чітко видна зона більш світлих клітин, що не діляться, – не включають цей попередник синтезу ДНК ($\times 600$) (І.М. Гудков, 1979).

Функції центру спокою до кінця не з'ясовані. Саме тому деякі ботаніки, не вбачаючи його на анатомічних препаратах за звичайних методах фарбування клітин, взагалі ігнорують його існування. Але інші дослідники вважають його основою меристеми, з якої походять всі типи клітин кореня. Деякі дослідники вважають, що клітини центру спокою є надзвичайним резервом меристеми. При пошкодженні меристеми і втраті здатності до

поділу її клітин клітини центру спокою починають ділитися і відновлюють первинний клітинний об'єм.

Існує певний критичний рівень пошкодження меристеми, при якому індукується поділ клітин центру спокою. Тільки при втраті здатності до поділу у певної кількості клітин до процесів репуляційного відновлення можуть підключатися клітини центру спокою. Очевидно, це є результатом міжклітинних взаємодій, що існують між субпопуляціями клітин, які діляться і які перебувають в стані спокою.

Після повного відновлення меристеми, коли кількість клітин, що діляться, досягає в ній рівня норми, виникає новий центр спокою.

Регенерація органів, які перебувають в стані спокою. Верхівкова меристема пагона вищих рослин, яка активно росте, в значній мірі, а іноді і повністю, придушує поділ клітин в меристемах бокових бруньок. Це явище, що отримало назву *апикального домінування*, являє собою сильну міжклітинну взаємодію, яка відбувається на рівні цілісного організму. Видалення верхівки приводить до зняття апікального домінування і посилення проліферативної активності тканин, які перебувають в стані спокою і пробудженню бокових бруньок. Всі ці явища належать до регенераційних.

Апікальне домінування визначається гормональним типом впливу на точки росту. Це підтверджується чисельними дослідженнями, в яких за допомогою таких рiстактивуєчих речовин, як кінетин і гетероауксин, вдавалося знімати апікальне домінування або, навпаки, відновлювати його при видаленій верхівковій меристемі.

Опромінення рослин іонізуючою радіацією, природно, веде до більшого пошкодження верхівкових меристем, клітини яких активно діляться і ростуть. І якщо у рослини існують органи, які перебувають в стані спокою і мають підвищену радіостійкість, то її загибель повинна викликати їх регенерацію. І, безумовно, описані в радіобіологічній літературі і згадані у розділі 5 факти, які свідчать про сильне гілкування опромінених рослин

(дихотомія, фасціації), активацію утворення бокових коренів, про підвищення куцтва та інше, що призводить до виникнення різноманітних морфологічних змін, пояснюється саме зняттям апікального домінування і посиленням регенераційних процесів.

Найкраще апікальне домінування вивчене у бобових рослин, які здавна вважаються класичними об'єктами для його демонстрації. Бокові бруньки у бобових розміщені в пазухах листків і тому називаються пазушними. За нормальних умов росту і розвитку вони знаходяться в стані спокою протягом всього онтогенезу. Але при знятті апікального домінування, наприклад, шляхом механічного видалення верхівкової бруньки, одна (іноді дві) бокова брунька вступає в ріст і розвивається в пагін, який повністю повторює організацію головного пагона і формує в подальшому всю рослину.

Аналогічна ситуація виникає при опроміненні рослин, як, до речі, і при пошкодженні апікальної бруньки хімічними агентами, її усиханні, відмерзанні і дії інших чинників. Існує мінімальне порогове значення дози опромінення, при якій апікальне домінування повністю знімається. Безумовно, воно залежить від видової радіочутливості рослини і визначається тим рівнем дози, який веде до припинення поділу у певній критичній кількості клітин і інгібування синтезу фітогормонів, що пригнічують ріст пазушних бруньок (рис. 8.9). Саме тоді клітини меристем пазушних бруньок приступають до проліферації.

Регенераційне відновлення дійсно слід віднести до найпотужнішої системи відновлення, якою еволюція нагородила вищі рослини, котрі не мають можливості захищатися від пошкоджень за допомогою інших засобів. В його основі лежать неспецифічні пристосувальні реакції, які розширюють межі зміни умов існування рослин, і механізм регенераційного відновлення ефективний при дії будь-якого пошкоджуючого агента.

8.5. Компенсаторне відновлення

Цей тип післярадіаційного відновлення є найменш вивченим в радіобіології, хоча компенсаторне посилення окремих функцій у опромінених іонізуючими випромінюваннями організмів доводиться спостерігати нерідко. Серед них можна виділити два основних типи компенсаторних реакцій. Перший з них зв'язаний з виконанням непошкодженими внаслідок опромінення клітинами, тканинами, органами не властивих їм функцій. Другий – з посиленням функцій, коли непошкоджені клітини, тканини, органи посилюють власне навантаження з метою надолуження функцій інших, які їх втратили.

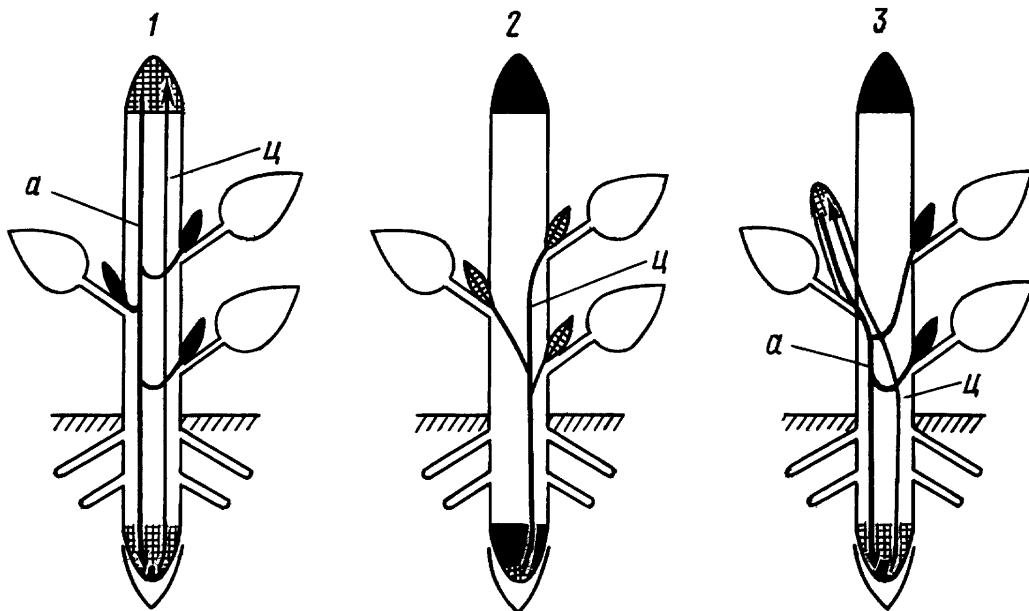


Рис. 8.9. Взаємодія фітогормонів в рослині в нормі і при знятті апікального домінування в результаті опромінення іонізуючою радіацією:

1 – рослина в нормі: цитокиніни (*ц*), що синтезуються в корені, транспортуються в апікальну бруньку пагона, викликаючи поділ її клітин, а синтезовані в ній ауксини (*а*), рухаючись вниз по стеблу, за допомогою індукції утворення етилену та абсцизової кислоти пригнічують поділ клітин бокових бруньок і центру спокою кореня; 2 – при опроміненні і знятті апікального домінування пригнічується синтез ауксинів, а цитокиніни спрямовуються до бокових бруньок і центру спокою, клітини яких починають поділ; 3 – в пагоні відновлюється домінування нового апікального органу, а центр спокою відновлює меристему кореня.

Дедиференціація спеціалізованих клітин і тканин. У перебігу розвитку організму в ньому відбувається формування спеціалізованих клітин, тканин і органів за рахунок виникнення протягом морфогенезу відмінностей між однорідними клітинами і тканинами – процес

диференціації. Так, меристематична клітина після здійснення декількох (п'яти-семи) поділів переходить до розтягнення, в процесі якого змінюється її форма і збільшуються розміри, потім до диференціації, при якій зовнішньо однакові клітини набувають різних властивостей та формують різні типи тканин, і далі до спеціалізації, яка характеризується різними рівнями метаболічної активності і ступенем структурної організації тканин і органів.

Звичайно диференціація необоротна. Але в умовах пошкодження тканин, при злякисному рості і деяких інших ситуаціях, що ведуть до зміни балансу фізіолого-активних речовин, природний хід руху клітин по життєвому циклу порушується, і вони можуть набути здатності до диференціації в зворотному напрямі, тобто дедиференціації. Саме такі умови можуть скластися при опроміненні рослин, коли, як згадувалося, змінюється баланс фітогормонів, і клітини меристеми втрачають здатність до поділу. При цьому диференційовані клітини починають ділитися і стають джерелом відновлення меристеми або виникнення нових твірних тканин.

Дедиференціація – один з найяскравіших прикладів компенсаторного відновлення, коли опромінені клітини набувають не властивих їм функцій.

До компенсаторного шляху післярадіаційного відновлення слід віднести нерідко констатоване після опроміненні *посилення функцій* клітин, тканин і органів, які зберегли свої функції. Так, при опроміненні кущових форм злаків при зменшенні кількості стебел ті, що вижили, як правило, бувають більш рослими і міцнішими, ніж окремі стебла в неопроміненому контролі. При пошкодженні генеративних органів і зменшенні кількості зав'язі на рослині сформовані колоски, стручки, плоди виявляються більш продуктивними, ніж в контролі. При зменшенні кількості зерен в суцвітті ті, що залишились, за абсолютною масою перевищують контрольні.

Ці факти можна пояснити з позицій зміни характеру перерозподілу поживних речовин, що надходять з кореневої системи – те, що призначалося для семи, дістається одному. В цьому відношенні не менш ілюстративними, але однозначно трактованими з позицій компенсаторного посилення

функцій, є дані, одержані на рівні клітин, тканин. Зокрема, вище згадувалось, що при γ -опроміненні рослин в дозах, при яких кількість клітин в меристемах зменшується в 2–3 рази, різко зростає швидкість їх поділу. Виявляється, що клітини, які залишаються непошкодженими або відновили здатність до поділу, намагаючись поновити початковий клітинний об'єм меристеми, починають активно розмножуватися. В цей період після короткочасного гальмування швидкість поділу клітин суттєво зростала – майже на чверть скорочувалась тривалість їх клітинного циклу. Потім, по мірі досягнення меристемою норми, вона поступово збільшувалась і досягала початкового рівня (рис. 8.6).

Таке, навіть короткочасне, але досить суттєве посилення швидкості поділу клітин є характерним прикладом прояву компенсаторних явищ на рівні клітинної популяції.

Свідченням компенсаторного типу відновлення може бути нерідко спостережуване після опромінення у пошкоджуючих дозах тимчасове посилення синтезу нуклеїнових кислот, білків, фітогормонів, ферментів, макроергічних та інших сполук. Саме наслідком всіх цих процесів і є посилення поділу клітин, яке можна вважати їх інтегральним показником.

В цілому, розуміючи під терміном "відновлення" сукупність процесів, що забезпечують збереження організму від пошкодження або загибелі при дії іонізуючої радіації як системи, якій притаманне виконання певних функцій, варто уважно вивчати особливості прояву певних його реакцій, спрямованих на відновлення саме втрачених функцій. Управляючи цими процесами, можна сприяти більш або менш значному відновленню опромінених організмів у післярадіаційний період.

8.6. Управління процесами післярадіаційного відновлення

Буквально до 1960-х років була поширена думка, що наслідки радіаційного ураження не піддається модифікації у післярадіаційний період.

І хоча часто описувались зміни реакцій опромінених рослин і тварин протягом часу, їх залежність від різних фізичних факторів, про що вже згадувалося у попередньому розділі це пояснювали звичайно дією на організм умов навколишнього середовища, які не мають безпосереднього відношення до процесів формування радіобіологічних ефектів.

Є не мало даних і про те, до багато хімічних речовин – ті ж відновники, солі різних металів і елементи живлення, гормони, ферменти, макроергічні сполуки та інші фізіологічно-активні речовини здатні суттєво впливати на хід розвитку радіаційного пошкодження при введенні їх в поживне середовище у післярадіаційний період.

Механізми дії більшості модифікаторів радіаційного ураження як фізичної, так і хімічної природи звичайно пов'язують з їх впливом не на віддалені етапи розвитку радіаційного ураження, а саме на первинні. Так, дія підвищених температур, вологості, газового стану, хімічних відновників пояснюється збільшенням швидкості рекомбінації вільних радикалів – фактором пошкодження, що реалізується в близькому післярадіаційному періоді. З відновлювальними ефектами на рівні репарації молекул ДНК і хромосом часто зв'язується дія низьких температур, ультрафіолетової радіації.

Дія деяких чинників хімічної природи, які застосовують перед опроміненням, може тривати і після нього, впливаючи на відновлювальні процеси. Так, безпосередньою участю в процесах післярадіаційного відновлення пояснюється протирадіаційна дія препаратів ДНК, окремих нуклеотидів, ферментів, гормонів та інших.

З пригнібленням процесів репараційного відновлення пов'язана радіосенсибілізуюча дія ряду хімічних речовин. Таку властивість, зокрема, мають специфічні інгібітори репарації ДНК кофеїн, акрифлавін, аміноптерін.

Ефективність репопуляційного та регенераційного відновлення визначається, головним чином, темпами розмноження клітин, які зберегли здатність до поділу після опромінення. Тому, діючи на швидкість їх поділу,

можна управляти цими шляхами післярадіаційного відновлення. Так, створюючи оптимальні умови для вирощування рослин за допомогою регулювання температурного і газового режиму, освітленості, забезпечення елементами мінерального живлення, фітогормонами-активаторами росту можна сприяти ходу цих процесів. Саме це відкриває деякі, хоча і не такі вже й великі можливості до регуляції наслідків радіаційного ураження. Тому необхідно уважно вивчати і узагальнювати знання про вплив різних факторів на наслідки радіаційного ураження організмів у відповідності зі шляхами післярадіаційного відновлення на різних рівнях організації живого.

Особлива стратегія повинна формуватися у післярадіаційний період щодо опромінених рослин. Як вже згадувалось вище, при аварійних ситуаціях на підприємствах ядерного паливного циклу і деяких інших гострому зовнішньому опроміненню і тривалому радіонуклідному забрудненню можуть бути піддані живі організми на досить значних територіях, що призводить до суттєвого радіаційного ураження біоценозу. Заходи, спрямовані на прискорення його післярадіаційного відновлення, повинні носити комплексний характер і по відношенню до рослинного компоненту визначатися двома основними прийомами: створенням для опромінених рослин в післярадіаційний період оптимальних умов для росту і розвитку та застосування фізіологічно-активних сполук, які прискорюють хід всіх типів післярадіаційного відновлення, а головним чином розмноження клітин, проліферацію тканин і органів, що зберегли ці функції.

Це може значно знизити наслідки радіаційного ураження фітоценозів, в тому числі і лісових угруповань, в умовах господарювання на забруднених радіонуклідами територіях, чому будуть присвячені наступні розділи.

8.7. Радіоадаптація

З механізмами протирадіаційного захисту і післярадіаційного відновлення тісно пов'язане явище *радіоадаптації* – пристосування живих

організмів до дії певних рівнів іонізуючого випромінювання. Ця проблема вкрай актуальна і цікавить не тільки дослідників, а й багатомільйонні верстви населення, що вимушені мешкати на територіях з підвищеним вмістом природних чи штучних радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища.

До останнього часу вважалося, що популяції живих організмів можуть пристосуватися до дії підвищених рівнів іонізуючого випромінювання тільки шляхом відбору радіостійких особин, тобто тільки протягом багатьох поколінь. Але з'являється все більше даних про те, що механізми радіоадаптації можуть формуватися у живих організмах протягом онтогенезу за рахунок низки радіозахисних реакцій, пов'язаних з індукцією процесів післярадіаційного відновлення, накопичення певних продуктів обміну. І натеper виділяють три основних типи радіоадаптації.

Перший тип – негайна радіоадаптація на основі індукції запуску систем репараційного відновлення під впливом опромінення іонізуючою радіацією. Це явище відносно добре досліджене і отримало назву радіоадаптивної відповіді. В часі цей тип радіоадаптації займає хвилини–години. Однією з форм індукційного опромінення репарації ДНК є так звана *SOS-репарація*, яка може миттєво включатися у дію, знешкоджуючі нанесені молекулі «травми». За рахунок високої ефективності для неї характерна відносно висока частота помилок, що виникають при відновленні первинної структури ДНК.

Другий тип – радіоакліматизація, форма радіоадаптації, пов'язана із зростанням активності функціонування антиоксидантних систем, накопиченням речовин, що мають радіозахисні властивості, наприклад, деяких амінокислот, вітамінів, циклічних сполук та інших і в цілому зміною характеру певних процесів метаболізму, як і його активності. Цей тип радіоадаптації потребує часу, що може дорівнювати тривалості періоду індивідуального розвитку організму, тобто формуватися протягом усього онтогенезу.

Третій тип – еволюційна радіоадаптація, яка пов'язана з відбором більш радіостійких форм індивідів, виникненням нової генетичної інформації, що детермінує нові адаптивні фенотипічні ознаки. Це найбільш тривалий процес пристосування до умов підвищеного радіаційного тиску, який потребує багатьох поколінь і може бути віднесений до мікроеволюційних процесів.

Всі ці три типи радіоадаптації можуть формуватися в організмі водночас, забезпечуючи підвищення рівня його радіостійкості і можливості нормального функціонування всіх систем життєзабезпечення, в тому числі і збереження репродуктивної здатності.

Контрольні запитання до розділу 8:

1. Визначення поняття післярадіаційного відновлення.
2. Класифікація типів післярадіаційного відновлення.
3. Види репараційного відновлення.
4. Механізм ексцизійної репарації ДНК.
5. Роль асинхронності клітинного поділу у репопуляційному відновленні твірних тканин.
6. Роль клітин і тканин, що перебувають в стані спокою, у післярадіаційному відновленні.
7. Роль апікального домінування в регенераційному відновленні рослин.
8. Особливості компенсаторного відновлення.
9. Можливості управління процесами післярадіаційного відновлення.
10. Поняття про радіоадаптацію.
11. Три типи радіоадаптації.

9. АТМОСФЕРА, ҐРУНТ І ВОДОЙМИ ЯК ВИХІДНІ ЛАНКИ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРИРОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

9.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у природному середовищі. 9.2. Міграція радіонуклідів в атмосфері. 9.3. Міграція радіонуклідів у ґрунті. 9.4. Міграція радіонуклідів у водоймах.

Радіоактивність навколишнього середовища формується за рахунок природних радіонуклідів, що надходять з атмосфери і земної кори, а також у результаті забруднення штучними радіонуклідами, викликаного діяльністю людини.

Природні радіонукліди надходять на поверхню Землі з атмосфери, утворюючись при взаємодії космічного випромінювання з ядрами азоту, кисню і аргону (космогенні радіонукліди). Другим важливим джерелом природної радіоактивності є гірські породи, що складають товщу земної кори. Найбільше дозоформує та санітарно-гігієнічне значення для біоти мають ^{14}C , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U і ряд інших. Максимальна кількість ^{226}Ra , ^{232}Th і ^{238}U зустрічається в магматичних породах, наприклад в гранітах, а мінімальна – у вапняках. Калій, торій і радій, як правило, мають тенденцію концентруватися в гірських породах з високим вмістом кремнію.

Проте, як свідчать дані, наведені у розділі 3, особливо небезпечними є випадки раптових викидів штучних продуктів поділу у навколишнє середовище в результаті випробувань атомної зброї і аварійних ситуацій на підприємствах, пов'язаних з виробкою атомної енергії, які можуть призводити до локальних і глобальних забруднень ґрунту, живих організмів радіоактивними речовинами на тривалий період. Переважна більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходить у навколишнє середовище, належить до короткоживучих і протягом декількох годин–місяців практично розпадається. Особливу небезпеку натеper і на довгі роки в майбутньому для людини і взагалі для всього живого серед радіонуклідів, викинутих в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, являють довгоживучі ^{90}Sr (період піврозпаду 29 років), ^{137}Cs (30 років) і ^{239}Pu (24 000 років) та ізоtopи деяких

інших трансуранових елементів. І саме на них акцентована увага при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

9.1. Загальні закономірності міграції радіонуклідів у природному середовищі

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

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

У загальному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища показано на рис. 9.1. Згідно неї радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах.

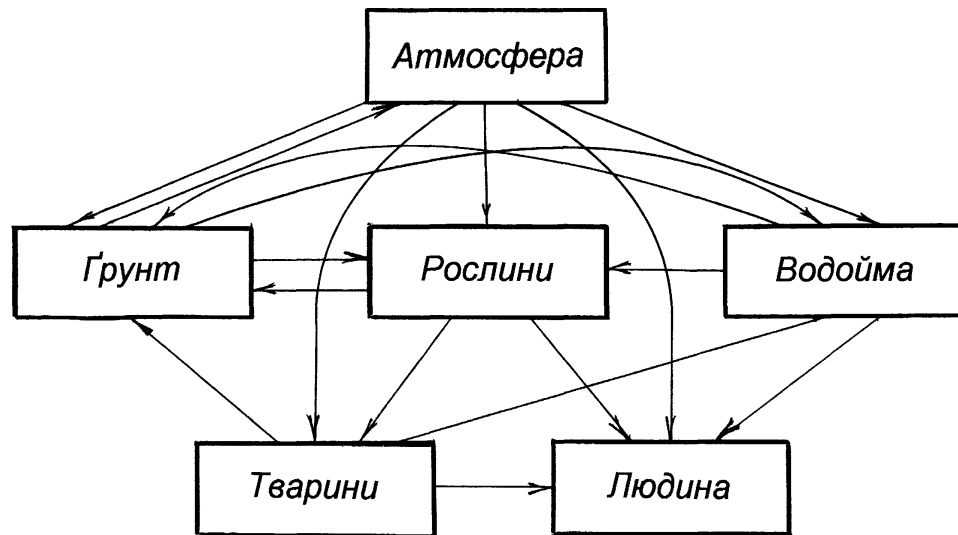


Рис. 9.1. Схема основних шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах природного середовища.

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

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

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

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

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

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

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

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини. Тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкту) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів в рослинах на одиницю маси нижча, ніж у ґрунті, на якому ростуть ці рослини; наявність радіоактивності в молоці і м'ясі нижча, ніж у рослинах, що складають кормовий раціон худоби; в тканинах людини менша, ніж у раціоні харчування.

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

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмах є коефіцієнт накопичення, який звичайно позначають аббревіатурою K_n , або KH . Він являє собою співвідношення між вмістом радіонукліду в організмі (Бк/кг) до його

концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, *коефіцієнт накопичення радіонукліду рослинами* – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліду в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують коефіцієнт переходу ($K_{\text{П}}$, або КП). Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліду в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини ($\text{кБк}/\text{м}^2$).

Обидва коефіцієнти добре узгоджуються між собою, хоча розташовуються у різних числових діапазонах.

Вважається, що головним джерелом надходження радіонуклідів до організму людини (до 70%) є продукція тваринництва, особливо молоко та деякі молочні продукти на основі цільного молока (кефір, ряжанка, йогурт та інші). Проте в деяких прилісних регіонах до 50% радіоактивних речовин може надходити з продуктами лісу – грибами, ягодами, дичиною. У специфічному щодо раціону харчування регіону Полісся значна частка радіонуклідів (до 30%) може надходити і з продуктами рослинного походження, переважно з картоплею. Частка інгаляційного шляху, тобто через органи дихання, після припинення випадання радіоактивних опадів невелика.

Находячи з кормами до сільськогосподарських продуктивних тварин, переважна частина радіоактивних речовин не засвоюється і не потрапляє до продукції тваринного походження, а разом з екскрементами у вигляді гною, стічних вод тваринницьких ферм як органічних добрив повертається до ґрунту і може знову надходити до рослин. Таким же чином можуть повертатися до ґрунту разом з компостами, золою та іншими залишками радіоактивні речовини, що нагромаджуються в рослинах. Подібні зворотні зв'язки можуть виникати і між іншими ланками харчових ланцюжків,

наприклад, від рослин і людини до води, від людини до ґрунту. Проте внесок їх у міграцію в цих напрямках відносно невеликий і вони не позначені на схемі.

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

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

В основі схеми міграції радіонуклідів лежить припущення, що первинним джерелом забруднення є атмосфера, як це дійсно буває при більшості радіаційних інцидентів. Але джерелом первинного забруднення можуть стати і водойма. Так, згадуване у розділі 3 горезвісне Науково-виробниче об'єднання «Маяк», що виробляло плутоній для військових цілей, у період з 1949 до 1956 р. скидало радіоактивні відходи у найближчу річку Теча, яка входить до басейну р. Об, а з 1951 до того ж 1956 р. – в озеро Карачай. За ті роки сумарний скид за сумарною радіоактивністю досяг 4500 ПБк, що цілком порівняно з Чорнобильським викидом. І на основі наведеної схеми міграції не важко уявити шляхи міграції радіонуклідів за цієї ситуації: вода звичайними шляхами надходить до тварин і людини, через іригаційні системи безпосередньо до рослин при дощуванні або через ґрунт, забруднюючи і його; під час весняних повеней річка і озеро затоплюють

береги і заплави, які висихають влітку і під час пилового підйому стають джерелом забруднення нижніх шарів атмосфери і знову ґрунту, рослин, водойм, тварин і людини.

Можна згадати також, що протягом 50–60-х років минулого століття у багатьох країнах розповсюдженою практикою було скидання рідких і твердих радіоактивних відходів в моря і океани. А деякі ядерні підприємства роблять це дотепер. Так, у Великій Британії ядерний комплекс „Селлафілд”, на АЕС Три-Майл-Айленд якого у 1957 р. відбулася згадана у розділі 3 аварія, з 1951 р. до останнього часу здійснював планові скиди низько радіоактивних рідких відходів трубопроводами у Ірландське море, а французьке підприємство „Кожема” – у протоку Ла-Манш. Подальша доля радіонуклідів визначається морськими течіями. Обходячи Велику Британію з півдня і сходу, радіонукліди цих підприємства надходять у Північне море, далі через Датські протоки проникають в Балтику, північні моря, що омивають Норвегію, Росію, аж до Баренцового моря.

Деякі країни використовували моря у якості місць захоронення радіоактивних відходів військово-морського і цивільного атомних флотів. Так, колишній Радянський Союз у 1960-х рр. затопив у північних морях три реактори підводних човнів з відпрацьованим ядерним паливом, реактор з відпрацьованим атомним паливом найбільшого на той час атомного криголаму „Ленін”, велику кількість сталевих контейнерів з радіоактивними відходами. Експедиційні обстеження місць захоронення, здійснені у 1990-х роках, виявили підвищений вміст радіонуклідів ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu в воді і донних відкладах поблизу затоплених об’єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

Практичне значення вивчення поведінки радіоактивних речовин, зокрема штучних, у навколишньому середовищі насамперед обумовлене можливими радіаційними наслідками їх попадання у харчові продукти. В загальній системі досліджень їх міграції в біосфері найважливіше місце належить вивченню поведінки в трофічних ланцюгах за участю

сільськогосподарських рослин та продуктивних сільськогосподарських тварин тому, що споживання продуктів рослинного та тваринного походження, забруднених радіоактивними речовинами, є головним чинником формування дози внутрішнього опромінення людини.

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

9.2. Міграція радіонуклідів в атмосфері

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

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

Локальні випадання радіоактивних речовин мають місце при висоті викиду радіоактивних речовин до 4 км. Вони поширюються переважно у нижніх шарах атмосфери і їх тривалість у разі разового викиду, як правило, не перевищує декількох діб. При такому викиді на земній поверхні утворюється так званий “слід” від радіоактивної хмари, що рухається за вітром. Звичайно локальні випадання поширюються в зоні радіусом не більше 30 км від місця викиду. Саме тому радіус аварійної зони в районі підприємств ядерного паливного циклу визначається цією величиною.

Але через те, що у поширенні радіоактивних речовин найважливіше значення має сила вітру, радіоактивна хмара при локальних випаданнях може мігрувати і на більші відстані.

Тропосферні випадання радіоактивних речовин відбуваються при висоті викиду до 10 км. Тропосферні вітри переносять радіоактивні опади у напрямі з заходу на схід, і радіоактивна хмара за 2–6 тижнів встигає обігнути земну кулю. Саме тропосферні випадання були характерними для аварії на Чорнобильській АЕС. Протягом 15 діб аварії висхідний потік продуктів горіння підіймав радіоактивні речовини у тропосферу на висоту до 7 км. Радіоактивні випадання з нижніх шарів хмари вже через 1–3 доби були виявлені у багатьох країнах Європи, а з верхніх – через 10–12 діб в Японії, Канаді, США. Трохи більше, ніж за два тижні радіоактивна хмара обійшла нашу планету у зоні північної її півкулі і повернулась у Європу із заходу.

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

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

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

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

9. 3. Міграція радіонуклідів в ґрунті

Ґрунт є основним джерелом постачання в біоту природних радіонуклідів. І як свідчить схема на рис. 9.1, хоча і не одною, але головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди із атмосфери.

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

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

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

Так, радіоактивне забруднення при аварії на Чорнобильській АЕС було зумовлене трьома типами випадань: твердими високорадіоактивними

аерозолями різної дисперсності, газовою фазою окремих радіонуклідів і радіонуклідів, розташованих у графітовій матриці. Останній специфічний тип радіоактивних частинок утворився під час горіння блоків із графіту, який використовується в ядерних реакторах як сповільнювач нейтронів.

Виділяють дві основні групи факторів, які ведуть до зміни рухливості і біологічної доступності радіонуклідів у часі. Перша з них зумовлює так зване "*старіння*" радіонуклідів. Суть старіння в тому, що з часом в результаті їх дифузії у кристалічну структуру деяких мінералів, утворення різних комплексних сполук, агрегування частинок у більш крупні, зменшується їх рухливість у ґрунті. Добре відоме *старіння радіонуклідів цезію*, наслідком якого є поступове зниження їх доступності для кореневого засвоєння рослинами.

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

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

Вплив механічного та мінералогічного складу ґрунту. Відмічено, що при вирощуванні рослин в умовах водяної культури надходження до них радіонуклідів виявляється значно більш високим, ніж при вирощуванні на

грунтах такої ж радіоактивності. Це є наслідком здатності твердої фази ґрунту до поглинання і утримування радіонуклідів. Але цілком очевидно, що ця здатність у різних типів ґрунтів повинна бути виражена неоднаково. У значній мірі вона залежить від механічного та мінералогічного складу ґрунту, який є одним з важливих факторів, що визначають характер міграції радіонуклідів в ґрунті та їх перехід у рослини.

Сорбційна здатність ґрунтів зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Криві рис. 9.2 свідчать про те, що навіть в межах одного типу ґрунтів в залежності від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. Найбільш міцно вони утримуються муловою фракцією.

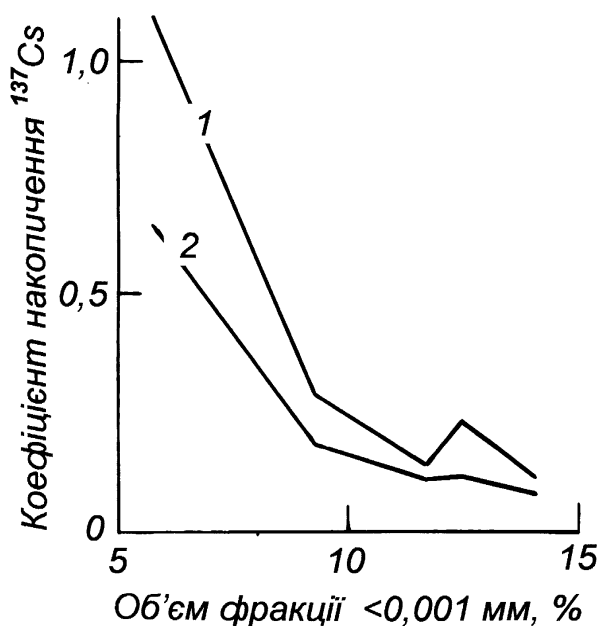


Рис. 9.2. Вплив гранулометричного складу дерново-підзолистого ґрунту на надходження ^{137}Cs в соломі (1) і зерні (2) вівса (Р.М. Алексахін та ін., 1991).

Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилонітової групи, слюд і гідрослюд, які належать до трьохшарових мінералів, що мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

Дрібнопиловаті і мулисті частинки високодисперсних фракцій ґрунтів містять і найбільшу кількість органічних речовин, які також суттєво впливають на міграцію радіонуклідів. Зі збільшенням вмісту гумусу в ґрунті перехід в рослини радіонуклідів знижується. Це пов'язано з тим, що гумінові і фульвокислоти гумусу мають високу здатність поглинати і утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене.

В більш крупних фракціях пилу вміст органічних речовин різко знижується, а в дрібному піску їх майже немає.

Дуже велику кількість органічних речовин (до 90%) містять торф'яні ґрунти. Однак вони в основному представлені напіврозкладеними рослинними рештками і містять мало гумусу. Мінеральна фракція, в тому числі і дрібнодисперсна, у торф'яних ґрунтах незначна. Невелика і кількість обмінних катіонів. Тому ємність поглинання торф'яних ґрунтів невисока і здатність до утримування радіонуклідів порівняно низька.

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

Роль агрохімічних властивостей ґрунту. Радіонукліді звичайно знаходяться в ґрунтах в ультрамікрокількостях. Так, при вмісті ^{137}Cs $3,7 \times 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²) – рівень, вище якого ґрунти прийнято вважати забрудненими, масова його концентрація у орному шарі складає $3,9 \times 10^{-12}$ %, а ^{90}Sr – ще менше – $2,4 \times 10^{-12}$ %. Це відповідає приблизно величині 10^{-5} г/м²,

або 10 г/км². Такі низькі концентрації радіонуклідів у ґрунтах повинні зумовлювати суттєву залежність їх поведінки від вмісту відповідних стабільних ізотопів, елементів, схожих з ними за фізико-хімічними властивостями.

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

Дуже великий вплив на міграцію і доступність радіонуклідів в ґрунтах має вміст обмінного кальцію, який характеризує їхню так звану “карбонатність”. В багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ⁹⁰Sr з ґрунту в рослини знижується. Наведені в табл. 9.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів в чорноземах від 0 до 3,2% накопичення ⁹⁰Sr рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження ¹³⁷Cs зростає.

9.1. Коефіцієнти накопичення (K_H) ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs рослинами в залежності від ступеня карбонатності чорноземів (Р.М. Алексахін та ін., 1985)

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

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

Не тільки з підвищенням карбонатності ґрунту, тобто зі збільшенням в ньому вмісту аніонів CO_3^{2-} , але й із зростанням концентрації аніонів PO_4^{3-} і SO_4^{2-} , збільшується сорбція ^{90}Sr за рахунок співосідання важкорозчинних і слабо засвоюваних рослинами сполук стронцію. Тому в ґрунтах з підвищеним вмістом обмінних форм фосфору і сірки, особливо перших, спостерігається зниження переходу ^{90}Sr в рослини.

Збільшення в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослини ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язане з тим, що при великій кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію. З другого – з тим, що між калієм і цезієм, як між хімічними аналогами, виникають конкурентні відношення при надходженні в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

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

На особливу увагу заслуговує один з основних природних радіоактивних “забруднювачів” ґрунту і біосфери ^{40}K . Його вміст в орному

шарі досить великий – $2,7\text{--}21,6 \times 10^4$ Бк/м² (0,7–5,8 Кі/км²). Максимальну радіоактивність за рахунок ⁴⁰К мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. В процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і ⁴⁰К, в біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить $1,35 \times 10^6$ Бк ⁴⁰К. При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту ⁴⁰К, але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція ⁴⁰К у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюга повністю визначається поведінкою його стабільних носіїв – ³⁹К і ⁴¹К і залежить від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів та інших. Але при всякому зменшенні надходження ⁴⁰К спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

Вплив погодно-кліматичних умов. Рух повітря, атмосферні опади, температура довкілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль в міграції радіонуклідів не тільки в атмосфері, але і в ґрунті.

Величезне значення щодо їх розповсюдження має рух повітря, тобто вітер. За рахунок вітрового підняття з поверхні ґрунту і переносу стає можливим вторинне надзвичайно швидке переміщення радіоактивних речовин на відстані десятків кілометрів від місця її випадання, що може обумовити забруднення або підвищення рівня забруднення більш чистих ґрунтів.

Виділяють *три основні види вітрового підйому ґрунту: справжній вітровий підйом – за рахунок руху повітря над поверхнею ґрунту; локальний вітровий підйом – за рахунок руху повітря, який створюється специфікою рельєфу місцевості, наявністю лісових насаджень, будівель; механічний*

вітровий підйом, що виникає при виконанні сільськогосподарськими машинами польових орбіт, руху транспорту.

Найбільш важливим фактором, що впливає на вітровий підйом радіоактивних частинок, є швидкість руху повітря. Підйом ґрунтових частинок відбувається швидше із сухої поверхні, розораних полів, схилів, які продуваються вітрами. Так, під час пилової бурі в Донецькому регіоні, яка тривала 26–30 березня 2015 р., швидкість вітру досягала 24 м/с. Втрати ґрунту від дефляції на величезній території досягали 11–14 т/га.

Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, в значній мірі визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде мінімальною у зимовий період при низьких температурах та твердих атмосферних опадах. Plusові ж температури і висока вологість ґрунту влітку посилюють її.

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

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті у значній мірі визначається вище перерахованими властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками. Але головним чином вона залежить від кількості атмосферних опадів.

Частинки найрізноманітніших розмірів з током води можуть проникати углибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це – звичайна *фільтрація – рух рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил*. Певну роль грає *дифузійний рух – переміщення радіонуклідів в напрямку градієнта концентрації – її вирівнюванню; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення*

радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, в зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 27 років після випадання радіоактивних продуктів, близько 90% кількості радіонуклідів містилось у верхньому 15–20-сантиметровому шарі (рис. 9.3). На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

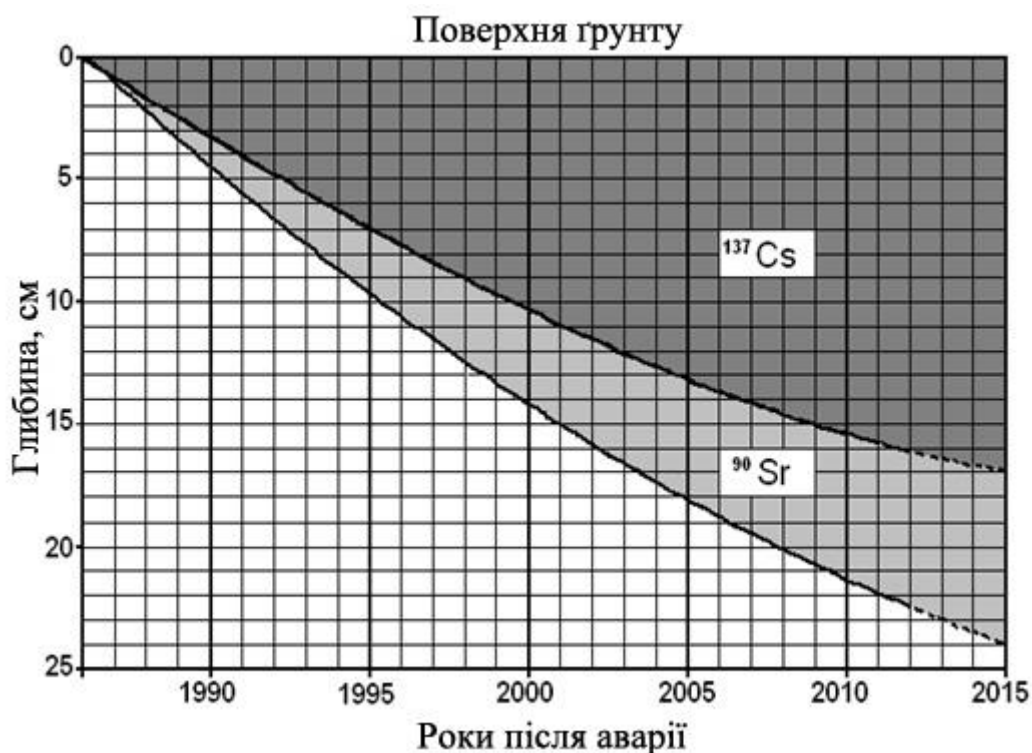


Рис. 9.3. Швидкість вертикальної міграції радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в дерново-підзолистому ґрунті з роками після аварії на Чорнобильській АЕС.

Значний вплив мають погодно-кліматичні умови на горизонтальну міграцію радіонуклідів – їх перенесення по поверхні ґрунту. При сильних зливових дощах в літньо-осінній період можливий значний змив

радіонуклідів з площ водозборів у водойма та забруднення ними річок, озер, водосховищ – джерел питної та поливної води. Аналогічна ситуація може виникнути при формуванні потужного снігового покриву у зимовий період та різкому підвищенні температури весною, коли при швидкому таненні снігу і слабкій фільтрації опадів у мерзлий ґрунт посилюється перенесення радіонуклідів по поверхні.

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

На рис. 9.4 наведені дані з динаміки зміни ступеня радіонуклідного забруднення ґрунту дослідної ділянки з часом після випадіння радіоактивних опадів. Чітко видно, як зменшується забруднення підвищених частин території і збільшується низинних частин.

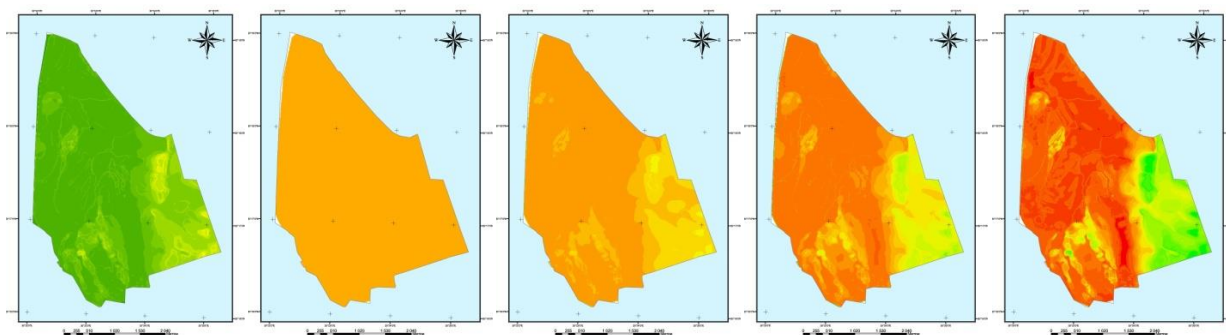


Рис. 9.4. Вплив рельєфу території на горизонтальну міграцію ^{137}Cs по поверхні ґрунту з часом після випадіння радіоактивних опадів при аварії на Чорнобильській АЕС: 1 – рельєф території, 2 – рівномірне забруднення у 1986 р., 3 – через 10 років, 4 – через 20 років, 5 – через 25 років (Ю.О. Кутлахмедов, 2012).

9.4. Міграція радіонуклідів у водоймах

Вивчення розподілу радіоактивних речовин у водних екосистемах має важливий практичний і теоретичний інтерес в першу чергу у зв'язку з експлуатацією підприємств атомної енергетики, а також в рамках

дослідження загальних закономірностей міграції та концентрування природних і штучних радіонуклідів різними компонентами гідробіоценозів, участі в цих процесах живих організмів. Це є необхідним для розуміння і подальшого прогнозування наслідків радіонуклідного забруднення, процесів природного самоочищення водних екосистем для ефективного пошуку шляхів відновлення їх нормального функціонування, а також для виконання заходів, пов'язаних із забезпеченням радіаційної безпеки найбільш радіочутливих видів гідробіонтів і людини.

Внаслідок своєї геохімічної підлеглості в ланцюзі пов'язаних міграційними потоками речовин елементарних ландшафтів, водні екосистеми є другим після ґрунтів «приймачем» радіонуклідів. Виділяють *два основних шляхи надходження радіонуклідів* у гідрологічну мережу:

- безпосередньо на водну поверхню з аерозольними випадіннями і атмосферними опадами,
- змив з території водозбірного басейну поверхневими і ґрунтовими водами.

Радіоактивне забруднення водних екосистем може відбуватися за рахунок великого різноманіття форм і складу речовин, що містять радіонукліди. Під час надходження радіоактивних речовин у вигляді аерозолів на водну поверхню і з території водозбору відбувається їхнє розсіювання у водній товщі та подальший розподіл по компонентах водних екосистем зі встановленням певної динамічної рівноваги, що визначається динамікою процесів сорбції і десорбції між рідкою (вода) і твердою (донні відкладі, зависла у воді речовина) фазами, а також накопиченням радіонуклідів живими організмами. При короткочасному надходженні у водойми радіонукліди достатньо швидко поглинаються донними відкладеннями та водними організмами, внаслідок чого їх питома активність у воді швидко знижується. Концентрація ж багатьох радіонуклідів у водних рослинах, тваринних і донних відкладеннях може тривалий час зберігатися на високому рівні з перевищенням їх концентрації у воді на порядки величин.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення* (K_H) або *коефіцієнта концентрування* (K_K), визначають відношенням питомої активності радіонуклідів в об'єкті дослідження (донні відкладення, зависі, біологічні об'єкти) до їх вмісту у воді.

Важливу роль в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах має так званий *твердий стік*, тобто переміщення радіонуклідів з потоком у річковому руслі наносів.

Донні наноси найчастіше складаються з піску, що переміщується по дну при великих швидкостях води. Оскільки сорбційна здатність і поглинальна місткість піску значно нижчі, ніж глинистих або мулистих частинок, практичне значення їх як носіїв радіоактивних речовин істотно менше. В цілому, враховуючи, що об'єм всіх видів наносів, які переміщуються, в порівнянні з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення радіоактивних речовин в порівнянні з водою річки незначний.

Поведінка у водоймі як радіонуклідів, так і стабільних елементів, багато в чому залежить від гідрохімічного складу води, який обумовлює ряд її важливих властивостей. Вода з будь-якої природної водойми характеризується певними лужно-кислотними та окисно-відновлювальними властивостями, пов'язаними з її походженням і тими змінами, які спостерігаються у водоймах під впливом різноманітних природних чинників. У цих процесах важливу роль відіграють водні тварини і рослини, оскільки хімічний тип вод і, в першу чергу, лужно-кислотні та окисно-відновлювальні умови багато в чому формуються за рахунок надходження у воду продуктів обміну гідробіонтів. Зокрема, кисла реакція води найчастіше пов'язана з розчиненою вуглекислою або різними органічними кислотами гумусового типу, тобто продуктами обміну речовин або продуктами розкладання живих організмів.

Вода поверхневих прісних водойм зазвичай має нейтральну або слабко-лужну реакцію. Винятком є деякі водойми, головним чином озерного типу, де внаслідок високого вмісту гумінових речовин (дистрофні, сфагнові озера) кислотність води може досягати високих значень. Також така ситуація можлива внаслідок наявності у воді мінеральних кислот вулканічного походження. Такі водойми зустрічаються в Японії – оз. Ката-Нума, вода якого має рН 1,4–1,5.

Важливу роль у долі радіонуклідів у прісних водоймах відіграють *донні відкладення*. Маючи велику сорбційну масу і місткість поглинання, вони осаджують на собі основну частину випромінювачів, що потрапляють у водойму, і тим самим частково виводять їх з біотичного кругообігу. Їм належить велика роль у процесах самоочищення води від радіоактивних речовин. Це відбувається в результаті сорбції радіонуклідів поверхнею дна, дифузії з водою в товщу донних відкладень, за рахунок осадження на дно завислих частинок, що несуть сорбовані радіонукліди, а також у результаті осідання на дно залишків відмерлих гідробіонтів, що також містять у своїх тканинах радіонукліди.

Найбільша сорбційна здатність і поглинальна місткість властива донним відкладенням, що складаються переважно з дрібнодисперсних глинистих або мулистих частинок. Тому в місцях, де на дні є потужні відкладення мулу, можна чекати значно більшого накопичення радіоактивних речовин, ніж у гирлі річок, дно яких сформоване з чистих, добре промитих пісків та галечників.

Інтенсивність накопичення і міцність фіксації радіоактивних речовин в живих і косних компонентах водойм визначається хімічною природою радіонуклідів, фізико-хімічною формою їх знаходження у водному середовищі, біологічними особливостями водних рослин і тварин, що населяють водойму, а також сорбційними властивостями різних компонентів.

Крім того, розподіл і накопичення радіонуклідів у водних екосистемах залежить від різноманітних гідрологічних і гідрохімічних показників водного

середовища – інтенсивності водообміну, концентрації у воді ізотопних і неізотопних носіїв, температури, освітленості, лужно-кислотних умов водного середовища.

Концентрація у воді відповідних стабільних ізотопів хімічних елементів (ізотопних носіїв), а також вміст макроелементів-аналогів (неізотопних носіїв) може істотно впливати на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми. Наприклад, накопичення ^{90}Sr знаходиться в зворотній залежності від вмісту у воді кальцію та магнію, а накопичення ^{137}Cs – в такій же залежності від вмісту калію. У зв'язку з цим за наявності у воді порівняно високих концентрацій кальцію і калію спостерігається низька інтенсивність концентрування ^{137}Cs і ^{90}Sr водними організмами, особливо рослинами. При низьких концентраціях у воді хімічних аналогів інтенсивність накопичення радіонуклідів зростає.

Одним з найважливіших чинників водного середовища є температура. Вона визначає видовий склад населення водойм, горизонтальний і вертикальний його розподіл і міграцію. Від температури води залежить швидкість протікання фізіолого-біохімічних процесів в організмах і темпи перерозподілу хімічних елементів у компонентах водної екосистеми. За природних умов температура води коливається у досить широких межах. Зокрема у водоймах помірних широт України вона варіює протягом року, в від 0 до 25°C. В експериментах з ^{60}Co було показано, що при підвищенні температури водного середовища від 12 до 28°C накопичення радіонукліда водними рослинами збільшується в середньому в 4–5 разів. Поглинання ^{90}Sr елодеєю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 рази. Підвищення температури призводить до накопичення ^{137}Cs елодеєю і куширом в 2–3 рази, певному зростанню K_{H} ^{144}Ce у елодеї.

Зниження температури у водоймах восени призводить до уповільнення фізіологічних процесів рослинних організмів, а також до погіршення розчинності радіонуклідів, відбиваючись на їх міграційній здатності й ефективності концентрування макрофітами. Зменшення світлового дня в цей

період також може впливати на процес концентрування радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , оскільки накопичення хімічних речовин, і зокрема радіонуклідів рослинами знаходиться в прямій залежності від інтенсивності процесу фотосинтезу, яка в другій половині вегетаційного періоду знижується. Окрім цього, з пониженням температури в осінній період і загасанням фотосинтезуючої активності у воді збільшується зміст двоокису вуглецю, і підвищується кислотність у всій її товщі.

Важливим показником міграційної здатності радіонуклідів у водній екосистемі є міцність їх фіксації донними відкладеннями. Найменш міцно фіксуються ^{90}Sr і ^{137}Cs піщаною основою, з якої вони легко вимиваються водою. У піщано-мулистих і вапняних донних відкладах обидва радіонукліди закріплюються міцніше, а найміцніше вони фіксуються сапропелем, що можна пояснити наявністю підвищеного вмісту дрібнодисперсних мулистих частинок і органічної речовини. У більшості ґрунтів ^{137}Cs фіксується міцніше, ніж ^{90}Sr , і це підтверджується результатами дослідів по витісненню радіонуклідів різними десорбуючими розчинами. Перехід ^{90}Sr з донних відкладів у водний розчин збільшується при підкисленні середовища. Особливо чітко ця залежність виявляється на вапняному ґрунті, що містить підвищену кількість карбонатів стронцію. Міцність фіксації ^{137}Cs від кислотності практично не залежить.

Найбільше забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось в кінці квітня–початку травня 1986 р. У цей період в річках Прип'ять та Дніпро виявлялися не тільки довгоживучі радіонукліди, що надійшли в навколишнє середовище, а й короткоживучі і середньо живучі нукліди ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , активність яких в десятки разів перевищувала активність довгоживучих радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr . Максимальні значення загальної питомої активності радіонуклідів у воді гирлової ділянки головного водотоку зони відчуження р. Прип'яті реєстрували протягом перших двох тижнів після аварії, що склали за різними оцінками від 10 кБк/л до 100–400 кБк/л, і в декілька мільйонів разів

перевищили доаварійні рівні. Основний внесок в радіоактивність води в цей період був обумовлений за рахунок ^{131}I – до 70–90% її питомої активності. Після припинення аерозольних випадіннь, розпаду короткоживучих радіонуклідів, осадження крупних частинок на дно водойм і винесення дрібних частинок водними потоками відбулося значне зниження рівнів загального радіоактивного забруднення вод Прип'яті: до середини травня 1986 р. – до значень декількох тисяч, а в червні – до декількох сотень Бк/л. Внесок ^{131}I в загальну радіоактивність води в червні вже не перевищував 30%. З кінця жовтня 1986 р. і до початку 1987 р. загальна радіоактивність води в Прип'яті рідко перевищувала 40 Бк/л. При цьому основними забруднювачами водойм після розпаду короткоживучих стали довгоживучі радіонукліди ^{90}Sr і ^{137}Cs . Починаючи з 1988 р. частка ^{90}Sr в сумарній радіоактивності річкової води на тлі зниження питомої активності ^{137}Cs вже була істотно вище. З цього часу вміст радіонуклідів у воді продовжує зменшуватися, проте у 2006–2009 рр. вміст ^{90}Sr у водах р. Прип'яті складав в середньому близько 0,16, а ^{137}Cs близько 0,03 Бк/л, що все ще в 10–15 разів перевищувало їх доаварійні рівні. Загалом за період 1986–2007 рр. лише з її водами у Дніпро та його водосховища надійшло $1,7 \times 10^{14}$ Бк ^{90}Sr і $1,3 \times 10^{14}$ Бк ^{137}Cs .

Таким чином, в результаті аварії на Чорнобильській АЕС водосховища Дніпровського каскаду були піддані значному радіонуклідному забрудненню. У Київському водосховищі загальна радіоактивність води в перші тижні після аварії сягала 4000 Бк/л (доаварійні рівні склали 0,005–0,023 Бк/л). В процесі транспорту з дніпровськими водами, завдяки наявності каскаду водосховищ і порівняно повільному водотоку радіонукліди частково виводилися з водних мас седиментуючись донними відкладеннями і накопичуючись у водних організмах. Переважно це стосується першого водосховища Дніпровського каскаду – Київського, екосистема якого зазнала найбільшого впливу серед дніпровських водосховищ і яка стала своєрідним бар'єром на шляху міграції радіонуклідів до інших водосховищ. Отже,

згадані процеси стали основними чинниками самоочищення Дніпровської водної системи, завдяки чому ^{137}Cs , що надходив у водосховища з поверхневим стоком, практично не досягав Чорного моря. При цьому основним радіонуклідом у водних масах водосховищ з часом став ^{90}Sr , а в донних відкладеннях зі всіх чорнобильських радіонуклідів в даний час переважає ^{137}Cs (Д.І. Гудков, 2013).

Саме внаслідок активних процесів седиментації лише незначна кількість ^{137}Cs надходить у водосховища нижньої течії Дніпра, а рівні забруднення, наприклад Каховського водосховища, в 2004–2005 рр. практично повернулися до доаварійних. З іншого боку, питома активність ^{90}Sr зменшується вниз по каскаду водосховищ лише на 30–40% в основному за рахунок розбавлення чистими водами приток Дніпра, досягаючи Чорного моря без істотного накопичення в донних відкладеннях.

Сумарна кількість атмосферних випадань ^{137}Cs на акваторії Чорного і Азовського морів в результаті аварії оцінена величиною близько $2,8 \times 10^{15}$ Бк, які майже подвоїли кількість ^{137}Cs , що випав за рахунок глобальних випадіннь в результаті ядерних вибухів. За даними досліджень вітчизняних і міжнародних організацій, найбільші рівні забруднення вод моря спостерігалися на початку травня 1986 р. і знаходилися в широкому діапазоні 0,015–0,5 Бк/л. Але вже до осені 1986 р. динамічні процеси переміщення водних мас привели до вирівнювання поля забруднення до 0,04–0,07 Бк/л. Через 15 років після аварії радіонуклідне забруднення моря стабілізувалося на рівні 0,02–0,035 Бк/л.

Аерозольне привнесення ^{90}Sr з атмосферними опадами і винесення його в море річковим стоком збільшили кількість накопиченого радіонукліда після ядерних випробувань приблизно на 19% і оцінено на рівні $1,76 \times 10^{15}$ Бк. В даний час кількість радіонуклідів в морі продовжує зменшуватися у зв'язку з їх фізичним розпадом і переходом радіоактивності в глибоководні зони.

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню в результаті аварії піддалися водні організми. Найбільші активності спостерігали в гідробіонтах

водних екосистем, розташованих в безпосередній близькості від зруйнованого реактора, а також на шляху формування основних слідів радіоактивних випадіннь. Якщо у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС забруднення риб ^{137}Cs до аварії відзначали на рівні 3–40 Бк/кг, то у 1986–87 рр. активність радіонукліда зросла в десятки тисяч разів, досягаючи значень 40000–600000 Бк/кг. При цьому водойма-охолоджувач є системою з порівняно високим рівнем водообміну, завдяки якому вже в перші післяаварійні роки відбулося достатньо швидке зниження вмісту ^{137}Cs в рибі до рівня 2000–10000 Бк/кг. Проте, у зв'язку з величезною кількістю радіонуклідів, що знаходяться в донних відкладах водойми і їхньою міграцією по трофічних ланцюгах, такий істотний рівень ^{137}Cs продовжує зберігатися в рибах дотепер (Д.І. Гудков, 2013).

Украї повільно відбуваються процеси самоочищення в замкнутих водоймах (озерах, старицях, затоках), де певний вміст радіонуклідів зберігається в усіх компонентах водних екосистем.

Біоаккумуляція радіонуклідів чорнобильського походження в гідробіонтах Чорного моря була істотно нижча, ніж в прісноводних екосистемах, завдяки вищому вмісту конкуруючих іонів в солоній морській воді. Рівні накопичення радіонуклідів в молюсках склали 1–2 Бк/кг для ^{137}Cs і ^{90}Sr та $1,6\text{--}2,5 \times 10^{-3}$ Бк/кг для $^{239, 240}\text{Pu}$. Рівні забруднення чорноморської хамси впродовж 1999–2003 рр. не перевищували в різних районах узбережжя 1–3 Бк/кг для радіоцезію і 0,1–0,7 Бк/кг для радіостронцію. Біологічні ефекти радіонуклідного забруднення гідробіонтів Чорного моря не були виявлені.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до інтенсивного радіонуклідного забруднення не тільки водойм України, Білорусі та Росії, а також Скандинавії і Західної Європи, розташованих на значній відстані від джерела аварійного викиду. Більш ніж в сорока озерах Швеції в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі в середньому складала 7400 Бк/кг і була значно вища за допустимий рівень, прийнятий в цій країні (1500 Бк/кг; в Україні – 150 Бк/кг). Високі рівні забруднення риби спостерігалися і в 1990–

94 рр. У озерах Фінляндії в 1986–87 рр. питома активність ^{137}Cs в рибі складала в середньому 1300 Бк/кг. У Німеччині в 1986–87 рр. рівні забруднення озерної риби ^{137}Cs досягали 1–9 кБк/кг.

Територія зони відчуження Чорнобильської АЕС залишається відкритим джерелом радіонуклідного забруднення зі складною структурою розподілу і динамікою трансформації фізико-хімічних форм, що впливають на міграцію і концентрування радіонуклідів компонентами водних екосистем. При цьому основні проблеми радіаційної безпеки зони відчуження пов'язані насамперед зі зливом радіоактивних речовин із поверхневим стоком у річкові системи, винесенням їх за межі зони відчуження й участю у формуванні якості води Дніпра та його водосховищ. Особливого значення також набули проблеми хронічного впливу різних рівнів іонізуючого випромінювання на живі організми, зокрема на представників водних екосистем.

Контрольні запитання до розділу 9:

1. Основні шляхи міграції радіоактивних речовин в об'єктах природного середовища.
2. Поняття трофічного, або харчового, ланцюга.
3. Коефіцієнт накопичення і коефіцієнт переходу радіонукліду.
4. Чинники, що визначають міграцію радіонуклідів в атмосфері.
5. Основні види міграції радіонуклідів в ґрунті.
6. Вплив фізико-хімічних властивостей радіонуклідів на їхню міграцію в ґрунті.
7. Значення механічного та мінералогічного складу ґрунту в міграції радіонуклідів.
8. Вплив агрохімічних властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів та їхній перехід в рослини.
9. Вплив погодно-кліматичних умов на міграцію радіонуклідів.
10. Шляхи надходження радіонуклідів у водойми.
11. Джерела і шляхи надходження природних радіонуклідів і радіонуклідів техногенного походження у водойми.
12. Поняття коефіцієнту накопичення радіонукліду у водній екосистемі.
13. Особливості розподілу радіонуклідів по основних компонентах водної екосистеми.
14. Вплив гідрологічних чинників на розподіл радіонуклідів у водних екосистемах.
15. Роль твердого стоку в розсіюванні та міграції радіонуклідів в річкових екосистемах.
16. Вплив гідрохімічних чинників на розподіл радіонуклідів між основними компонентами водної екосистеми.
17. Роль донних відкладів при розподілі радіонуклідів у водоймі.
18. Поняття ізотопних і неізотопних носіїв та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.

19. Основні фізичні фактори водного середовища та їх вплив на накопичення радіонуклідів компонентами водної екосистеми.
20. Лужно-кислотні умови водного середовища як фактор впливу на накопичення радіонуклідів водними організмами.
21. Накопичення радіонуклідів різними групами водних організмів.
22. Особливості накопичення радіонуклідів рибами.
23. Формування дозових навантажень на водні організми та ефекти опромінення іонізуючою радіацією.
24. Радіоекологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС для водних екосистем.

10. НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В РОСЛИНИ ТА ОРГАНІЗМ ТВАРИН. ІНКОРПОРОВАНІ РАДІОНУКЛІДИ

10.1. Надходження радіонуклідів в рослини. 10.1.1. Позакореневе надходження. 10.1.2. Кореневе надходження. 10.1.3. Особливості поведінки радіонуклідів в лісових біоценозах. 10.2. Надходження радіоактивних речовин до організму тварин. 10.3. Особливості біологічної дії інкорпорованих радіонуклідів. 10.3.1. Дія інкорпорованих радіонуклідів на рослини. 10.3.2. Дія інкорпорованих радіонуклідів на організм тварин. 10.3.3. Небезпека інкорпорування гарячих частинок. 10.3.4. Принципи дозиметрії випромінювань інкорпорованих радіонуклідів. 10.4. Прогнозування надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини і організм сільськогосподарських тварин.

Радіонукліди, що випали з атмосфери на поверхню Землі – ґрунти та водойми, не залишаються у цих середовищах «мертвим вантажем». Будучи у вигляді різноманітних хімічних сполук, переважно солей, вони розчиняються у воді і включаються як у кругообіг речовин неживої природи, так і у метаболізм живих організмів.

10.1. Надходження радіонуклідів в рослини

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

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

калієфілів картоплі, буряків, капусти, кукурудзи, вівсу, льону, соняшнику та інших.

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

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

10.1.1. Позакореневе надходження

Можливість надходження радіонуклідів в рослини через поверхню листя та інших надземних органів була встановлена ще в дослідках з некореневим підживленням мінеральними елементами. Найбільш активно радіоактивні речовини поглинаються листям (листова поглинання) та квітками (флоральне поглинання). Виділяють також поглинання з дернини поверхневим корінням. Але воно властиве тільки для тих видів рослин, які мають таке коріння.

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

Для багатьох видів важливим є також *флоральне поглинання радіоактивних речовин*. Його питомий внесок визначається розміром квітки,

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

Обов'язковою умовою для проникнення радіонуклідів всередину рослини є наявність вологи. Змачуваність листя різних видів рослин залежить від дуже багатьох факторів: форми листя, опушення, товщини кутикули, наявності в ній жирів, віку листя, нарешті води в самому листі. Чим довше відбувається контакт вологи з поверхнею листя, тим більше радіоактивних речовин надходить до нього. Тривалість зволоження залежить від температури, вологості, руху повітря, тобто факторів, які впливають на швидкість випаровування. Через молоде листя радіонукліди проникають швидше, ніж через старіше. Товста кутикула та підвищений вміст у ній жирів становлять перепону для їх надходження.

Радіонукліди, як і звичайні елементи живлення, надходять всередину листя шляхом поглинання та обміну з кутикулою та стінками клітин. Певну роль можуть відігравати продихи, хоча питомий внесок їх у цей процес поки що не оцінений.

Частина поглинених радіоактивних речовин може залишатися в регіоні їх проникнення в рослину, а частина, що включається в транспортні системи, може пересуватися і нагромаджуватися в усіх органах, в тому числі і господарсько-корисних, які формують урожай. Їх доля залежить від хімічних

властивостей радіонуклідів, фізіологічної ролі елемента, специфіки виду рослини, її фізіологічного стану. Більш інтенсивно пересуваються по рослині радіонукліди цезію, йоду; значно повільніше – стронцію, церію, рутенію, цирконію, барію. Зокрема ^{137}Cs , потрапляючи на листя та інші частини рослини, як і калій, швидко пересувається до інших органів і здатний у досить значних кількостях нагромаджуватись як в зерні злаків і зернобобових, так і у бульбах картоплі і коренеплодах. Із загальної кількості ^{137}Cs , яка надходить в кукурудзу через листя, біля чверті накопичується у насінні. При нанесенні його на листя соняшника в насінні нагромаджується близько 20%. В той же час вміст ^{90}Sr складає лише соті і тисячні частки процента (табл. 10.1).

10.1. Вміст радіонуклідів в різних органах та частинах органів соняшнику при їх нанесенні на 16-й лист (І.В. Гулякін, К.В. Юдинцева, 1973)

Органи та частини органів рослини	Кількість від нанесеного, %	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Листя нижче 16-го листка	1,27	0,080
Листя вище 16-го листка	4,75	0,045
Стебло нижче 16-го листка	3,70	0,006
Стебло вище 16-го листка	7,03	0,003
Квіти	2,64	0,012
М'якоть кошика	18,46	0,010
Оболонка насінини	15,47	0,008
Ядро насінини	3,58	-

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

Позакореневе надходження радіоактивних речовин в рослини може відбуватися протягом усього періоду вегетації, внаслідок чого воно залежить

від ступеня наявності листя у рослин, пов'язаного з фазою їх розвитку в період випадання радіоактивних опадів.

В табл. 10.2 наведені дані про розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса та вики, нанесеного за допомогою дощувальної установки в різні фази розвитку. Вони свідчать, що зі збільшенням маси рослин загальна кількість затриманого радіонукліду зростала приблизно удвічі і, що дуже цікаво, рослини вики утримували його в три рази більше у порівнянні з вівсом, хоча маса останнього була вища більш, ніж на 40%. А при розрахунку на 1 г сухої речовини утримуюча здатність вики збільшується в 4–5 разів. Автори пояснюють це більш високим ступенем облистяності вики, складною будовою її листя, їх опушенням.

10.2. Розміри первинного затримання розчину ^{90}Sr рослинами вівса і вики у різні фази онтогенезу (М.А. Корнєєв та ін. 1977)

Рослини	Фаза розвитку	Маса рослин, г сухої речовини на посудину	Затримання нукліду, % від нанесеного
Овес	Повне кушіння	8,8	9,8
	Початок молочної стиглості	108,9	20,6
Вика	Галуження	6,2	33,2
	Виповнений нижній біб	76,6	60,5

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

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

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

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

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

10.1.2. Кореневе надходження

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

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

Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин теж не відрізняється від поглинання звичайних елементів мінерального живлення. У зв'язку з тим, що більшість радіоактивних продуктів поділу як хімічні елементи не відіграють будь-якої ролі у перебігу фізіолого-біохімічних процесів і потрапляють в рослини у дуже незначних кількостях, при розгляді закономірностей щодо їх транспорту тканинами рослин можливим впливом іонізуючого випромінювання на метаболізм, а також участю їх в процесах обміну речовин можна знехтувати.

Поглинання радіонуклідів коренями, рух їх по рослині і розподіл по окремих органах в значній мірі зумовлені їх хімічними властивостями. Ізотопи цезію і стронцію, які мають багато подібного, відповідно, до калію і кальцію, надходять до рослин з ґрунту у великих кількостях (табл. 10.3).

Радіонукліди ^{60}Co , ^{91}Y , $^{103,106}\text{Ru}$, $^{141,144}\text{Ce}$, ^{147}Pm , актиноїди нагромаджуються у кількостях на декілька порядків менших. Великі значення K_{H} має сірка, яка є досить важливим для живих організмів макроелементом, близькі до неї значення можуть досягати деякі мікроелементи (залізо, марганець, цинк), котрі також відіграють значну роль у метаболізмі. При цьому ^{137}Cs і ^{90}Sr легко і швидко пересуваються по рослині, в той час як більшість ізотопів нагромаджується переважно у коренях і далі практично не пересувається (табл. 10.4).

10.3. Коефіцієнти накопичення (K_{H}) радіонуклідів рослинами (Р.М. Алексахін, 1992)

Радіонуклід	K_{H}	Радіонуклід	K_{H}
^{35}S	20–60	$^{141,144}\text{Ce}$	6×10^{-4} – 3×10^{-3}
^{45}Ca	$(4-6) \times 10^{-2}$	^{147}Pm	3×10^{-5} – 3×10^{-4}
^{54}Mn	0,02–15	^{195}W	0,13–0,3
$^{55,59}\text{Fe}$	$(1-8) \times 10^{-2}$	^{210}Po	1×10^{-3} – 1×10^{-2}
^{60}Co	4×10^{-3} – 5×10^{-2}	^{210}Pb	0,05–0,43
^{65}Zn	3,3–15	^{226}Ra	1×10^{-3} – 4×10^{-2}
^{90}Sr	0,02–12	^{232}Th	1×10^{-3} – 7×10^{-1}
^{91}Y	3×10^{-5} – 7×10^{-4}	^{237}Np	$n \times 10^{-2}$ – $n \times 10^{-1}$
^{95}Zr	3×10^{-3} – 8×10^{-2}	^{238}U	1×10^{-3} – 1×10^{-1}
$^{103,106}\text{Ru}$	$(2-3) \times 10^{-3}$	^{238}Pu	$1,6 \times 10^{-4}$ – 1×10^{-1}

^{115}Cd	$(4,3-8,5)\times 10^{-2}$	$^{239,240}\text{Pu}$	$n\times 10^{-8}-10^0$
$^{134,137}\text{Cs}$	0,02-1,1	^{241}Am	$n\times 10^{-6}-10^{-1}$
^{140}Ba	$(2-5)\times 10^{-2}$	^{244}Cm	$n\times 10^{-4}-n\times 10^{-3}$

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

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

Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослин відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості, що потрапила до рослини, нагромаджується у стеблі. Значно менше радіоактивності надходить до листя, ще менше – до колосся і лише кілька відсотків – до зерна (плодів). Отже, можна виявити закономірну залежність – *чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше, як правило, радіонуклідів він нагромаджує*. У випадку з зерновими та зернобобовими видами рослин, основною продукцією котрих є зерно, ця залежність дуже відрадна. Але коли продуктивними органами є листя, а особливо підземні частини рослин – коренеплоди, цибулини, бульби доводиться мати справу з більш забрудненою продукцією.

Для відображення характеру і залежності нагромадження радіоактивних речовин у різних органах рослин від наявності їх у ґрунті використовують визначені вище K_H і K_P . Для більшості радіонуклідів, таких як ^{144}Ce , ^{106}Ru та інших значення K_H становлять десятки і соті частки і рідко наближаються до одиниці, тобто концентрування їх у рослині не відбувається. Проте для ^{90}Sr та ^{137}Cs їх величини для деяких кальцефільних і

калієфільних видів можуть досягати досить значних показників і навіть перевищувати одиницю.

Обсяги надходження радіонуклідів у рослини знаходяться у прямо пропорційній залежності від кількості їх у ґрунті, але обернено пропорційно кількості в ґрунті їх хімічних аналогів. Так, при збільшенні вмісту калію в ґрунті надходження ^{137}Cs зменшується (рис. 10.1). Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження в рослини ^{90}Sr (рис. 10.2).

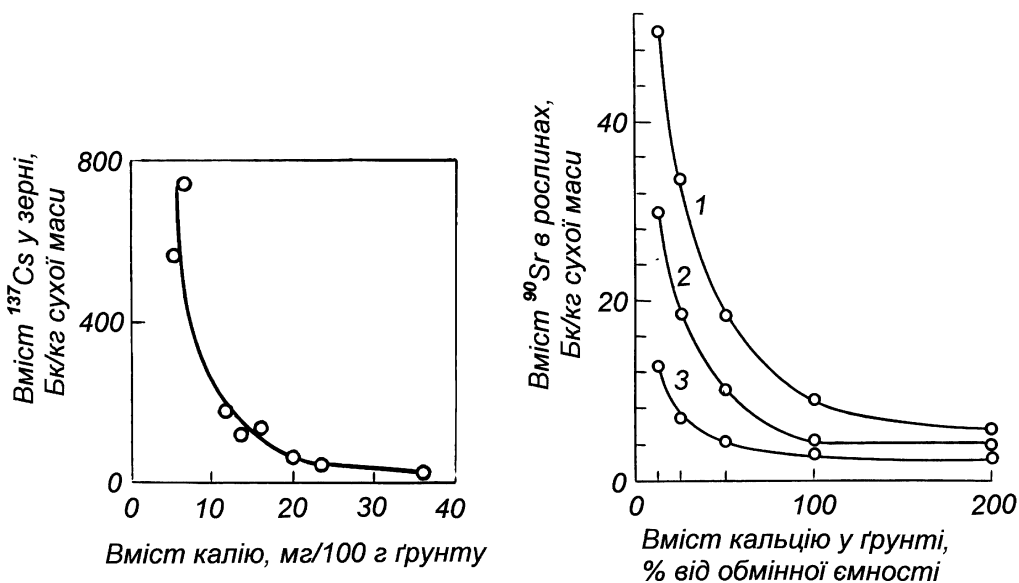


Рис. 10.1. Вплив вмісту обмінного калію в ґрунті на нагромадження ^{137}Cs в зерні ячменю (К.В. Юдінцева, Е.М. Левіна 1982).

Рис. 10.2. Вплив вмісту обмінного кальцію в ґрунті на нагромадження ^{90}Sr в соломі гороху (1), бурячинні (2) і соломі вівсу (3) (Л. Фридерикссон та ін., 1958).

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

10.1.3. Особливості поведінки радіонуклідів в лісових біоценозах

Деревна рослинність має більш високу здатність утримувати радіоактивні опади, ніж трав'яниста. Це зумовлено великою біомасою крон,

надзвичайно великою площею листяного покриву. Тому деревний ярус виконує роль своєрідного фільтра, який міцно утримує радіоактивні випадання. Під покривом лісу знаходиться лісова підстилка, яка являє собою досить потужний шар органічних решток (хвоя, листя, дрібні гілки, відпала кора та інші) різного ступеня розкладу, що поступово переходить у перегнійно-акумулятивний горизонт. Маючи високу утримуючу та сорбційну здатність, лісова підстилка є місцем концентрації елементів живлення і різноманітних інших речовин, в тому числі і радіоактивних.

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

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

Якщо механізми засвоєння радіонуклідів дерев'янистими і трав'янистими рослинами практично не відрізняються, то характер їх нагромадження має принципові відмінності. Багаторічні дерев'янисті рослини, на відміну від одно-дворічних трав'янистих, акумулюють радіонукліди у деревині, корі, гілках, хвої. І хоча основна маса радіонуклідів сконцентровується у листі, а найменша – в деревині, багаторічний замкнутий

цикл радіонуклідів листя–лісова підстилка–грунт–корені–стовбур–листя і так далі може призводити до значного радіонуклідного забруднення деревини (рис. 10.3) і, відповідно, матеріалів, які виготовляються з неї.

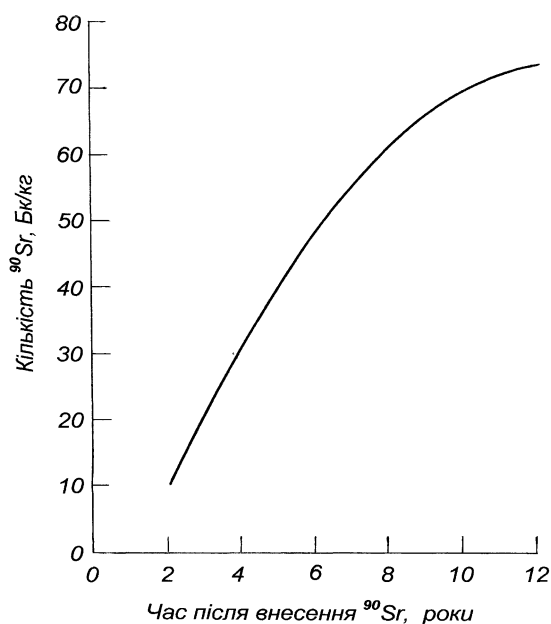


Рис. 10.3. Динаміка нагромадження ^{90}Sr у деревині сосни з роками після разового внесення радіонукліду у кількості 37 кБк/м² під полог лісу на дерново-підзолистому ґрунті (Р.М. Алексахін, М.А. Нарішкін, 1977).

Тому при закладанні лісових насаджень слід враховувати різну здатність видів лісових порід до нагромадження радіонуклідів. Наприклад, відомо, що ялина і дуб нагромаджують ^{90}Sr у більших кількостях, ніж сосна та модрина, акація – в більших, ніж береза. Це також пов'язане з кальцефільністю та калієфільністю рослин, біологічними особливостями видів.

10.2. Надходження радіонуклідів до організму тварин

Надходження радіоактивних речовин в організм тварин відбувається через шлунково-кишковий тракт, органи дихання, а також крізь ушкоджені і неушкоджені шкіряні покриви. Аеральний шлях надходження, тобто через органи дихання, має вагомий внесок лише у період випадання радіоактивних опадів. Незначним є також проникнення радіоактивних речовин через шкіру – перкутанний шлях. Головним шляхом залучення їх у тваринний організм, як і організм людини, слід вважати пероральний – тобто з їжею та водою.

Доля радіоактивних речовин в організмі тварин не відрізняється від такої звичайних стабільних хімічних речовин, які входять до складу кормів. Надходячи до шлунково-кишкового тракту, кормові продукти піддаються механічній та біохімічній обробці, перетворюючись на сполуки, які можуть бути засвоєні організмом. В процесі метаболізму радіоактивних речовин в організмі тварин розрізняють два етапи.

Перший етап – це перетворення їх у зручні для засвоєння форми. Для цього у шлунково-кишковому тракті є усі сприятливі умови: здатність до механічного руйнування та подрібнення їжі в шлунку; велика кількість різноманітних ферментів, які здійснюють початкові стадії розщеплення білків, жирів та вуглеводів на більш прості сполуки; зрештою, кисле середовище, що забезпечується за рахунок шлункового соку, яке сприяє переходу радіоактивних кормів у легкозасвоюваний розчинний стан.

Другий етап метаболізму – це всмоктування радіоактивних речовин у шлунково-кишковому тракті. Встановлено, що вони вбираються практично на всьому його протязі, хоча інтенсивність цього процесу на різних ділянках неоднакова: в шлунку, сліпій та дванадцятипалій кишках вона мінімальна; у товстій, порожній та клубових кишках – середня і в тонкому кишечнику – максимальна. Процес всмоктування залежить від багатьох умов, зокрема, характеру корму, його кількості, ступеня забруднення радіоактивними речовинами, їхньої розчинності. Але головними факторами, що визначають рухливість радіонуклідів в організмі тварин, в тому числі і всмоктування, є їх фізико-хімічні характеристики, форми сполук, вид тварин, їх вік, фізіологічний стан – ті ж самі, що визначають долю радіонуклідів в рослинах.

Для оцінки ступеня всмоктування радіонуклідів в шлунково-кишковому тракті використовують коефіцієнт всмоктування (K_{BC}), який являє собою відношення кількості радіонуклідів, що знаходяться у крові до їх кількості, що надійшла з раціоном і виражається в процентах. В табл. 10.5 наведені значення K_{BC} деяких радіонуклідів у п'яти видів

сільськогосподарських тварин, які свідчать про те, що їх засвоєння може варіювати у дуже широких межах. Так, якщо всмоктування ^{131}I у жуйних тварин досягає 100%, то у свиней воно в 1,3–3 рази менше. Навпаки, радіоцезій всмоктується у свиней на 100%, а у жуйних – в 1,3–2 рази менше. В курей всмоктування ^{59}Fe та ^{60}Co значно вище, ніж у жуйних.

Всмоктування радіонуклідів залежить від віку тварин і у молодих особин для деяких з них наближається до 100%, в 5–15 разів перевищуючи всмоктування дорослими тваринами. Безсумнівно, це пояснюється високою проникністю кишкових стінок молодих тварин та меншою потребою дорослих тварин у мінеральних речовинах.

І все ж таки, хоча швидкість всмоктування радіонуклідів різна, вже через 24 год. після їх надходження до шлунково-кишкового тракту у ньому залишається не більш, як 10–15% від їх первинної кількості.

10.5. Коефіцієнти всмоктування ($K_{\text{вс}}$) радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті дорослих сільськогосподарських тварин, % від введеної кількості (А.М. Сироткін, 1991)

Радіонуклід	Велика рогата худоба	Вівці	Кози	Свині	Кури
^3H	92	70–100	70–100	70–100	95
^{45}Ca	11	35	20	–	50–60
^{54}Mn	0,5–1	46	1–20	7–20	20–44
^{59}Fe	4	1–20	1–20	17–21	72
^{60}Co	2,4	3,5	5	3	35
^{65}Zn	11	10	1–20	51	64
$^{89,90}\text{Sr}$	6–16	7–10	3–14	13	50–80
$^{88,90}\text{Y}$	0,05	0,05	1	1	<1
^{95}Zr	<0,1	<1	<1	<1	<1
$^{103,106}\text{Ru}$	2	0,2	0,1	1	3
^{131}I	100	100	70–100	33–76	75–80
$^{134,137}\text{Cs}$	50–75	57	68	100	67
^{140}Ba	5	1–20	1–20	1–20	1–20
$^{141,144}\text{Ce}$	0,1	0,04	1	0,5	<1
^{210}Pb	0,01	–	–	–	–
^{238}U	1,2	<1	<1	1,9	1,5

Радіонукліди, що всмокталися у кров, розповсюджуються з її током по органах і тканинах тварини, де частково затримуються, вибірково

концентруючись в окремих органах. Та більша їх частина одразу виводиться з організму.

Доля радіонуклідів, які беруть участь в обміні, неоднакова. Як правило, вони затримуються у тих тканинах і органах, до складу яких входять їх стабільні ізотопи і елементи з аналогічними хімічними властивостями. Оскільки хімічний склад тканин сільськогосподарських тварин вивчений досить добре, можна передбачати, до яких саме частин організму потрапить той чи інший радіонуклід.

Існує *три основних типи розподілу радіонуклідів в організмі хребетних тварин: дифузний, скелетний та ретикулоендотеліальний.*

Дифузний, або рівномірний, тип характерний для ізотопів лужних елементів: калію, натрію, цезію, рубідію, а також водню, азоту, вуглецю, полонію.

Скелетний тип властивий, перш за все, радіонуклідам лужноземельної групи, головними представниками якої є ізотопи кальцію та стронцію. В мінеральній частині скелету накопичуються також ізотопи барію, радіоактивні елементи радій, плутоній, уран та деякі інші.

*Ретикулоендотеліальне** розподілення властиве для рідкоземельних металів: церію, прометію, а також цинку, торію, частково трансуранових елементів.

Для деяких радіонуклідів властивий дуже високий ступінь нагромадження в окремих спеціалізованих органах і тканинах. Так, ізотопи йоду нагромаджуються у великих кількостях у щитоподібній залозі, що відбувається внаслідок специфіки обміну речовин цього органу. Іноді виділяють навіть спеціальний тип розподілу радіонуклідів – *тиреотропний* (від лат. *glandula thyreoidea* – щитовидна залоза).

Іноді виділяють окремо нирковий тип розподілу (табл. 10.6).

10.6. Розподіл хімічних елементів, включаючи радіоактивні елементи і радіоактивні ізотопи, в організмі тварин (Ю.І. Москальов, 1989)

Тип розподілу	Елементи
Рівномірний	Елементи першої основної групи періодичної системи Д.І. Менделєєва: H, Li, Na, K, Rb, Cs, Fr, Au, Zn, Cl, Br, Fe, Co
Скелетний	Лужноземельні елементи: Be, Mg, Ca, Sr, Ba, Ra, Zr, Ta, Sc, Sn, Y, U, Pu
Ретикуло-ендотеліальний	Ag, Cd, La, Ce, Pr, Nd, Pm, Cu, Pu, Th, Mn
Нирковий	Bi, As, Sb, U, Se, Ge, Tl, Pt
Тиреотропний	I, Re, Te, Tc, At

*Ретикулоендотеліальна система (від лат. *reticulum* – сіточка), система клітин сполучної тканини в організмі хребетних тварин і людини, здатних до фагоцитозу – знищенню чужорідних клітин, в т.ч. хвороботворних бактерій. Включає певні клітини кісткового мозку, лімфатичних вузлів, мигдаликів, селезінки, печінки, надниркової залози, гіпофізу та деякі інші.

Ступінь радіаційного впливу радіоактивних речовин на окремі органи і в цілому на тварину залежить від часу перебування їх в організмі. Деякі з них, які залучаються до процесів обміну швидко метаболізуючих тканин, можуть протягом короткого часу виводитись з організму разом з продуктами метаболізму. Так, ізотоп водню тритій, який бере участь в обміні разом з водою, протягом кількох тижнів практично повністю виводиться з організму ссавців з сечею. В той же час ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{32}P та інші, що приймають участь у формуванні скелету, можуть, практично не зменшуючись кількісно, перебувати в організмі тварини протягом всього її життя.

Для характеристики строків перебування в організмі окремих радіонуклідів існує поняття періоду піввиведення радіоактивного ізотопу з організму. *Період піввиведення (T_5) – це час, протягом якого кількість нагромадженого в організмі (іноді в окремому органі) радіонукліду зменшується удвічі внаслідок процесів біологічного виділення у перебігу природних процесів обміну.* В табл. 10.7 наведені опосередковані дані тривалості періодів піввиведення з організму людини деяких радіоактивних ізотопів, які нагромаджуються в тілі і окремих органах. Вони в цілому відбивають загальні тенденції поведінки таких ізотопів в організмі

сільськогосподарських тварин-ссавців, хоча, звичайно, абсолютні показники часу дещо відрізняються внаслідок біологічних особливостей видів.

Значно впливає на виведення радіонуклідів з організму та відкладення їх в окремих тканинах і органах продуктивних тварин має швидкість їхнього руху у процесі метаболізму, яка врешті-решт призводить до переходу і накопиченню в молоці та м'ясі – продуктах, що є основним джерелом надходження радіонуклідів в організм людини. Так, у теперішній час внесок молока, як джерела ^{137}Cs і ^{90}Sr досягає 70% всієї їх кількості в раціоні людини. Ступінь переходу радіонуклідів в молоко та м'ясо характеризує коефіцієнт переходу ($K_{\text{П}}$), який оцінюють аналогічно коефіцієнту всмоктування ($K_{\text{ВС}}$).

10.7. Періоди піврозпаду та піввиведення деяких радіонуклідів з організму людини (В.Ф. Козлов, 1987)

Радіонуклід	Місце нагромадження	Період піврозпаду ($T_{1/2}$)	Період піввиведення (T_6)
^3H	Все тіло	12,33 роки	12 діб
^{14}C	Все тіло	5479 років	10 діб
	Кістки	5479 років	40 діб
^{24}Na	Все тіло	0,63 доби	11 діб
^{32}P	Все тіло	14,3 доби	267 діб
	Кістки	14,3 доби	3,16 роки
^{35}S	Все тіло	87,1 доби	90 діб
	Кістки	87,1 доби	1,64 роки
^{42}K	Все тіло	0,52 доби	58 діб
^{60}Co	Все тіло	5,21 роки	9,5 доби
^{90}Sr	Кістки	29 років	50 років
^{131}I	Все тіло	8 діб	138 діб
	Щитоподібна залоза	8 діб	138 діб
^{137}Cs	Все тіло	30 років	70 діб
^{140}Ba	Все тіло	12,8 доби	65 діб
^{210}Po	Все тіло	138,4 доби	30 діб
^{226}Ra	Кістки	1 616 років	44,9 роки
^{235}U	Все тіло	712 000 000 років	100 діб
	Кістки	712 000 000 років	300 діб
^{239}Pu	Все тіло	24 383 роки	178 років
	Кістки	24 383 роки	200 років

В табл. 10.8 наведені значення $K_{\text{П}}$ деяких радіонуклідів в молоко і м'ясо великої рогатої худоби. Максимальні величини виділення радіонуклідів з

молоком характерні для ^{32}P , ^{14}C , ^{35}S , ^3H , ^{40}K , ^{45}Ca , ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$. Це цілком природно, так як ізотопи перерахованих елементів та їх хімічні аналоги приймають активну участь в обміні речовин, є основними компонентами молока. Значення $K_{\text{П}}$ радіонуклідів стронцію у 7–20 разів нижчі. Це пов'язано з тим, що переважаючим мінеральним компонентом молока є кальцій (більше 1 г на літр), який виступає у ролі конкурента та дискримінатора свого хімічного аналога стронцію.

10.8. Коефіцієнти переходу ($K_{\text{П}}$) радіонуклідів з раціону великої рогатої худоби в молоко і м'ясо (м'язи), % добового надходження радіонуклідів (Є.М.Теверовський та ін., 1985)

Радіонуклід	Молоко	М'ясо	Радіонуклід	Молоко	М'ясо
^3H	1	–	^{90}Sr	$1,5 \times 10^{-1}$	4×10^{-2}
^{14}C	2	–	^{131}I	1	4×10^{-1}
^{32}P	3	–	^{137}Cs	1	8
^{35}S	2	–	^{144}Ce	1×10^{-4}	1×10^{-4}
^{40}K	1	–	^{238}U	5×10^{-2}	1×10^{-4}
^{45}Ca	1	1×10^{-1}	^{239}Pu	1×10^{-5}	1×10^{-4}
^{65}Zn	6×10^{-1}	–	^{241}Am	4×10^{-5}	–

Найбільш високі значення $K_{\text{П}}$ з наведених мають радіонукліди цезію (як і калію, значення для якого тут не приводяться) – хімічного аналогу калію, іони якого відіграють важливу роль в генерації та проведенні біоелектричного потенціалу у м'язах, регуляції їх скорочення. Разом з калієм в процесі обміну та нагромадження у м'язах втягується і цезій.

Радіонукліди-представники рідкоземельних та важких металів, а також трансуранові елементи, як правило, переходять із раціону в молоко та м'ясо у незначних кількостях.

Слід відзначити, що і для ссавців тривалість періоду піввиведення радіонукліду у значній мірі залежить чи навіть визначається характером метаболізму. Так, для людини в залежності від віку період піввиведення ^{90}Sr з кісток варіює від 25 у дітей до 70–75 років у стариків, а ^{137}Cs з м'язів –

відповідно, від 30 до 90 діб. У табл. 10.7 наведені усереднені дані – 50 років і 70 діб.

У цій таблиці наведені також значення періодів піврозпаду радіонуклідів. На відміну від досить варіюючих значень періодів піввиведення, ця величина, яка визначається за допомогою даних про середній час існування радіоактивних ядер, становить сталу величину, яка не залежить від будь-яких факторів.

Але, визначаючи ступінь очищення організму від радіонуклідів, необхідно враховувати і цей показник, тому що зменшення кількості радіоактивних речовин, як і дії іонізуючих випромінювань, йде водночас і за рахунок їх виведення і розпаду. В такому разі говорять про ефективний період піввиведення радіонукліду ($T_{\text{ЕФ}}$), який визначається за формулою

$$T_{\text{ЕФ}} = T_{1/2} \times T_6 / T_{1/2} + T_6$$

де $T_{1/2}$ – період піврозпаду радіонукліду і T_6 – період його піввиведення.

Цілком природно, що шляхи надходження та міграції радіонуклідів в організмі людини принципово не відрізняються від таких у тварин-савців. Деякі ж їх особливості, як і специфічність дії випромінювань окремих радіонуклідів на людину вивчає радіаційна медицина.

10.3. Особливості біологічної дії інкорпорованих радіонуклідів

Практичне значення вивчення поведінки радіонуклідів у природному середовищі зумовлене перш за все можливими радіаційними наслідками при їх переході в харчові продукти. В загальній схемі досліджень, що пов'язані з визначенням шляхів міграції радіонуклідів в біосфері, найважливіше місце належить їх поведінці в біологічних і харчових ланцюжках з участю сільськогосподарських рослин та сільськогосподарських тварин. Це зумовлене тим, що споживання продуктів рослинного і тваринного походження, забруднених радіоактивними речовинами, є основним шляхом формування дози внутрішнього опромінення, а, практично, загальної дози,

яку одержує організм у звичайний час, так як компонент дози зовнішнього опромінення людини, що мешкає на забруднених радіонуклідами територіях, не перевищує 20–25%. Саме тому вивчення особливостей дії інкорпорованих радіонуклідів є важливим завданням радіобіології.

Інкорпоровані радіонукліди – це такі, які при надходженні у живий організм включилися всередину клітин і тканин. Радіонукліди, які надійшли до шлунково-кишкового тракту і нібито знаходяться у середині організму, не можна вважати інкорпорованими, так як більшість їх виводиться з організму транзитом з каловими масами й сечею і тільки частина всмоктується у кров, включається у метаболізм і може увійти до складу клітин і тканин.

При надходженні до організму радіоактивних речовин в залежності від їх фізико-хімічних характеристик, кількості, місць локалізації та часу знаходження в організмі, можуть спостерігатися такі ж самі радіобіологічні ефекти, що і при еквівалентних поглинених дозах зовнішнього опромінення, які були розглянуті у розділі 5: радіаційна стимуляція, морфологічні зміни, променева хвороба, прискорення старіння та скорочення тривалості життя, загибель, генетична дія. І ще зовсім недавно, в 1950–60-і роки, в умовах недостатньої кількості джерел зовнішнього опромінення у наукових дослідженнях і у практиці сільського господарства для індукції ефекту радіаційної стимуляції у рослин і тварин, а також одержання мутантів в селекційній роботі користувалися розчинами різних радіоактивних ізотопів. При вирощуванні рослин на розчинах радіоактивних речовин з коротким періодом піврозпаду, які мають високі концентрації радіоактивних ізотопів і досить жорстке випромінювання, наприклад ^{32}P , виникає типова променева хвороба, яка супроводжується характерними порушеннями метаболізму, наявністю морфологічних змін, цілком аналогічних тим, що виникають при загальному зовнішньому опроміненні.

Проте, у багатьох випадках інкорпоровані радіонукліди при рівних дозах з загальним зовнішнім опроміненням можуть являти більш високу небезпеку для організму. Це зумовлене рядом особливостей.

Першою і головною з них є здатність деяких радіонуклідів вибірково нагромаджуватись в окремих тканинах і органах. Якщо при зовнішньому опроміненні всі тканини опромінюються рівномірно, то у випадках внутрішнього опромінення може відбуватися формування високих локальних доз у деяких тканинах і органах, що зумовлюється хімічними властивостями радіонукліду, специфікою метаболізму речовин, до складу яких він входить, біологічними особливостями організму.

Другою важливою особливістю інкорпорованих радіонуклідів є збільшення, часом дуже велике, небезпеки дії α - і β -випромінювачів, які внаслідок низької проникаючої здатності у речовину не викликають загрози або мало впливають на внутрішні тканини організму в умовах зовнішнього опромінення, проте можуть ставати надзвичайно сильними джерелами радіаційного ураження при надходженні всередину організму. Особливо це стосується нуклідів джерел α -випромінювання: плутонію, америцію, кюрію, радію, урану та інших, які, маючи високу відносну біологічну ефективність (ВБЕ), можуть викликати важкі радіаційні ушкодження.

Третьою особливістю дії інкорпорованих радіонуклідів є, як правило, довгі строки опромінення організму. Наведені в табл. 10.6 дані свідчать про те, що періоди піврозпаду та піввиведення багатьох радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr та ^{239}Pu , дуже великі – під їх впливом організм зазнає хронічного опромінення протягом всього життя.

Досить важливою особливістю внутрішнього опромінення слід вважати те, що від нього важко захиститися за допомогою звичайних радіозахисних засобів, які діють при зовнішньому опроміненні. Можливості ж прискорення виведення з організму радіоактивних речовин надто невеликі.

Відзначені специфічні властивості радіаційного ураження інкорпорованими радіонуклідами стосуються головним чином організму тварин і, що найважливіше, людини. Рослині у даному випадку звичайно належить роль проміжної, але першої і основної, ланки на недовгому шляху транспортування їх із ґрунту до людини.

10.3.1. Дія інкорпорованих радіонуклідів на рослини

Радіочутливість рослин до іонізуючого випромінювання, яке виникає внаслідок нагромадження у тканинах радіоактивних речовин, вивчена значно в меншій мірі, ніж чутливість до випромінювання зовнішніх джерел. Головним чином це зумовлене тим, що більшість видів рослин має більш високу радіостійкість, ніж тварини, і навіть при накопиченні радіонуклідів у значних кількостях радіобіологічні ефекти в них проявляються у меншій мірі. Однак, у багатьох відносно радіочутливих видів інкорпоровані радіонукліди можуть призводити до досить помітних пошкоджень.

Вище відзначалося, що найрадіочутливішими із сільськогосподарських рослин є деякі представники родини бобових (боби, горох, квасоля, соя), для яких LD_{50} складають лише 3–15 Гр. Всі бобові є кальцефілами і здатні разом з кальцієм нагромаджувати у великих кількостях його хімічний аналог стронцій, в тому числі і радіостронцій, створюючи тим самим умови для сильного внутрішнього опромінення цих видів рослин.

Окремі радіонукліди не тільки по-різному нагромаджуються видами рослин, але й по-різному концентруються в окремих їх органах і тканинах, ведучи до неоднакового ступеня опромінення. На радіоавтографах рослин, які одержують при введенні в них радіоактивних ізотопів, буває добре визначена ця нерівномірність їх розподілу, чітко просліджуються місця концентрування, зосереджені, як правило, в органах і тканинах, які мають високу метаболічну та мітотичну активність, і, безперечно, у провідних тканинах – судинах (рис. 13.4). Такими є меристеми і генеративні органи – критичні тканини рослин, радіочутливість яких найвища. Саме тому не тільки при зовнішньому, але й при внутрішньому опроміненні радіобіологічні ефекти в першу чергу проявляються на цих тканинах. Зокрема, в клітинах меристем з'являються аберації хромосом, спостерігається сповільнення поділу клітин, наслідком якого є формування різного роду

морфологічних змін на листі та інших органах, гальмування ростових процесів – все це характерні ознаки променевої хвороби рослин.

Високою радіочутливістю серед рослин, як і взагалі серед живих організмів, характеризується сосна. Підчас аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось значне нагромадження в рослинах сосни різних радіонуклідів за рахунок позакореневого їх надходження у рослини. В місцях з високим рівнем радіонуклідного забруднення саме в меристемах виявляли найбільш сильні пошкодження, що вели до масової їх загибелі, проліферації бокових бруньок з невпорядкованою орієнтацією, утворення вкорочених пагонів з дрібною або велетенською хвоєю, викривлення голок хвої, порушення орієнтації нових пагонів. Саме ці види порушень наведені на рис. 5.5.

Звісно, у даному випадку важко говорити тільки про внутрішнє опромінення рослин. При аварії на рослини діяло і зовнішнє опромінення, особливо велике у перші дні-тижні після її початку. І в подальшому певна доза зовнішнього опромінення формувалась від радіоактивних опадів, що потрапили на поверхню землі, частинок, які знаходились на поверхні рослин і не проникли всередину.

Саме тому через декілька років, коли радіаційний фон знизився в сотні разів, відмічалось і зменшення кількості різних аномалій. Але вже через 3–4 роки були одержані свідчення про потужне кореневе надходження радіонуклідів у надземні органи не тільки однорічних, але й багаторічних рослин і реєстрували деякі радіобіологічні ефекти, зумовлені переважно за рахунок внутрішнього опромінення. І тепер на місці заритих рештків „Рудого лісу” виростають молоді сосни з різними морфологічними порушеннями.

Відома й велика кількість спеціальних досліджень, в яких окремі радіоактивні ізотопи вводились в рослину, звичайно через корені. Звісно, і в цьому випадку не можна повністю заперечувати відсутність зовнішнього опромінення. Але внесок його, безумовно, не порівняний з часткою внутрішнього опромінення. Найбільш показові в цьому відношенні експерименти з введенням α -випромінювачів або сполук, що містять низько

енергетичний β -випромінювач – радіоактивний ізотоп водню тритій, які характеризуються мікронними пробігами частинок в тканинах і при введенні яких в організм практично повністю виключається ймовірність зовнішнього опромінення. Особливо яскравими є досліди з міченим по тритію тимідіном (^3H -тимідін) – специфічним попередником синтезу ДНК, який при введенні в рослину чи інший живий об'єкт концентрується саме в тих клітинах, що діляться, включаючись у ДНК. У цій ситуації він спроможний викликати розриви полінуклеотидних ланцюгів молекули, призводячи до порушень синтезу ДНК, РНК, білків та інших ланок метаболізму, які зрештою є механізмом індукції всіх радіобіологічних ефектів.

Активну участь в процесах поділу і росту клітин приймає калій. В рослинах його хімічний аналог цезій, в тому числі і радіоактивний ^{137}Cs , концентрується переважно в тих клітинах, які активно діляться і ростуть, піддаючи їх потужному опроміненню. Зокрема встановлено, що в меристемах коренів (зона поділу) концентрується значно більше цього ізотопу, ніж у клітинах решти частини кореня (рис. 10.4), тобто поглинута меристемою доза за рахунок радіоцезію у декілька і більше разів вища, ніж іншими тканинами. Отже, стає зрозумілим, здавалося б парадоксальне явище, коли на забруднених радіонуклідами землях радіобіологічні ефекти, що спостерігаються у рослин, часто-густо відповідають дозам зовнішнього опромінення на порядок вищим, ніж ті, які вдається розрахувати, або оцінити за допомогою звичайних дозиметрів.

Функції кальцію в житті рослин, на відміну від тварин, більш скромні – основна його кількість іде на створення та зміцнення оболонки диференційованих та спеціалізованих клітин, в тому числі і клітин провідної зони кореня, радіостійкість яких у десятки і сотні разів вища за клітини, що діляться. Подібним чином веде себе і його хімічний аналог стронцій. Тому і ушкоджуюча дія ^{90}Sr на рослини за певних обставин може бути значно меншою, ніж ^{137}Cs .

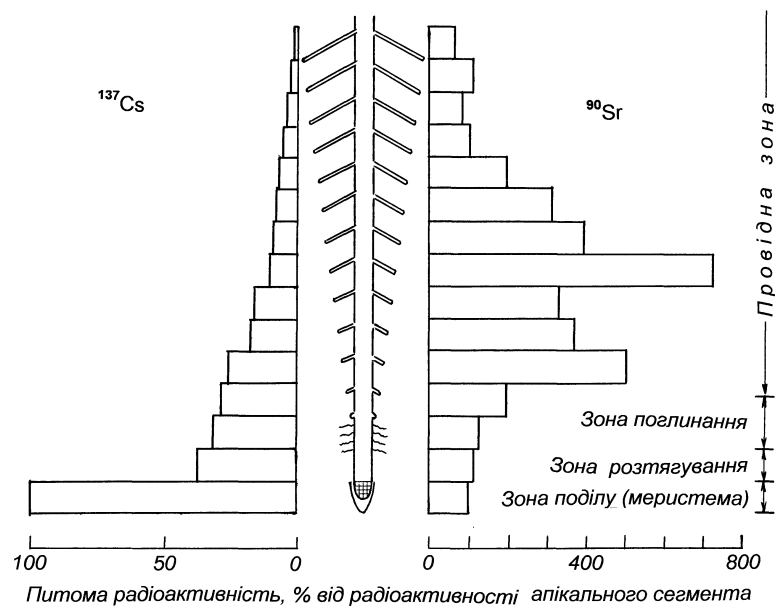


Рис. 10.4. Питома радіоактивність 5-міліметрових сегментів за ^{137}Cs і ^{90}Sr по довжині головного кореня проростків гороху, що вирощувались на ґрунті з 30-кілометровій зоні відчуження Чорнобильської АЕС (за О.М. Міхєєвим, 1999).

При інкорпоруванні радіоактивних речовин їх поведінка в рослині та радіобіологічна ефективність у значній мірі залежать від хімічних та біохімічних властивостей сполук, у формі якої вони знаходяться. Одні сполуки можуть активно включатися у метаболізм, транспортуючись по рослині досить з великою швидкістю і нагромаджуватись в найбільш чутливих до опромінення місцях. Другі, маючи той же радіонуклід, але у формі іншої сполуки, можуть накопичуватись десь “на вході”, наприклад в коріннях, і далі практично не пересуватись, або навпаки, швидко рухатися і виводитися з рослини. Так, вже відзначалось, що тритій у складі тимідину включається в ДНК, зумовлюючи різноманітні радіобіологічні ефекти. Він же у складі води відразу вступає в кругообіг і виводиться з рослини, призводячи до порівняно незначних ушкоджень.

В той же час ^{90}Sr , який надходить в рослини у вигляді таких, наприклад, сполук, як нітрат або фосфат стронцію, може зв'язуватися з ДНК та білками хроматину, локалізуючись в ядрах саме тих клітин, що активно діляться. Щодо ^{137}Cs , то він, наприклад, у формі хлориду розподіляється по клітині більш чи менш рівномірно. У такі ситуації можна очікувати більш

високу пошкоджуваність клітин радіостронцієм, ніж радіоцезієм при введенні їх в рослини у рівних кількостях за радіоактивністю.

Є чимало даних, які свідчать про високий ступінь пошкодження хвойних рослин при опроміненні інкорпорованими радіоактивними речовинами. Так, при аварії на Південному Уралі 1957 р., коли радіоактивні речовини у вигляді легко засвоюваних надземними органами рослин гідрозолей випали на дерева сосни та ялини, дози опромінення при нагромадженні їх в меристемах хвої та бруньок досягали 5–30 Гр. При цьому на фоні масових анатомічних порушень спостерігали сповільнення розпускання бруньок, утворення вкорочених в спотворених пагонів, зміну кольору хвої, зокрема її пожовтіння, побуріння, почервоніння (ті ж ефекти, що і у “Рудому лісі” при зовнішньому чи змішаному опроміненні), усихання гілок. При дозі 50 Гр і вище дерева гинули.

А.Ф. Тихомиров (1982), моделюючи таку ситуацію, проводив експерименти, в яких шляхом обприскування вносив радіоактивний стронцій у крони сосни, створюючи щільність забруднення $(3-60) \times 10^7$ Бк/м². При цьому дози, які нагромаджувались меристематичними тканинами протягом періоду вегетації, складали від 2 до 20 Гр. І вже мінімальні з них викликали зменшення приросту пагонів, зміну їх форми, довжини, орієнтації. За максимальних доз спостерігали усихання крони та відмирання дерев.

Але для більшості радіостійких видів рослин згадані соматичні радіобіологічні ефекти реєструються, як правило, за рівнів нагромадження радіонуклідів та формування доз внутрішнього опромінення у декілька разів більших. Це однак не означає, що низькі дози нешкідливі для них. При повному видимому благополуччі процвітання радіостійкого виду за рівнів доз, які пригнічують рослини родин лілейних, соснових, бобових, у його представників нерідко спостерігають збільшення кількості аберацій хромосом у соматичних та статевих клітинах, інші форми порушень, які можуть виявитись у віддалені періоди, в тому числі у наступних поколіннях.

Відзначають і підвищення ураженості рослин різними хворобами, що свідчить про зниження їх *імунного статусу*.

Неоднакова і відносна біологічна ефективність випромінювань окремих інкорпорованих радіонуклідів. Найбільш висока вона для α -випромінювачів – зокрема радіонуклідів трансуранових елементів, які, на щастя, в основному нагромаджуються, так би мовити, “на вході”, в коренях, і дуже слабо пересуваються по рослині. Але й потрапивши в корені, вони можуть утворювати осередки потужного опромінення кореневих меристем, зумовлюючи різні типи пошкоджень аж до сповільнення росту. І γ -випромінювання ^{131}I , ^{137}Cs є більш проникаючим і, відповідно, більш пошкоджуючим, ніж відносно м'яке β -випромінювання ^{90}Sr .

Всі перераховані особливості інкорпорованих радіонуклідів зумовлюють найрізноманітніші радіобіологічні ефекти при їх надходженні у рослини. Так, при різних рівнях радіонуклідного забруднення ґрунтів спостерігали більш раннє цвітіння і досягання деяких культур (радіаційна стимуляція), зміну форми листя та їх гігантизм (морфологічні зміни), пригніблення росту та розвитку (променева хвороба), збільшення в пилку специфічних мутацій, набуття у дочірніх рослин нових ознак (генетична дія).

Але все-таки треба визнати, що головна небезпека нагромадження рослинами радіонуклідів полягає не в їх радіаційній небезпеці для самих рослин, а в тому, що вони є дуже важливою ланкою міграційного ланцюга на шляху передачі радіонуклідів більш радіочутливим видам – сільськогосподарським продуктивним тваринам і людині.

10.3.2. Дія інкорпорованих радіонуклідів на організм тварин

Специфіка прояву радіобіологічних ефектів інкорпорованих радіоактивних речовин у тварин в значній мірі визначається їх властивістю нагромаджуватись у певних місцях організму, створюючи осередки сильного опромінення. Зокрема, до 30–50% ^{131}I може нагромаджуватись у щитоподібній залозі, яка складає лише 0,02–0,05% маси тіла. Майже

виключно в кістках накопичується ^{90}Sr . Це зумовлено специфікою будови органів тварин та фізіолого-біохімічною роллю, яку відіграють окремі хімічні елементи та їх аналоги у виконанні певних функцій.

Так, щитоподібна залоза – це виключно спеціалізований ендокринний орган хребетних тварин, що відповідає за вироблення гормонів тироксину та трийодтироніну, котрі беруть участь в регуляції обміну речовин та енергії в організмі. Для нормального функціонування цього органу, від якого залежать такі основні процеси, як ріст, розвиток, диференціація і спеціалізація тканин, у відносно великих кількостях потрібен йод. Він надходить в організм з продуктами харчування, водою, повітрям у формі стабільного ізотопу ^{127}I . Але в ґрунтах та рослинах деяких нечорноземних, степових, пустельних, гірських біогеохімічних зон йод знаходиться у недостатніх кількостях або незбалансований з деякими іншими елементами (Co, Mn, Cu). В Україні до таких в першу чергу належить Полісся – регіон, який у найбільшій мірі постраждав під час аварії на Чорнобильській АЕС. В числі викинутих у навколишнє середовище ізотопів знаходилися і радіоактивні ізотопи йоду ^{131}I , ^{133}I , ^{135}I та інші. Не відрізняючись за хімічними властивостями від нерадіоактивного йоду, вони можуть надходити в організм тварин та людини і нагромаджуватись у щитоподібній залозі, піддаючи її досить жорсткому γ -опроміненню, особливо у великих кількостях при дефіциті йоду в кормах і продуктах харчування. Саме така ситуація склалася в перші тижні (період піврозпаду найдовгоживучого ізотопу йоду ^{131}I складає лише 8 діб) після початку аварії на значних територіях України, Білорусі, Росії.

Найбільша концентрація ^{131}I у щитоподібній залозі ссавців при тривалому надходженні в організм спостерігається на 10–15-у добу. Коефіцієнт накопичення (K_H) ^{131}I її тканинами у порівнянні з іншими органами в сотні і тисячі разів вищий. Так, якщо прийняти його значення у крові, м'язовій тканині, селезінці та підшлунковій залозі за одиницю, то у нирках, печінці і яєчниках він становить 2–3, у слинних залозах і сечі – 3–5, у фекаліях та молоці – 5–15, а у щитоподібній залозі досягає 8000–10000.

Проте основна частина дози за рахунок радіоїоду (до 80%) формується вже протягом перших 4-х діб. Це зумовлене тим, що до його складу входять і інші ізотопи з більш короткими періодами піврозпаду, наприклад ^{133}I (20,8 год.), ^{135}I (6,6 год.), за рахунок яких може формуватись частка дози, більша, ніж за рахунок ^{131}I . Дози локального опромінення щитоподібної залози при цьому можуть досягати десятків і сотень грей. Це веде до порушень структури і функцій цього важливого органу, зменшенню його розмірів аж до повного руйнування. Навіть порівняно невисокі дози, які зумовлюють місцеві некрози, фіброз, розростання рубцевої тканини та гіпофункцію щитоподібної залози, можуть призводити до зниження імунітету, погіршенню відтворювальної функції скороченню періоду лактації у корів, прояву негативних наслідків у нащадків.

Багато радіонуклідів з кров'яного русла вибірково депонуються в кістках і, як правило, тривалий час затримується в них, внаслідок чого кісткова тканина, а також ті тканини, що у ній знаходяться (в першу чергу червоний кістковий мозок) і перебувають на її поверхні або в межах пробігу частинок або квантів випромінювання, можуть бути піддані дії іонізуючої радіації. Такі радіонукліди одержали назву *остеотропних*. До них належать в першу чергу ^{45}Ca та хімічні аналоги кальцію (із штучних, наприклад, ^{90}Sr та його більш енергетичний, але короткоживучий, дочірній продукт ітрій – ^{90}Y ; із природних – ^{226}Ra) та актиноїди (із штучних – ^{239}Pu , ^{241}Am , із природних – ^{232}Th , ^{238}U). Радіонукліди-аналоги кальцію, як, власне, кальцій, більш-менш рівномірно розподіляються по всьому об'єму кістки. Актиноїди ж першочергово депонуються на внутрішній і зовнішній кісткових поверхнях, однак в подальшому перерозподіляються у всьому об'ємі кісткової тканини.

Концентрації остеотропних радіонуклідів в скелеті тварин, як правило, в сотні разів перевищують їх кількість у м'яких тканинах, створюючи сильні поля опромінення червоного кісткового мозку – найрадіочутливого критичного їх органу. Основне призначення червоного кісткового мозку – продукція зрілих клітин крові. За нормальних умов загибель або зникнення

кожного елемента клітини у периферичній крові або на іншій ділянці організму компенсується утворенням клітини в кістковому мозку. Але загибель або пошкодження однієї клітини кісткового мозку може призвести до зникнення чи появи патологічними цілої групи клітин крові, так званої клітинної лінії. При масовому радіаційному ураженні клітин кісткового мозку в організмі розвивається *кістково-мозковий синдром*, який характеризується спустошенням кісткового мозку і веде до загибелі тварини.

Для більшості тварин-ссавців і людини летальна доза ^{90}Sr складає 10–40 МБк/кг маси тіла. За менших доз можуть розвиватися хвороби крові типу анемії, лейкозів та інших, які проявляються в сонливості, лихоманці, втраті апетиту, кровоточивості слизових оболонок. В цілому реакція тварин на надходження великих кількостей ^{90}Sr мало відрізняється від реакцій на зовнішнє опромінення, які характерні для прояву різних ступенів променевої хвороби. І це природно, так як в обох випадках в основі радіаційного ураження лежить розвиток саме кістково-мозкового синдрому.

Значно повільніше і в менших кількостях з крові в кісткову тканину переходять ізотопи плутонію, америцію та інші актиноїди. Але їх α -випромінювання (ядра атомів гелію) проявляє набагато сильнішу руйнуючу дію на кістковий мозок у порівнянні з β -випромінюванням (електрони) ^{90}Sr . До того ж відомо, що плутоній у відносно високих кількостях може нагромаджуватися в яєчниках і сім'яниках тварин, приводячи до опромінення яйцеклітин та сперматогенних клітин. Біологічний ефект радіонукліду при цьому проявляється у зменшенні маси сім'яників та продукції сперми, зниженні продуктивності жіночих статевих гормонів та числа ооцитів, що негативно впливає на потомство. Безсумнівно, опромінення статевих клітин тварин збільшує ймовірність прояву ефектів радіації у наступних поколіннях.

В статевих клітинах, які активно діляться, у великих кількостях нагромаджуються й інші радіонукліди – ^{45}Ca , ^{131}I , ^{137}Cs , індукуючи мутації генів і хромосом та інші порушення.

З утворених при поділі урану радіоактивних ізотопів цезію найбільш небезпечним для тваринного організму при інкорпоруванні є ^{137}Cs . Потрапивши в організм, він розподіляється більш-менш рівномірно в основному по м'яких тканинах. Відносно високі його кількості нагромаджуються в рухливих активно метаболізуючих тканинах м'язів, зокрема серця. Але високо енергетичне γ -випромінювання ^{137}Cs згубно впливає не тільки на ці тканини, але і на весь організм, в тому числі і на його критичні органи. Саме тому при надходженні в організм тварин цього радіонукліду спостерігаються зміни морфологічного складу кісткового мозку і крові, аналогічні тим, які викликаються дією інкорпорованих радіонуклідів ^{90}Sr , ^{239}Pu , а також загального зовнішнього опромінення.

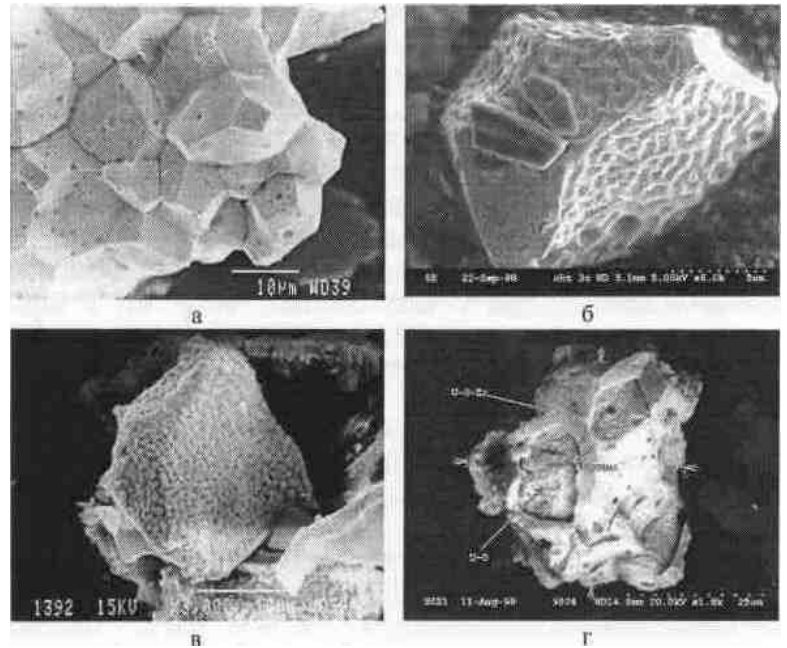
В період вагітності тварин ^{137}Cs легко проникає з материнського організму у плід. При хронічному надходженні радіонукліду досить швидко відбувається вирівнювання його концентрації в організмах матері та плоду. Швидко проходить передача радіонукліду молодняку тварин і через молоко. Це стосується не тільки ^{137}Cs , але в різній мірі і інших радіонуклідів, в першу чергу ^{90}Sr і ^{131}I .

10.3.3. Небезпека інкорпорування гарячих частинок

Особливо небезпечними радіонукліди стають при проникненні в організм у вигляді так званих "гарячих частинок". До гарячих частинок належать аерозолі мікронного та субмікронного розміру, які мають радіоактивність на декілька порядків вищу, ніж середня активність частинок відповідних параметрів. Звичайно – це частинки реакторного палива, які містять напрацьовані продукти поділу урану (рис. 10.5), високорадіоактивні частинки, що утворюються при атомних вибухах.

Радіоактивність гарячих частинок дуже висока. В тканині частинка мікрометрового розміру у радіусі до 50 мкм може утворювати дозове поле потужністю до декількох десятків греїв на добу, ведучи до загибелі сотень оточуючих її клітин, різним змінам в тисячах клітин.

Рис. 10.5. Типовий зовнішній вигляд гарячих частинок чорнобильського походження: а, б – слабо- і в,г – сильнотрансформовані внаслідок взаємодії при високій температурі з конструкційними матеріалами реактора шматочки ядерного палива розміром близько 10 мкм (В.О. Кашпаров, 2000).



При попаданні на рослини гаряча частинка, закріплюючись на липкій чи опушеній поверхні (рис. 10.6), може в буквальному розумінні “випалювати” групи клітин, призводячи до самих різноманітних морфологічних змін в органах. Особливо небезпечним у даній ситуації може бути згаданий флоральний захват, за якого великі частинки можуть попадати всередину квітки і включатись у зав'язь плодів.



Рис. 10.6. Радиоавтографи звичайних радіоактивних частинок і гарячих частинок чорнобильського походження на хвої сосни (А.А. Булах, 1986).

З рослинними кормами гарячі частинки потрапляють в організм сільськогосподарських тварин і людини. Але особливо небезпечним шляхом їх проникнення є інгаляційний, який може мати місце не тільки в період

випадання радіоактивних опадів, але й при вторинному вітровому підйомі. Якщо при попаданні з кормами більшість гарячих частинок виводиться з організму через шлунково-кишковий тракт, то при попаданні в легені вони закріплюються в альвеолах і внаслідок погані розчинності виводяться дуже повільно. Знаходячись в легенях, шлунково-кишковому тракті, гарячі частинки утворюють зони дуже інтенсивного опромінення тканин, викликаючи локальну загибель досить великих груп клітин, їх пошкодження, різні перетворення аж до трансформації у злоякісні.

Вважається, що за звичайних умов число гарячих частинок в навколишньому середовищі, зокрема в атмосфері, надзвичайно мале – одна на десятки і тисячі кубічних метрів повітря. Але після ядерних вибухів в атмосфері, викидів радіоактивності при деяких типах радіаційних аварій на підприємствах ядерного паливного циклу їх кількість в різних компонентах довкілля значно зростає. При цьому вони можуть розповсюджуватись на досить великі відстані. Так, паливні частинки чорнобильського походження були виявлені у багатьох країнах Європи: Швеції, Норвегії, Німеччині, Греції, Австрії, Швейцарії, Польщі, Болгарії, Румунії та інших.

10.3.4. Принципи дозиметрії випромінювань інкорпорованих радіонуклідів

Специфічність внутрішнього опромінення рослин і тварин, яка обумовлюється дуже різкою нерівномірністю розподілення інкорпорованих радіоактивних речовин в окремих тканинах і органах, дуже утруднює його дозиметрію. Доза опромінення, що формується за рахунок включених всередину організму радіонуклідів, залежить від багатьох факторів, врахувати які не завжди виявляється досить просто: виду радіонукліду, типу сполуки, шляху надходження, швидкості транспортування по організму, місця локалізації, часу розпаду, швидкості виведення із організму та інших. Як правило, з цією метою використовують спеціальні методи із

застосуванням складних розрахунків. Але й вони дають лише приблизну уяву щодо справжньої поглинутої дози.

Будучи інкорпорованими протягом деякого часу в органах і тканинах, радіонукліди створюють певний рівень внутрішнього опромінення. Поглинута доза при цьому може бути співставлена з біологічним ефектом, викликаним зовнішнім опроміненням. В цьому розумінні вона виступає як міра радіаційної небезпеки. Однак оцінки абсолютних значень доз при цьому можуть суттєво відрізнятись.

Дуже важливу роль у формуванні дози внутрішнього опромінення має шлях надходження радіонуклідів. Найбільш небезпечним з трьох шляхів надходження є інгаляційний, а найбільш складною формою надходження є радіоактивні аерозолі. Зовнішнє опромінення аерозолів у порівнянні з внутрішнім зовсім незначне. Але в процесі дихання аерозольні частинки разом з повітрям через трахею і бронхи потрапляють в альвеолярні тканини, а звідти у лімфатичну систему і кров. Існує думка, що до 50–75% всіх частинок, що вдихаються, затримується в дихальних шляхах. Критичним органом в цьому випадку є легені.

На формування дози великий вплив мають такі фактори, як розмір частинок, швидкість їх виведення з легеневої тканини, вид та енергія іонізуючих випромінювань, розподіл радіоактивності за частинками різного розміру, характер розподілу по ділянках органів дихання осілих аерозольних частинок та інші. Все це створює значні труднощі в безпосередньому визначенні поглинутої дози аерозолів. З цієї причини дозиметрія радіоактивних аерозолів фактично зводиться до їх радіометрії, головне завдання якої – визначення активної концентрації аерозолів в повітрі.

Тому, знаючи споживання повітря за одиницю часу (людина, наприклад, вдихає і видихає за добу в середньому 20 тисяч літрів), концентрацію радіоактивних аерозолів в повітрі, ступінь їх відкладення в легенях, природу радіоактивності, можна оцінити дозу внутрішнього опромінення, яка формується за цих умов.

Але внесок аерального шляху надходження радіоактивних речовин в організм, а, відповідно, і цього виду формування дози, є суттєвим, як вже відзначалось, лише в період випадання радіоактивних опадів. В подальшому основним фактором, який визначає дозу внутрішнього опромінення, є забруднені радіонуклідами корми і вода. В цьому випадку формування дози в кожному органі, в кожній ділянці тканини визначається нагромадженням та виведенням радіонуклідів. І знову ж таки, доза внутрішнього опромінення буде залежати від хімічної форми радіонукліда, виду хімічної сполуки, в який він представлений, та інших факторів, про які вже було сказано.

Мало того, що кількість факторів, якими визначається доза внутрішнього опромінення, дуже велика, більшість із них важко врахувати. Тому для оцінки дози внутрішнього опромінення вдаються до допомоги моделей. Один із підходів – так звані математичні *камерні моделі*. В них концентрація радіонукліду в тканині в кожен момент визначається водночас триваючими прямими та зворотними процесами – нагромадженням і виведенням. У відповідності з цим можна уявити модель формування кількості радіонукліду на деякій ділянці всередині організму як орган чи тканина, сполучена транспортними комунікаціями з рядом камер (звідки і назва моделей), в яких нагромаджується радіонуклід. Саме ними відбувається приток і стік радіонуклідів. Окремі камери моделі можуть бути зіставлені з реальними ділянками організму, окремими його органами, тканинами. Наприклад, перенесення радіонукліда з кровотоком відбивається моделлю, в якій транспортними комунікаціями слугують кровоносні судини, а камерами – ті ділянки організму, між якими відбувається обмін радіонуклідами.

Математичний аналіз камерних моделей дає змогу встановити концентрацію та швидкість перенесення радіонуклідів в організмі. В ролі вхідних даних слугують концентрації та швидкість надходження радіонуклідів з навколишнього середовища в організм. Зовнішнє середовище розглядається при цьому як одна з камер. В подальшому завдання визначення кількості радіонукліду та оцінки дози внутрішнього опромінення зводиться

до вирішення системи лінійних рівнянь балансу швидкості потоків метаболітів, що містять окремі радіонукліди. Безперечно, завдання це досить складне, а результат дозиметрії дуже умовний. Хоча і може дати уявлення про порядки доз, які формуються в тій чи іншій ділянці організму при надходженні певних радіонуклідів.

Звісно, проблема дозиметрії інкорпорованих радіонуклідів стосується головним чином тварин та людини. Рослина в ній розглядається тільки як одне з джерел формування дози. Хоча, безумовно, і при надходженні різних радіонуклідів в рослини, як уже відзначалося, вони нерівномірно розподіляються по ньому, створюючи в окремих місцях осередки високих рівнів опромінення. Але враховуючи труднощі в оцінці доз внутрішнього опромінення, суттєво менше практичне значення цього питання, яке, без сумніву, поступається дозиметрії тварин і людини, воно до кінця не вирішується.

В останні роки все частіше для оцінки одержаних людиною доз опромінення залучаються методи біологічної дозиметрії. Найбільш розповсюджений з них базується на майже лінійній залежності між одержаною організмом поглиненою дозою і кількістю аберацій хромосом у лімфоцитах периферійної крові – своєрідним детекторам іонізуючої радіації всередині організму. Одержані досить задовільні збіжності між оцінками доз за допомогою цього методу і сучасними методами інструментальної та розрахункової дозиметрії. Безперечно, у випадках біологічної дозиметрії реєструється доза загального опромінення – сумарна зовнішнього і внутрішнього опромінення. Але в певних умовах, зокрема в сучасних, які склалися на забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС територіях, коли внесок внутрішнього опромінення у загальну дозу досягає 90%, методи біологічної дозиметрії можуть стати на нагоді.

Абсолютно незамінними методи біологічної дозиметрії стають при спробах оцінки доз внутрішнього опромінення у рослин. Тут спостерігається чітка залежність між кількістю клітин з абераціями хромосом у меристемах і

одержаною дозою. В зв'язку з тим, що і у рослин на забруднених територіях основна частка дози формується за рахунок кореневого надходження радіонуклідів, цей метод дозволяє оцінити саме дозу внутрішнього опромінення. Найбільш часто у якості такого біологічного “дозиметра” використовують меристеми первинних корінців насінин, одержаних від рослин, що виростили на забруднених територіях. Співставлення кривих доза-ефект, одержаних в реальних умовах і умовах дослідження, дозволяє скласти уяву про дози опромінення за рахунок інкорпорованих радіонуклідів. Так, на основі кривих, наведених на рис. 10.7, можна стверджувати, що доза, одержана рослинами при забрудненні 2000 кБк/м^2 за ^{137}Cs , відповідає дозі приблизно $4,7 \text{ Гр}$ зовнішнього γ -опромінення.

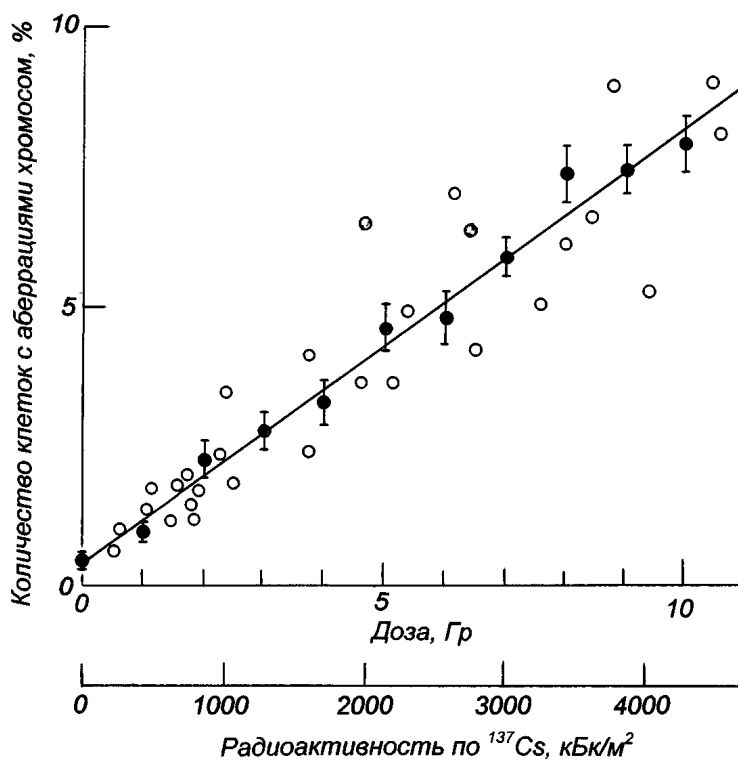


Рис. 10.7. Дозова залежність частоти хромосомних аберацій у корневих меристемах горошку мишачого при гострому γ -опроміненні (чорні крапки) і частоти аберацій в проростках з насіння, яке було отримане від рослин, що сформувалися на ґрунтах з різними рівнями забруднення за ^{137}Cs (білі крапки) [І.М. Гудков та ін., 2005]

10.4. Прогнозування надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини і організм сільськогосподарських тварин

Є всі підстави вважати, що з часом після аварії на Чорнобильській АЕС відносний внесок у дозу загального опромінення населення України інкорпорованих радіонуклідів зростає (рис. 10.8). Отже, зростає відповідальність працівників сільського господарства по відношенню до одержання чистих щодо вмісту радіонуклідів продуктів харчування, так як раціон людини в основному складається з продукції сільськогосподарського виробництва та їх переробки. Виняток становить тільки продукція лісів, риба та деякі інші джерела, внесок яких у раціон більшості населення невеликий.

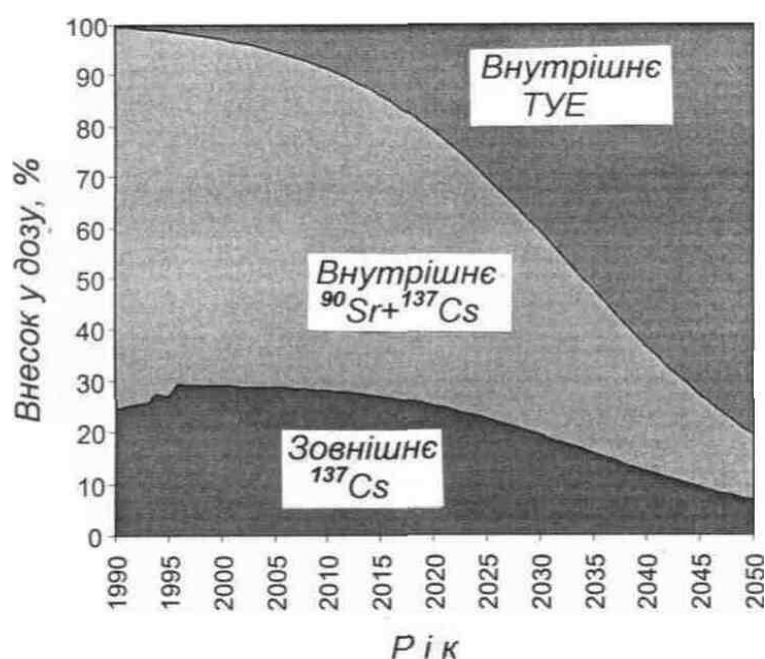


Рис. 10.8. Часовий прогноз внеску у загальну дозу опромінення населення України різних радіонуклідів (TUE – трансуранові елементи) і видів опромінення (О.О. Бондаренко, 2002).

Тому для того, щоб не перевищити певні межі надходження радіонуклідів в організм людини, необхідно знати їх кількість в ґрунті, воді, сільськогосподарських рослинах, організмі продуктивних тварин і по можливості регулювати перехід та нагромадження в продукції рослинництва та тваринництва. В основі такої регуляції лежить прогнозування надходження радіонуклідів в рослини з ґрунту та організм тварин з раціоном.

Прогнозування надходження і нагромадження радіоактивних речовин у сільськогосподарських рослинах з метою подальшої розробки заходів, які запобігають їх наступному пересуванню шляхами міграції по харчовим ланцюгам натеper є основним завданням сільськогосподарської радіобіології та радіоекології. Для більш-менш точного прогнозування слід реально уявляти ступінь та характер радіонуклідного забруднення на тій чи іншій території, а також мати необхідні довідкові дані щодо закономірностей переходу окремих радіонуклідів в рослини, які обумовлені їх специфікою, типом ґрунту, забезпеченістю його елементами живлення, видом культури. Існує велика кількість і інших факторів, які досить важко врахувати і контролювати, хоча вплив їх на надходження радіоактивних речовин у рослини може бути досить значним. До них в першу чергу належать особливості погодних умов року, від яких залежить стан і рухомість радіонуклідів в ґрунті (атмосферні опади), швидкість їх надходження у рослини (атмосферні опади, рух повітря, температура), інтенсивність накопичення рослинами біомаси (атмосферні опади, температура, інсоляція).

Застосовують декілька основних методів приблизної оцінки можливого забруднення врожаю сільськогосподарських рослин радіоактивними речовинами.

Найбільш поширений з них полягає у використанні величини коефіцієнту накопичення (K_H) чи коефіцієнту переходу (K_P) радіонуклідів продуктивними органами рослин, що вирощуються на різних ґрунтових відмінностях. В табл. 10.9 для прикладу наведені середні значення K_H щодо накопичення ^{90}Sr деякими видами сільськогосподарських рослин в залежності від типу ґрунту, на якому вони вирощуються.

Виходячи з наведеного у розділі 9 визначення K_H , кількість радіонукліду в 1 кг речовини рослини (PA_P) буде дорівнювати добутку його вмісту в 1 кг ґрунту (PA_G), який завжди можна визначити, та відповідного табличного значення K_H : $PA_P = PA_G \times K_H$. Порівнюючи одержану цифру зі встановленими допустимими рівнями забруднення радіонуклідом продукції,

можна зробити висновок щодо можливості вирощування того чи іншого виду в існуючих умовах радіонуклідного забруднення.

10.9. Середні значення коефіцієнтів накопичення (K_N)* ^{90}Sr для деяких сільськогосподарських рослин при вирощуванні на різних типах ґрунтів (Б.М. Анненков, К.В. Юдинцева, 1991)

Вид рослини	Дерново-підзолисті ґрунти				Чорнозем вилугуваний
	Супісок	Легкий суглинок	Середній суглинок	Важкий суглинок	
Пшениця (зерно)	0,70	0,35	0,20	0,12	0,06
Картопля	0,35	0,17	0,10	0,06	0,03
Столові буряки	1,20	0,58	0,34	0,20	0,10
Капуста	0,90	0,50	0,22	0,16	0,07
Огірок	0,35	0,17	0,10	0,06	0,03
Помідор	0,14	0,07	0,04	0,02	0,01
Конюшина (сіно)	20,00	11,00	6,00	4,00	2,00
Тимофіївка (сіно)	7,00	3,50	2,00	1,20	0,60

* Значення K_N для картоплі і овочів наведені з розрахунку на сиру речовину, решта – на повітряно-суху

У розділі 9 наведені $K_{\text{П}}$ для досить широкого спектру рослин при їх вирощуванні на різних ґрунтах. Його використовують аналогічним шляхом.

Цей метод може бути використаний для прогнозування накопичення в рослинах будь-якого радіонукліду. Для цього лише треба мати значення їх K_N або $K_{\text{П}}$. І чим більш точнішими і диференційованими будуть вони щодо різних видів і сортів рослин та ґрунтових відмінностей, на яких вирощуються ці рослини, тим з більшою точністю можна передбачити можливе накопичення радіонукліду в продукції рослинництва. Тому робота щодо оцінки середніх величин цих коефіцієнтів має надзвичайно важливе значення.

Ще простіше прогнозувати нагромадження радіонуклідів в рослинах за допомогою спеціальних таблиць, приклад якої наведений тут (табл. 10.10) і яка може бути використана у практичній роботі.

10.10. Вміст ^{90}Sr (чисельник) і ^{137}Cs (знаменник) в урожаї сільськогосподарських рослин (Бк/кг)* при щільності забруднення ґрунту $3,7 \times 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²) (К.В. Юдинцева, 1989)

Вид рослини	Частина врожаю	Дерново-підзолисті ґрунти				Сіроземи, каштанові і лучні ґрунти	Сірі лісові ґрунти	Чорноземи
		Піщані	Супіщані	Легко і середньо-суглинністі	Важкосуглинністі			
Пшениця озима	Зерно	<u>74</u>	<u>37</u>	<u>22,2</u>	<u>11</u>	<u>7,4</u>	<u>15</u>	<u>0,7</u>
		15	7,4	2,22	1,1	0,74	1,85	0,37
Жито озиме	Зерно	<u>74</u>	<u>37</u>	<u>22,2</u>	<u>11</u>	<u>7,4</u>	<u>15</u>	<u>3,7</u>
		15	7,4	2,22	1,1	0,74	1,85	0,37
Пшениця яра	Зерно	<u>185</u>	<u>110</u>	<u>74</u>	<u>37</u>	<u>18,5</u>	<u>48</u>	<u>11</u>
		26	18,5	6,3	2,96	2,22	4,44	1,1
Овес	Зерно	<u>333</u>	<u>222</u>	<u>110</u>	<u>51,8</u>	<u>37</u>	<u>74</u>	<u>15</u>
		29,6	15	4,8	2,22	1,85	3,33	1,1
Ячмінь	Зерно	<u>296</u>	<u>185</u>	<u>110</u>	<u>55,5</u>	<u>29,6</u>	<u>66,6</u>	<u>15</u>
		22,2	15	4,8	2,22	1,85	3,33	1,1
Горох	Зерно	<u>518</u>	<u>260</u>	<u>148</u>	<u>74</u>	<u>58</u>	<u>111</u>	<u>22,2</u>
		248	37	11	5,92	3,7	7,4	1,85
Гречка	Зерно	<u>296</u>	<u>185</u>	<u>110</u>	<u>55,5</u>	<u>18,5</u>	<u>63</u>	<u>7,4</u>
		37	18,5	3,55	3,7	2,6	4,8	1,5
Кукурудза	Зелена маса	<u>925</u>	<u>444</u>	<u>222</u>	<u>110</u>	<u>89</u>	<u>148</u>	<u>44,4</u>
		22,2	11	3,7	1,85	1,48	2,6	0,74
Віко-овес	Зелена маса	<u>333</u>	<u>222</u>	<u>129,5</u>	<u>66,6</u>	<u>92,5</u>	<u>37</u>	<u>11</u>
		66,6	33,3	11	5,55	7,4	9,25	3,7
Картопля	Бульби	<u>1480</u>	<u>96,2</u>	<u>63</u>	<u>29,6</u>	<u>11</u>	<u>37</u>	<u>3,7</u>
		15	7,4	3,7	1,1	2,96	2,96	1,85
Буряки столові	Корене-плоти	<u>370</u>	<u>222</u>	<u>110</u>	<u>59</u>	<u>74</u>	<u>74</u>	<u>11</u>
		74	37	14,8	7,4	5,55	9,25	2,6
Капуста	Качани	<u>92,5</u>	<u>44,4</u>	<u>22,2</u>	<u>11</u>	<u>7,4</u>	<u>15</u>	<u>3,7</u>
		29,6	15	7,4	3,7	2,6	1,85	1,5
Льон	Солома	<u>296</u>	<u>185</u>	<u>110</u>	<u>55,5</u>	–	<u>66,6</u>	–
		29,6	15	7,4	3,33	–	1,85	–

* В зерні і соломі – в розрахунку на повітряно-суху масу, решта – на природну вологість

В ній наведені, безперечно, також орієнтовані дані щодо вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs в основних складових частинах врожаю деяких видів сільськогосподарських рослин при вирощуванні їх на типових ґрунтах країни при щільності забруднення $3,7 \times 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²). Оскільки вміст радіонуклідів в рослинах змінюється прямо пропорційно їх кількості у ґрунті, то при більшій або меншій забрудненості ґрунтів величини, наведені в

таблиці, повинні бути відповідно збільшені або зменшені у необхідну кількість разів.

Якщо ж даних про коефіцієнт накопичення або вміст радіонукліду в рослинах при певній щільності забруднення немає, можливу кількість їх в продукції визначають дослідним шляхом за допомогою методу проростків. Для цього задовго до посіву беруть ґрунт з глибини орного шару і в лабораторних умовах висівають на нього насіння. У 15–30-денному віці масу рослин висушують до повітряно-сухого стану і визначають вміст радіонуклідів. Ця величина дасть уявлення про можливе накопичення радіонуклідів вегетативною масою рослин. Знаючи, що їх перехід в плоди у декілька разів менший, можна з деякою вірогідністю прогнозувати їх вміст і в цих продуктивних органах.

Існують також і інші способи передбачення кількості надходження радіонуклідів в урожай сільськогосподарських рослин. Проте всі вони не менш прості, не більш точні і також потребують попередньої роботи щодо оцінки різних коефіцієнтів та показників, а іноді і проведення спеціальних досліджень. При цьому треба пам'ятати, що якби інформативні матеріали не мав спеціаліст, суттєві поправки у прогноз можуть вносити особливості погодних умов.

На аналогічних розрахунках побудовані і методи прогнозування переходу і накопичення радіонуклідів в організмі сільськогосподарських тварин. За допомогою $K_{\text{П}}$ і $K_{\text{Н}}$ радіонуклідів у різних тканинах тварин, які враховують їх вміст в кормах, можна розраховувати їх перехід та нагромадження в окремих видах продукції тваринництва.

У табл. 10.11 для прикладу наведені значення $K_{\text{П}}$, які характеризують частку радіоактивності, що надходить в продукти тваринництва з кормів. Якщо помножити його на усереднене значення радіоактивності кормів, можна приблизно передбачити забрудненість того чи іншого виду продукції.

10.11. Максимальні значення коефіцієнтів переходу (K_p) радіонуклідів з раціону тварин в харчові продукти тваринного походження, % добового надходження на 1 кг (л) (М.А. Корнєєв, А.М. Сироткін, 1987)

Радіонуклід	Яловичина (м'язи)	Свинина (м'язи)	Куряче м'ясо	Яйця (меланж)	Молоко корів
^{90}Sr	0,08	0,06	3,2	22,0	0,14
^{131}I	0,72	2,7	20,0	0,44	1,0
^{137}Cs	20,0	30,0	440,0	43,0	1,0
^{239}Pu	0,0001	0,0003	0,002	0,33	0,0002
^{241}Am	0,0004	0,001	0,007	0,39	0,0003

Орієнтовні дані про можливий вміст радіонуклідів в продукції тваринництва можна одержати з матеріалів табл. 10.12.

10.12. Концентрація радіонуклідів в продукції тваринництва (Бк/кг) при утриманні тварин на кормах, що вирощуються на піщаних дерново-підзолистих ґрунтах при щільності забруднення $3,7 \times 10^4$ Бк/м² (1 Кі/км²) (Б.М. Анненков, К.В. Юдинцева, 1991)

Продукція	Тип годівлі	^{90}Sr	^{137}Cs
Яловичина	Об'ємистий	2,22	51,8
	Концентратний	1,11	25,9
Свинина	Об'ємистий	0,74	21,6
	Концентратний	0,37	18,5
Баранина	Об'ємистий	3,70	77,7
М'ясо птиці	Концентратний	0,74	14,8
Яйце (1 шт.)	Концентратний	0,074	0,11
Молоко ВРХ	Об'ємистий (20:50:30)*	87,0	14,8
	Напівконцентратний (20:30:50)*	25,9	11,1
	Концентратний (15:15:70)*	18,5	7,4

* Співвідношення грубих, соковитих та концентрованих кормів

Як і у випадку з прогнозуванням можливого забруднення рослин, у значення величини концентрації радіонуклідів в продукції тваринництва треба вносити відповідні поправки на ступінь реального забруднення ґрунту, тобто збільшити або зменшити її у необхідну кількість разів.

Наступною ланкою руху радіонуклідів трофічними ланцюгами є їх надходження з продуктами харчування, тобто продукцією рослинництва і тваринництва, до організму людини. Ці шляхи принципово не відрізняються

від розглянутих, хоча і мають певну специфіку, зумовлену різними раціонами харчування.

Контрольні запитання до розділу 10:

1. Шляхи надходження радіонуклідів у рослини.
2. Особливості некореневого надходження радіонуклідів в рослини.
3. Види вітрового підняття ґрунту.
4. Фактори, що впливають на перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини.
5. Специфіка видів рослин щодо нагромадження окремих радіонуклідів.
6. Особливості міграції радіонуклідів у лісних насадженнях.
7. Шляхи надходження радіонуклідів в організм тварин.
8. Коефіцієнти всмоктування та переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва.
9. Поняття про період піввиведення радіонукліду з організму.
10. Визначення поняття інкорпорованих радіонуклідів.
11. Специфіка нагромадження окремих радіонуклідів в тканинах та органах рослин і тварин.
12. Підвищена небезпека дії окремих типів випромінювань інкорпорованих радіонуклідів.
13. Причини тривалої дії на організм інкорпорованих радіонуклідів.
14. Фактори, що впливають на надходження і накопичення радіонуклідів в рослини і організм тварин.
15. Специфіка прояву радіобіологічних ефектів при дії інкорпорованих радіонуклідів на рослини.
16. Специфіка прояву радіобіологічних ефектів при дії інкорпорованих радіонуклідів на організм тварин.
17. Причини локального накопичення у великих кількостях радіоактивного йоду в організмі хребетних тварин.
18. Причини надзвичайної небезпеки надходження в організм ссавців радіоактивного стронцію.
19. Особливості дії на організм гарячих частинок.
20. Дозиметрія інкорпорованих радіонуклідів.
21. Принципи прогнозування надходження і накопичення радіонуклідів в рослинах.
22. Основні підходи до прогнозування накопичення радіонуклідів в продукції тваринництва.

11. ЗАХОДИ ІЗ ЗМЕНШЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ В ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА І ТВАРИННИЦТВА

11.1. Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях. 11.2. Засоби зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту у сільськогосподарські рослини. 11.2.1. Обробіток ґрунту. 11.2.2. Застосування хімічних меліорантів і добрив. 11.2.3. Зміна складу рослин у сівозміні. 11.2.4. Зміна режиму зрошення. 11.2.5. Застосування спеціальних речовин та прийомів. 11.3. Основні прийоми зменшення переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва. 11.3.1. Покращення кормової бази. 11.3.2. Зміна раціонів. 11.3.3. Включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію. 11.4. Очищення сільськогосподарської продукції від радіонуклідів. 11.4.1. Очищення продукції рослинництва. 11.4.2. Очищення продукції тваринництва.

Сільськогосподарська діяльність є невід'ємною частиною життя сільського населення, і тому його проживання на забруднених радіонуклідами територіях доцільне і можливе тільки в тому разі, коли існуюча радіаційна обстановка допускає безпечно для здоров'я проведення всіх робіт у рільництві, тваринництві та інших галузях, а також виробництво продукції, придатної для необмеженого використання у якості продуктів харчування і сировини для промисловості.

Для міських жителів продукція сільського господарства з забруднених територій становить меншу загрозу, ніж для сільських, так як у ході заготівлі, зберігання, розподілення в масштабах країни, реалізації та інших заходів рівень її радіоактивності знижується за рахунок розбавлення чистішою продукцією і технологічних переробок в інші продукти.

Але в усіх випадках споживання сільськогосподарської продукції, одержаної на забруднених радіоактивними речовинами територіях, є головним джерелом опромінення людини. Тому агропромислове виробництво в таких умовах повинно вестись за технологіями, які сприяли б максимальному зменшенню міграції радіонуклідів харчовими ланцюжками, виключали можливість збільшення площ забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь, забезпечували радіаційну безпеку населення, що працює і мешкає у цих умовах.

11.1. Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинно здійснюватись згідно положень відповідних нормативних документів про умови проживання й трудову діяльність населення на територіях з підвищеними рівнями радіаційного забруднення, з додержанням принципів радіаційної безпеки і основних санітарних правил роботи з радіоактивними речовинами та забезпечувати виробництво продуктів харчування, що не містять радіоактивних речовин вище допустимих рівнів.

Сільське господарство на забруднених радіонуклідами територіях повинно бути спрямоване на вирішення головного завдання – виробництва сільськогосподарської продукції, споживання котрої без обмежень не приведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини. Це досягається за рахунок впровадження у виробництво таких заходів:

1. Підвищення загальної культури ведення сільськогосподарського виробництва з дотриманням необхідних прийомів радіаційної безпеки;
2. Проведення спеціальних радіозахисних заходів, основною метою яких є мінімізація переходу радіонуклідів в продукцію рослинництва і тваринництва;
3. Перепрофілювання напрямів сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях, яке забезпечить виключення одержання окремих видів продукції з підвищеним вмістом радіонуклідів.

Якщо впровадження цих заходів не забезпечує виробництва продукції, що відповідає санітарно-гігієнічним нормативам, ведення сільськогосподарського виробництва на цій території припиняється.

Максимальне зменшення розповсюдження радіоактивних речовин за межі забруднених ділянок – дуже важливий принцип ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях. Він досягається за рахунок заліснення, проведення різних видів меліоративних робіт. Ці заходи не повинні призводити до суттєвих змін у родючості ґрунту, погіршення якості продукції та викликати інші несприятливі наслідки.

До раціонального мінімуму повинен бути зведений вивіз сільськогосподарської продукції за межі забрудненої території. Останнє, однак, не може бути перешкодою для використання поза неї продукції, у якій кількість радіонуклідів відповідає державним санітарно-гігієнічним нормативам.

11.2. Засоби зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в сільськогосподарські рослини

Запобігання переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, тобто гальмування їх руху на початковій і найвідповідальнішій ланці їх короткого харчового ланцюжку – одне з головних сучасних завдань не тільки сільськогосподарської радіоекології, а й загальної радіобіології, так як спрямоване у кінцевому підсумку на протирадіаційний захист людини.

В залежності від властивостей ґрунту, ступеню його забруднення радіоактивними речовинами, а також видів сільськогосподарських рослин, що вирощуються, шляхів використання врожаю та деяких інших умов застосовують різні засоби, які можуть зменшити нагромадження радіонуклідів в продукції рослинництва і кормовиробництва в багато разів. Згідно з однією з класифікацій вони поділяються на дві групи:

1. *Загальноприйняті заходи*, застосування яких забезпечує ведення звичайного рівня рільництва або навіть сприяє збільшенню родючості ґрунту, зростанню врожаю, якості врожаю і водночас приводить до зменшення переходу радіонуклідів в рослини;

2. *Спеціальні заходи*, головною метою яких є виключно зменшення надходження радіонуклідів в рослини.

Таке розподілення, звичайно, має дуже умовний характер, тому що загальноприйняті засоби у певних ситуаціях можуть бути трактовані як спеціальні і навпаки. Тому слушно визначити п'ять основних комплексних систем зниження надходження радіонуклідів у рослини, які враховують як загальноприйняті, так і спеціальні механічні, агротехнічні, агрохімічні, хімічні та біологічні заходи: обробіток ґрунту, застосування хімічних меліорантів та добрив, зміни складу рослин у сівозміні, зміни у режимі зрошення і застосування спеціальних речовин та прийомів.

11.2.1. Обробіток ґрунту

Після випадання радіоактивні опади концентруються головним чином у верхньому досить тонкому шарі ґрунту. При порівняно невисоких рівнях забруднення ґрунту достатнім заходом може бути обробка звичайними фрезерними машинами або важкими дисковими боронами, а також оранка відвальними плугами на звичайну глибину 20–25 см. Змішування забрудненого поверхневого шару з більш глибоким різко зменшує розповсюдження радіоактивних опадів з вітром і суттєво знижує забруднення рослин аеральним шляхом.

За високих рівнів забруднення ефективним прийомом є загортання забрудненого шару ґрунту плантажним плугом на глибину 50–75 см з обертанням скиби. Це приводить до зменшення нагромадження рослинами радіоактивних продуктів у зоні переважного розташування кореневих систем у 5–10 разів.

Безперечно, внаслідок такої оранки бідних дерново-підзолистих ґрунтів, можна очікувати істотного погіршення родючості, практично, до повної її втрати. Проте у ряді випадків вона необхідна, так як знижує можливість поверхневого вітрового підйому і перенесення, змиву радіоактивних речовин, а також на порядок знижує радіаційний фон на



Рис. 11.1. Глибока оранка плантажним плугом з обертанням скиби (Японія, 2011 р.).

місцевості. Крім того, при достатньому внесенні органічних та мінеральних добрив, вапна на кислих або гіпсу на лужних ґрунтах, врожай може і не зазнавати суттєвого зниження.

Глибоке заорювання радіоактивних речовин – енергоємний захід, що вимагає багато зусиль і коштів. Тому його можна рекомендувати лише у виключних випадках під певні культури і, як правило, на невеликих площах. Хоча в Японії в районі аварій на АЕС «Фукусіма» на порівняно родючих і

потужних червоноземах він застосовувався більш успішно (рис. 11.1).

За дуже високих рівнів забруднення проводять знімання верхнього шару ґрунту. З цією метою використовують нетрадиційну для агрономічної практики шляхоприбиральну, шляхобудівельну або спеціально сконструйовану техніку (рис. 11.2).

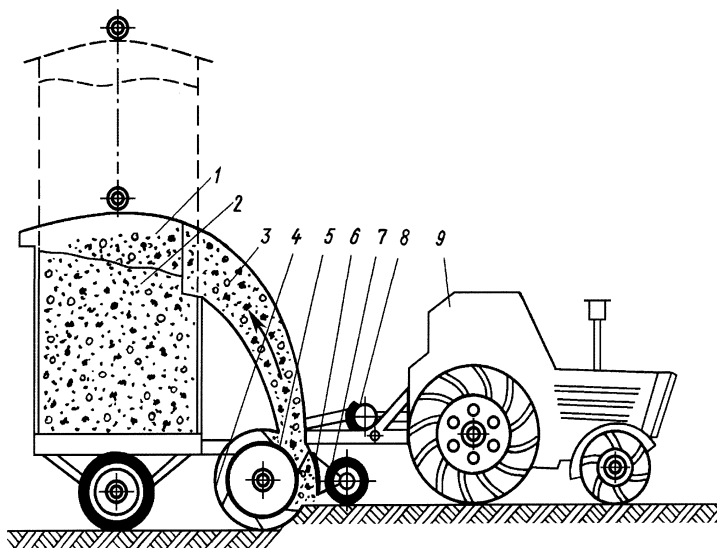


Рис. 11.2. Схема машини, що знімає забруднений радіоактивними речовинами поверхневий шар ґрунту (М.А. Корнєєв та ін., 1977):

1 – бункер для ґрунту, 2 – ґрунт, 3 – ґрунтопровід, 4 – каток-вирівнювач ґрунту, 5 – головний робочий орган – фреза-баран, 6 – шиберна заслінка, 7 – опірний каток, 8 – вал від'ємну потужності і 9 – тягач.

Проте зняття поверхневого шару на глибину усього 5 см дає до 500 м³ ґрунту з 1 га. Більш того, навіть за допомогою спеціальних машин в умовах поля практично неможливо зняти шар такої товщі, і тому об'єм ґрунтової маси може значно збільшуватись. Таку кількість ґрунту важко знімати, транспортувати, а головне – захоронити. Тому очищення поверхні ґрунту за допомогою цього прийому може бути рекомендоване лише в тих випадках, коли кількість радіонуклідів на них значно перевищує межі допустимих рівнів.

Іноді при дуже високих рівнях забруднення рекомендується засипка поверхневого радіоактивного горизонту товстим (0,5–1 м) шаром чистого ґрунту, вибраного з глибини. Безперечно, такий захід важко провести на значних територіях. Як і глибока оранка, зняття верхнього шару ґрунту, він може мати лише локальне застосування.

Більшість розглянутих прийомів, які зв'язані з обробіткою ґрунту, мають характер спеціальних заходів і ефективні лише у перший рік після випадання радіоактивних речовин. Якщо ж була проведена оранка і поверхневий забруднений шар перемішався на глибину орного шару, проведення їх часто втрачає сенс. У такому разі необхідно звернутися до інших засобів. Одним з найбільш ефективним на всі наступні роки є застосування хімічних меліорантів і добрив.

11.2.2. Застосування хімічних меліорантів і добрив

Роль хімічних меліорантів, як речовин, що покращують фізико-хімічний стан ґрунтів; мінеральних та органічних добрив, як постачальників елементів живлення рослин, в умовах забруднення угідь радіонуклідами не змінюється. Проте, вони можуть набувати нових функцій, які пов'язані з їх фізико-хімічними та хімічними властивостями. В умовах кваліфікованого застосування в певних формах, кількостях та співвідношеннях за допомогою них можна у багато разів зменшувати надходження радіонуклідів в рослини.

Вапнування та роль кальцію. Радіоактивні речовини часто-густо надходять у навколишнє середовище у вигляді нерозчинних і важкорозчинних необмінних форм. Проте з часом при контакті з водою, киснем повітря вони можуть переходити в розчинний обмінний стан. Цьому особливо сприяє кисла реакція середовища. І було помічено, що на кислих ґрунтах в рослини надходить більша кількість радіонуклідів, ніж на нейтральних чи лужних. В зв'язку з цим спосіб вапнування кислих ґрунтів, котрий широко застосовується у практиці сільського господарства, як виявляється, не тільки сприяє поліпшенню умов росту рослин, але також і зниженню надходження у них радіонуклідів.

Головним компонентом вапна є кальцій – хімічний аналог стронцію у вигляді окису, гідроокису, вуглекислої солі. Тому внаслідок конкуренції, антагонізму між ними надходження в рослини ^{90}Sr зменшується, як правило, у більшій мірі, ніж ^{137}Cs .

Вапнування застосовують звичайно на підзолистих, дерново-підзолистих, деяких болотних, торфових ґрунтах, менше на сірих лісових ґрунтах. На дерново-підзолистих і сірих лісових ґрунтах Полісся при вмісті гумусу до 3% потребу у вапні можна визначити за рН сольової витяжки з ґрунту із урахуванням його механічного складу (табл. 11.1).

11.1. Оптимальні дози вапна в перерахунку на чистий і сухий вуглекислий кальцій, т/га (Б.С.Прістер та ін., 1998)

Механічний склад ґрунту	рН сольової витяжки з ґрунту					
	4,5	4,6	4,8	5,0	5,2	5,4–6,0
Супіщаний і легкосуглинковий	4,0	3,5	3,0	2,5	2,0	2,0
Середньосуглинковий	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5

Вапнування кислих забруднених радіонуклідами ґрунтів слід вважати одним з головних засобів, що суттєво гальмують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини. Згідно з даними різних авторів, одержаних за 29 років після аварії на Чорнобильській АЕС, воно дозволяє зменшувати вміст ^{90}Sr в

картоплі до 5–10 разів, у сінні бобових трав – в 6–8 разів, в овочах – в 4–6 разів, в ягодах – в 3–5 разів. Для ^{137}Cs ці кратності, як правило, дещо нижчі.

Зрозуміло, що внесення вапна та інших вапняних матеріалів можливе лише на кислих ґрунтах. Що стосується лужних ґрунтів, то збагачення їх на кальцій може проводитися за рахунок *гіпсування*. На нейтральних ґрунтах можна вносити збалансовані кількості вапняних матеріалів та гіпсу. Але слід відзначити, що досвід гіпсування ґрунтів з метою зменшення надходження радіонуклідів в рослини значно скромніший, ніж вапнування.

Калійні добрива. Надходження ^{137}Cs в рослини та нагромадження його в урожаї у значній мірі визначається вмістом в ґрунті і в самих рослинах його хімічного аналогу – калію. З підвищенням кількості калію в ґрунті зменшується надходження ^{137}Cs в рослини. Тому внесення калійних добрив у підвищених кількостях, особливо під рослини калієфіли, є одним з головних засобів зменшення вмісту цього радіонукліду в продукції рослинництва.

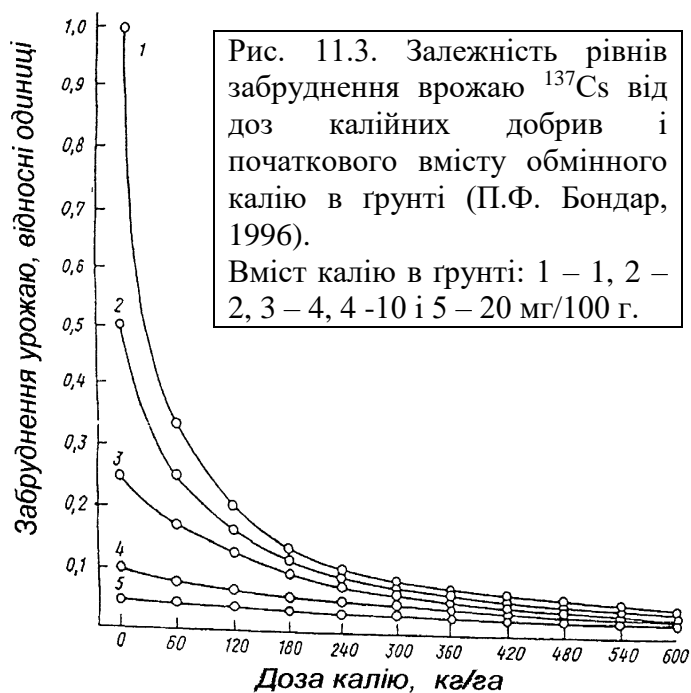
Досвід вивчення впливу калійних добрив на надходження ^{137}Cs в сільськогосподарські рослини величезний. Він однозначно свідчить про те, що їх внесення на бідних на калій ґрунтах завжди приводить до суттєвого зменшення вмісту цього радіонукліду в урожаї: в овочах і картоплі – в 4–8 разів, в зерні злаків і зернобобових – в 3–6 разів, в кормових травах, соломі злаків, льону – в 3–7 разів.

Досить суттєво знижує надходження ^{137}Cs як через корені, так і через листя некореневе підживлення рослин калієм.

В цілому накопичення ^{137}Cs рослинами обернено пропорційне вмісту в ґрунті обмінного калію. Але зниження рівнів його вмісту в рослинах залежно від дози калію носить гіперболічний характер, тобто ефективність калійного живлення у міру підвищення доз знижується. Проте збільшення кількості калію в два і три рази порівняно з загально прийнятими нормами дозволяє зменшувати надходження радіонукліду в 3–6 разів (рис. 11.3).

Підсилення калійного живлення рослин зменшує і надходження ^{90}Sr . Особливо виразно це проявляється також на підзолистих та дерново-

підзолистих ґрунтах. Так, додавання калійних добрив на дерново-підзолистих ґрунтах легкого механічного складу знижує нагромадження ^{90}Sr в урожаї зернових, картоплі і овочевих рослинах в 2–3 рази. Зменшення надходження цього радіонуклідів під впливом калійних добрив звичайно пояснюється відомим антагонізмом між калієм з одного боку, і кальцієм та ^{90}Sr з другого.



Фосфорні добрива. Солі фосфорних кислот здатні утворювати зі стронцієм, як, до речі, і з іншими елементами другої групи, слабо розчинні чи навіть практично нерозчинні сполуки типу вторинних і третинних фосфатів. На підставі цього цілком слушно було припущено, що внесення в ґрунт фосфорних добрив повинно зменшувати перехід ^{90}Sr в рослини. І досить великий масив науково-дослідницьких і виробничих даних свідчить про те, що внесення фосфорних добрив в будь-яких формах на будь-яких відмінностях зменшує нагромадження ^{90}Sr практично всіма видами рослин в 2–6 разів. Найбільш ефективними є добрива, які містять фосфати кальцію та калію. Так, внесення в ґрунт фосфатів калію у декілька разів знижує в рослинах вміст як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . Інші фосфати – амонію, натрію, магнію впливають, головним чином, тільки на кількість ^{90}Sr .

Якщо у відношенні впливу фосфорних добрив на надходження в рослини ^{90}Sr протиріч немає, то у відношенні ^{137}Cs вони існують. На деяких ґрунтах фосфорні добрива у формі суперфосфатів можуть посилювати нагромадження ^{137}Cs рослинами. Так, внесення суперфосфату на вилугуваному чорноземі зумовлює збільшення вмісту ^{137}Cs в продуктивних органах рослин в 1,5–2 рази. На бідних дерново-підзолистих ґрунтах цей ефект практично не проявляється. Азотно-фосфорне добриво без калію часто підсилює надходження ^{137}Cs в рослини на всіх типах ґрунтів. На чорноземах спостерігали збільшення майже у 4 рази.

Азотні добрива. На забруднених радіонуклідами ґрунтах слід обережно підходити до використання азотних добрив. Існує немало даних про те, що при їх внесенні збільшується накопичення в рослинах як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . Основною причиною цього вважається можливе підкислення ґрунтового розчину і зростання в цих умовах рухомості практично всіх елементів живлення, в тому числі і радіоактивних, при застосуванні традиційних для України і більшості країн Європи аміачної селітри – фізіологічно кислої форми азотних добрив, а також карбаміду, який, розкладаючись в ґрунті на аміак та вуглекислоту, здатний також сприяти зсуву реакції середовища у бік підкислення.

Саме тому на забруднених радіонуклідами ґрунтах не рекомендується збільшувати дози азотних добрив, а вносити їх у тих кількостях, що рекомендовані для звичайних умов вирощування виду на даній ґрунтовій відмінності чи навіть менших. Але дози фосфорних і калійних добрив з метою максимального зниження нахождення радіонуклідів слід збільшувати, відповідно, в 1,5 і 2 рази.

Мікродобрива. Певна роль у зниженні надходження радіонуклідів в рослини належить мікроелементам. Дія мікроелементів особливо значуща на ґрунтах з їх дефіцитом. Саме такими є ґрунти Полісся і півночі Лісостепу, найбільш піддані радіонуклідному забрудненню внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. І багатогранна роль, яку грають мікроелементи в житті

живих організмів, дозволяє припустити різні механізми їх впливу на поведінку радіонуклідів у ланці ґрунт–рослина. Деякі з них, будучи хімічними аналогами радіонуклідів, можуть вступати з ними в конкурентні відносини при надходженні з ґрунту в рослини. Вони можуть впливати на проникність клітинних мембран для радіонуклідів з певними іонними радіусами, зарядом, геометрією координаційної та електронної конфігурації; можуть активізувати або, навпаки, гальмувати системи транспорту окремих радіонуклідів; утворювати комплексні сполуки з різними речовинами, в тому числі і фізіологічно активними, котрі впливають на надходження радіонуклідів в рослини та їх пересування в окремі органи. І особливо гостро всі ці ефекти можуть проявлятися в умовах природного або штучного дефіциту мікроелементів. Саме тоді їх додаткове внесення приводить до максимально виражених позитивних результатів.

Так, внесення в ґрунт при посіві або позакореневе підживлення рослин люпину, гороху, вівса розчинами цинку, марганцю, міді, кобальту на дерново-підзолистих піщаних ґрунтах в 1,5–2 рази зменшує накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs в соломі і зерні.

Органічні добрива. Внесення в ґрунт органічних добрив збільшує ємність ґрунтового вбирного комплексу і може суттєво зменшувати надходження в рослини радіонуклідів. До того ж органічні добрива, основну масу котрих складають розкладені рештки рослин, містять у збалансованих кількостях чи близьких до таких всі необхідні для рослин макро- та мікроелементи, багато з яких знижують надходження радіонуклідів в рослини. Пташиний послід містить ще й у підвищених кількостях кальцій.

Особливо ефективним є внесення гною, перегною, низинного торфу, сапропелів на ґрунтах легкого механічного складу. При цьому органічні добрива запобігають переходу в рослини не тільки ^{90}Sr і ^{137}Cs , але й багатьох інших радіонуклідів, таких як ^{106}Ru , ^{144}Ce і навіть ^{239}Pu та ^{241}Am , які не мають хімічних аналогів-антагоністів серед елементів живлення.

При використанні органічних та інших місцевих добрив слід дотримуватися певних правил. Гній, компост, попіл, одержані в місцевості з підвищеною щільністю радіонуклідного забруднення, можуть перетворитися на джерело вторинного забруднення ґрунту. Високий рівень забруднення можуть мати і сапропелі за рахунок концентрування радіоактивних частинок з площ водозборів. Тому такі добрива не рекомендується застосовувати на полях з низьким вмістом радіонуклідів. Не слід також вносити їх на овочево-картопляних сівозмінах, продукція яких йде безпосередньо в раціон людини часто-густо без будь-якої кулінарної обробки. Найбільш доцільно використовувати такі добрива під технічні культури, на насінницьких ділянках, у сівозмінах кормового напрямку.

Таким чином, застосування хімічних меліорантів і добрив на забруднених радіоактивними речовинами ґрунтах при дотриманні певних правил і закономірностей є одним з головних засобів зменшення їх кількості в рослинах. При цьому треба враховувати і те, що зниження радіоактивності продукції рослинництва досягається не тільки за рахунок зменшення їх переходу з ґрунту, але й за рахунок розбавлення при збільшенні врожаю.

11.2.3. Зміна складу рослин у сівозміні

Як відзначалося у розділі 10, різні види рослин з неоднаковою інтенсивністю поглинають і накопичують у своїх органах окремі радіонукліди. Тому при плануванні заходів по зменшенню їх надходження в сільськогосподарські культури слід звертати особливу увагу на добір у сівозміні як видового складу рослин, так і сортового.

Кальцієфільні рослини, у першу чергу бобові, такі як люпин, люцерна, конюшина, вика, горох, квасоля, формуючи свої органи, разом з кальцієм накопичують, так би мовити „помилково” і його хімічний аналог стронцій, в тому числі і ^{90}Sr . Злаки, які поглинають кальцій у порівняно невеликих кількостях, значно менше нагромаджують і ^{90}Sr . Тому накопичення цього радіонукліду різними видами рослин при вирощуванні в однакових умовах

може відрізнятись у десятки разів. Вегетативні органи зернових і зернобобових видів нагромаджують ^{90}Sr у багато разів більших кількостях, ніж зерно.

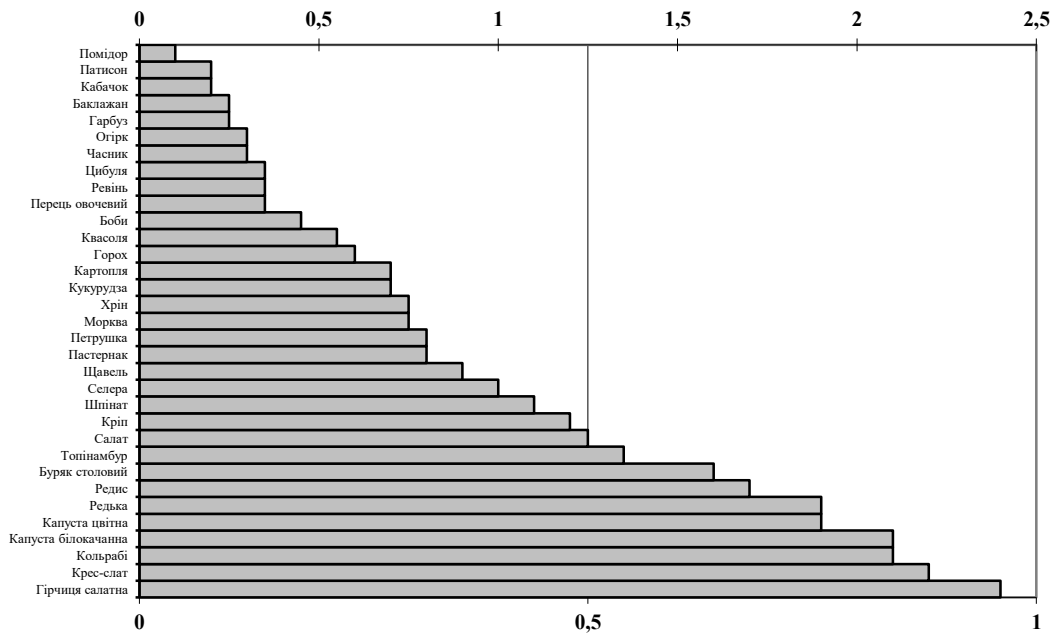
З овочевих культур, які складають значну частку в раціоні людини, мабуть найбільше усього накопичують ^{90}Sr коренеплоди і бульбоплоди (рис. 11.4, Б). По їх відносній частці у раціоні перше місце займають картопля і буряки столові. Суттєва частка належить і капусті.

Аналогічно калієфільні рослини, такі як той же люпин, кукурудза, картопля, буряки, гречка та багато інших разом з калієм у великих кількостях накопичують його хімічні аналоги з першої групи періодичної системи, в тому числі і цезій з його радіоактивними ізотопами ^{134}Cs і ^{137}Cs . В порядку зменшення вмісту ^{137}Cs у продовольчих частина окремі види рослин розміщуються у такій послідовності: зернові та зернобобові – гречка-соя-боби-квасоля-горох-овес-жито-пшениця-ячмінь-просо-тритикале-кукурудза; кормові (зелена маса) – люпин жовтий-капуста кормова-вика-соняшник-конюшина-тимофіївка-костриця безоста-кукурудза; деякі технічні – редька олійна-ріпак-буряки цукрові-соняшник-льон; овочеві – капуста-буряк столовий-салат-морква-картопля-огірок-гарбуз-помідор (рис. 11.4, А).

Міжвидові відмінності сільськогосподарських рослин у накопиченні цих радіонуклідів сягають багатьох десятків разів. Так, різниця у накопиченні ^{137}Cs у зерні гречки і кукурудзи досягає 60 разів, продуктивними органами овочевих рослин – 25 разів. Кількість ^{90}Sr в сіні бобових трав в 2–10 разів вища, ніж в злакових.

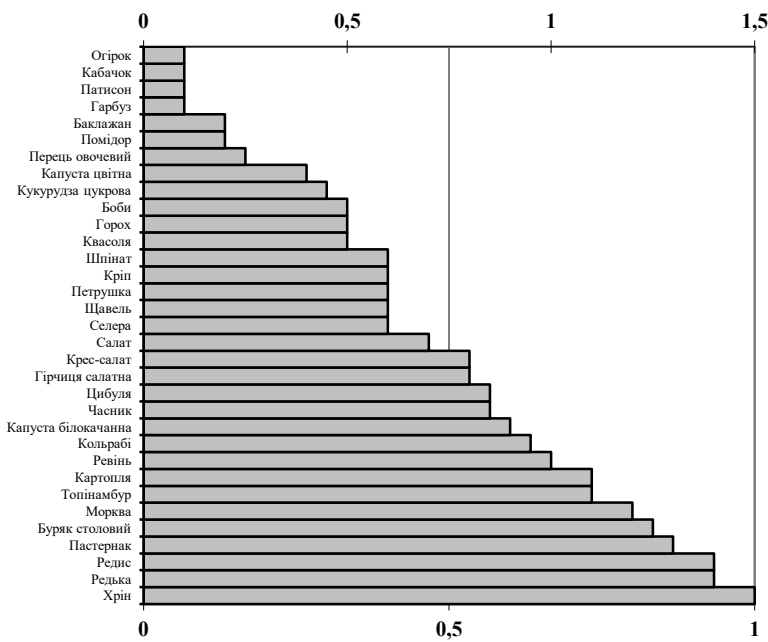
Велике значення у формуванні сівозміни на забруднених радіонуклідами території можуть мати сортові особливості рослин. Так, окремі сорти гороху за здатністю накопичувати ^{90}Sr відрізняються в 2,5 рази, а сорти ярої пшениці за здатністю нагромаджувати ^{137}Cs – майже у два рази. Що ж стосується озимої пшениці, то різниця у накопиченні цього радіонукліду різними сортами досягає 5 разів. Є відомості щодо 3-кратних коливань у накопиченні ^{137}Cs різними сортами кукурудзи, картоплі.

А



Коефіцієнт накопичення

Б



Коефіцієнт накопичення

Рис. 11.4. Відносні значення коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs (А) і ^{90}Sr (Б) продуктивними органами основних видів овочевих рослин (І.М. Гудков, 2000).

Дані про здатність тих чи інших видів рослин та їх сортів до накопичення певних радіонуклідів необхідно використовувати при організації рослинництва на забруднених радіонуклідами територіях з метою одержання продукції з мінімальною їх кількістю. Для цього вносять відповідні корективи у сівозмінах шляхом заміни видів рослин з високими K_H на такі, що мають менші їх значення. Іноді для того, щоб знизити або уникнути забруднення продукції рекомендується змінити напрям рослинництва.

Згідно з рекомендаціями Інституту землеробства НААН України, на забруднених радіонуклідами дерново-підзолистих піщаних ґрунтах слід застосовувати таку сівозміну: 1) озимі на зелений корм + післяукісна кукурудза на зелений корм, 2) озиме жито, 3) картопля, 4) овес; на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах – таку: 1) кукурудза на зелений корм та силос, 2) озиме жито, 3) картопля, 4) ячмінь з підсівом багаторічних трав (злаково-бобові сумішки), 5) багаторічні трави, 6) озима пшениця; на сірих лісових суглинистих ґрунтах та чорноземах обмежень щодо видового набору і чергування культур немає.

11.2.4. Зміна режиму зрошення

При зрошенні інтенсивність залучення радіонуклідів у біологічний кругообіг зростає. Розрізняють три головних шляхи впливу зрошення на їх нагромадження в рослинах

1. При зрошенні відбуваються істотні зміни у водному режимі ґрунту, внаслідок чого може зростати рухомість радіонуклідів і їх доступність для кореневих систем рослин;

2. Внаслідок змін характеру фізіологічних процесів, які знаходяться у зв'язку зі змінами у надходженні в рослини і транспорті елементів мінерального живлення, відбуваються зміни як у нагромадженні окремих елементів, так і радіонуклідів;

3. При зрошенні надходження радіонуклідів у рослини може йти по таких ланцюжках міграції, яких немає у богарному землеробстві (наприклад, при дощуванні перехід радіонуклідів у рослини безпосередньо з поливних вод, які містять радіоактивні речовини, через надземні органи).

Таким чином, в умовах зрошення можуть утворюватися сприятливі умови для надходження радіонуклідів в рослини. Джерелами їх можуть бути як забруднена вода, так і ґрунт.

Надходження радіонуклідів у рослини залежить від *способу поливу*. При дощуванні (а цим засобом в Україні зрошується понад 90% зрошуваних земель) забрудненою водою радіонукліди поглинаються головним чином надземною частиною рослин при попаданні поливної води на листя, квіти, плоди, стебла. В цьому випадку надходження радіонуклідів до рослин буде максимальним. При поверхневому поливі поля по борознах, напуском по смугах, затоплюванням; при підґрунтовому зрошенні, коли вода надходить по капілярах безпосередньо у кореневмісний шар ґрунту з системи підґрунтових зволожувачів; при крапельному зрошенні, коли вода підводиться до поверхні ґрунту у зоні кореневої шийки рослин, їх надходження відбувається через корені. В цьому випадку накопичення радіонуклідів буде значно меншим, оскільки частину з них поглинає ґрунт. Не можна не враховувати й того, що частина радіонуклідів затримується кореневою системою, поглинається стінками провідних судин стебла та інших органів надземної частини.

При поливі незабрудненою радіонуклідами водою, навпаки, слід віддати перевагу поливу дощуванням.

Полив чистою водою сприяє глибокому промиванню ґрунту, переносу радіонуклідів з поверхневих горизонтів у більш глибокі до зони кореневого заселення, збільшення рухомості радіонуклідів і надходженню їх у рослини.

Виділяють такі загальні правила щодо зміни *режиму зрошення*. Головним чином вони стосуються найбільш небезпечної ситуації, коли полив здійснюється водою, яка містить радіоактивні речовини. А саме така ситуація

склалася після аварії на Чорнобильській АЕС на зрошуваних землях півдня України, де полив проводиться Дніпровською водою, яка приносить радіонукліди з північної частини (приток Дніпра Прип'ять, на якому знаходиться АЕС, формує до 40% радіоактивного стоку Дніпра):

- при можливості вибору способу зрошення перевагу віддавати поверхневому поливу;
- в межах обсягу зрошувальної норми зменшити кількість поливів;
- віддавати перевагу проведенню поливів у першій половині вегетаційного періоду;
- не допускати поливу, особливо дощуванням, в період формування та визрівання частин рослин, які становлять предмет урожаю.

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

11.2.5. Застосування спеціальних речовин та прийомів

Відомо досить багато всіляких відносно простих і складних, природних та штучних речовин, внесення яких у ґрунт зменшує перехід радіонуклідів у рослини. Серед них можна виділити два основних класи – *адсорбенти і комплексонати*. Перші поглинають радіонукліди, роблячи їх недоступними для рослин, другі – утворюють з радіонуклідами складні сполуки, переводячи їх у важко розчинні не засвоювані рослинами форми або, навпаки, легко розчинні, котрі вимиваються з кореневмісного шару у глибинні горизонти ґрунту.

У якості адсорбентів найбільше розповсюдження одержали деякі природні мінерали, які мають високу сорбційну здатність щодо радіонуклідів, зокрема, цеоліти, поклади яких виявлені у Прикарпатті. Міцно і у великих кількостях поглинають і закріплюють ^{90}Sr і ^{137}Cs іліти та

вермикуліти, дещо слабкіше – монтморилоніти та каолініти. Ефективними сорбентами вважаються такі мінерали, як флогопіти, гідрофлогопіти, глауконіти, асканіти, гумбрини, біотити, бентоніти. Не дивлячись на відносну дешевизну, їх використання пов'язане з великими витратами, так як є доцільним тільки за дуже високих норм їх внесення у ґрунт – до 0,5–1% до об'єму орного шару. А це – 10–12 тон мілко розмеленого мінералу на один гектар поля. За такого разового внесення вдається знизити надходження радіонуклідів у рослини в 1,5–3 рази протягом декількох наступних років. Іноді ці мінерали відносять до меліорантів, так як їх внесення суттєво покращує механічні властивості ґрунту.

Виражену сорбційну здатність має так зване „активне вугілля” – різновид шлаків, що утворюється при спалюванні кам'яного вугілля. Його внесення на підзолистих ґрунтах у кількостях удвічі менших, ніж природних мінералів, дозволяє досягти такого ж ефекту.

В багато разів зменшує надходження у рослини багатьох радіонуклідів, в тому числі ^{239}Pu і ^{241}Am , внесення в ґрунт амінополікарбонових кислот та їх похідних. Ці речовини утворюють з радіонуклідами комплексні водорозчинні сполуки, сприяючи їх швидкому вимиванню. Однак, цей спосіб належить до дуже дорогих заходів і поки що не одержав розповсюдження у рослинництві.

Засобом прямого зниження надходження радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини є обприскування ґрунту і рослинності розчинами спеціальних хімічних сполук, які утворюють на них важкорозчинні у воді полімерні плівки. Така захисна плівка подавляє вторинний пиловий перенос радіоактивних частинок, зменшуючи тим самим ступінь аерального забруднення рослин і інших організмів радіоактивними речовинами.

До спеціальних прийомів слід віднести і фітодезактивацію ґрунтів, про яку детально розповідалося у розділі 7.

Слід відзначити, що всі розглянуті спеціальні прийоми у своїй більшості є дорого коштовними і на теперішній час мало перспективними.

Узагальнені дані, щодо дії деяких з найбільш ефективних прийомів зменшення надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини наведені у табл. 11.2.

11.2. Ефективність радіозахисних заходів у зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах

Заходи	Тип ґрунту	Кратність зниження відносно контролю	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Глибока оранка з обертанням скиби	Дерново-підзолистий	6–10	3–7
Зняття верхнього шару ґрунту	Дерново-підзолистий	4–8	3–6
Вапнування	Дерново-підзолистий Світло-сірий лісовий, торфований	1,5–4,0 1,5–2,5	1,5–2,5 –
Внесення підвищених (двократне) доз фосфорних та калійних добрив	Дерново-підзолистий, сірий лісовий Торфований	1,5–2,0 1,8	1,2–1,5 –
Внесення органічних добрив, 40 т/га та більше	Дерново-підзолистий, сірий лісовий, торфований	1,5–3,0	1,5–2,0
Спільне внесення вапна, органічних та мінеральних добрив	Дерново-підзолистий та супіщаний, сіра лісова	2,0–5,0	–
Застосування адсорбуючих мінералів (цеоліт, каолінит, вермикуліт, бентоніт)	Дерново-підзолистий, піщаний та супіщаний	1,5–2,5	1,5–2,0

Необхідно відзначити, що кожна з розглянутих комплексних систем заходів чи окремих прийомів по запобіганню переходу радіонуклідів з ґрунту в сільськогосподарські рослини в умовах одночасного застосування декількох з них можуть не давати арифметичного збільшення ступеню зниження депонування радіонуклідів рослинами. Більш того, на фоні декількох заходів їх вплив на надходження в рослини продуктів поділу може істотно змінюватися аж до зниження ефективності кожного з них при застосуванні окремо.

11.3. Основні прийоми зменшення переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва

Більше 95% радіонуклідів надходить до організму продуктивних сільськогосподарських тварин з кормом, основу якого складають рослини. З водою надходить порівняно невелика їх частка. Отже, основне завдання тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях полягає у забезпеченні тварин „чистими” кормами. На жаль, це не завжди можливе, і тому система прийомів зменшенні переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва складається з декількох прийомів: покращення кормової бази; складання раціонів; включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва і деяких організаційних заходів.

11.3.1. Покращення кормової бази

Вміст радіонуклідів у раціоні сільськогосподарських тварин і, відповідно, перехід в продукцію тваринництва залежать від низки факторів їх годівлі та утримання. Нагромадження радіонуклідів кормовими рослинами, як і іншими, у першу чергу визначається їх біологічними особливостями і типом ґрунту, на якому вони вирощуються, про що говорилося вище. Але у значній мірі воно залежить і від характеру розподілу радіонуклідів у ґрунті. На угіддях, що оброблюються, радіонукліди рівномірно розосереджується в орному горизонті. Але на цілинних землях природних луків, пасовищ і сіножатей вони зосереджуються в основному (до 90%) у верхньому 4–6-сантиметровому шарі дернини, внаслідок чого їх питома радіоактивність при однаковій загальній щільності забруднення території може у багато разів перевищувати радіоактивність ґрунту орних угідь. Така акумуляція радіонуклідів у зоні активного коренезаселення створює умови для підвищеного їх переходу в рослини. Дослідження, проведені на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах свідчать, що накопичення ^{137}Cs у кормах природних луків в багато разів вище, ніж в кормових культурах на оранці (табл. 11.3).

11.3. Коефіцієнти накопиченні (K_H) ^{137}Cs у кормах, одержаних в умовах природних луків і ораних угідь (А.М. Сироткін, 1996)

Види корма	K_H
Трава природного луку: – на зелений корм – на сіно	1,43 6,12
Тимофіївка лучна у сівозміні: – на зелений корм – на сіно	0,19 0,59
Багаторічні трави на сінаж	0,27
Кукурудза на силос	0,07

Великий вплив на забруднення продукції тваринництва радіонуклідами має стан пасовищ і луків. При випасанні худоби на бідних природних пасовищах при вибитому і слаборозвиненому травостої рівень забруднення молока і м'яса може бути у декілька разів вищим, ніж на луках з добрим травостоєм. Це пов'язане з мимовільним захватом та поїданням тваринами радіоактивних частинок ґрунту і дернини. Встановлено, що корова на таких луках протягом пасовищного періоду заковтує до 200 кг ґрунту, а вівця – до 50 кг. Це, безперечно, стає суттєвим джерелом надходження радіонуклідів до організму тварин, особливо навесні та восени, коли у періоди дощів частка надходження їх з ґрунтом може зростати.

Тому на природних пасовищах і луках рекомендується проведення заходів, які б, з одного боку, сприяли покращенню травостою, а з другого – зменшували надходження в нього радіонуклідів. Насамперед, це поверхневе та докорінне поліпшення кормових угідь.

Поверхневе поліпшення застосовують як правило, на піщаних ґрунтах, у випадках, коли угіддя не можна переорювати через загрозу ерозії, або коли у травостої збереглось до 50% цінних бобових та злакових трав. Воно передбачає поверхневе внесення вапна, азотних та підвищених рівнів фосфорно-калійних добрив. Цей захід разом зі зростанням продуктивності луків і пасовищ у 2–4 рази зменшує перехід в рослини радіонуклідів.

В інших випадках належить проводити *докорінне поліпшення* природних кормових угідь. Воно включає оранку або глибоку культивуацію угідь дисковими боронами з руйнуванням і перегортанням старої дернини, проведення вапнування кислих ґрунтів, внесення повного мінерального добрива з підвищеними, відповідно, у 1,5 і 2 рази дозами фосфорних і калійних добрив. Цей захід дає змогу зменшити перехід радіонуклідів у трави в залежності від умов і повноти здійснення прийомів в 2–10 разів.

Важливе значення при докорінному поліпшенні кормових угідь надається формуванню травостою. Ранні злакові суміші характеризуються відносно меншими рівнями накопичення радіонуклідів, ніж пізні. Але за високої інтенсивності випасання худоби використання пізніх злакових трав виявляється ефективнішим, особливо в суміщі з бобовими. Для підвищення вмісту кормового білку бажано здійснювати підсів конюшини червоної у суміщі з ранніми злаковими травами і конюшини білої – з пізніми.

Щодо вирощування кормових рослин у сівозмінах, то для одержання продукції високої якості там треба дотримуватися всіх заходів, розглянутих у попередньому підрозділі.

11.3.2. Зміна раціонів

Важлива роль у зниженні переходу радіонуклідів з кормів в продукцію тваринництва належить раціону. Шляхом зміни раціону можна у 2–5 разів знизити вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у молоці, м'ясі, яйцях, субпродуктах. Немає необхідності підкреслювати, що в основі складання раціонів повинен бути постійний контроль за станом радіоактивного забруднення кормів. Крім того, слід враховувати здатність різних видів рослин до нагромадження окремих радіонуклідів, про що йшлося вище. Велику увагу необхідно також приділяти значенням коефіцієнтів переходу ($K_{\text{П}}$) окремих радіонуклідів у різні продукти.

Так, $K_{\text{П}}$ ^{90}Sr та ^{137}Cs в молоко і м'ясо корів, в раціоні яких переважають зелені трави, в 1,5–2 рази вище, ніж у тварин, основу харчування яких

складають зерно та грубі корми. Сінний тип годівлі великої рогатої худоби в більшій мірі сприяє надходженню ^{90}Sr та ^{137}Cs у м'ясо і молоко, ніж змішаний раціон, до складу якого входять зерно та грубі корми, сіно, або силосно-концентратний раціон (табл. 11.4). Більш висока концентрація ^{90}Sr спостерігається у кістяку телят і ягнят від корів та овець, які утримуються протягом періоду вагітності на сінному раціоні. У ягнят, народжених від овець, що утримувались на змішаному та концентратному раціонах, відкладення радіонукліду у кістяку було в 4–4,5 рази нижче.

11.4. Вплив типу годівлі на надходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в організм великої рогатої худоби і одержану від неї продукцію, % (М.А. Корнєєв та ін., 1977)

Раціон	Надійшло з раціоном		Вміст у м'ясі		Вміст в молоці	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Сінний	100	100	100	100	100	100
Змішаний	35	44	33	36	43	50
Силосно-концентратний	18	48	20	18	50	57

Таким чином, найбільш несприятливі умови ведення тваринництва на сільськогосподарських угіддях, забруднених радіоактивними речовинами, створюються при екстенсивному типі годівлі тварин кормами з природних луків та пасовищ.

Для забезпечення виробництва молока і м'яса згідно з діючими нормативами встановлюють межі допустимого вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs в раціонах худоби різного виду, віку і рівня продуктивності, гранично допустимі рівні (ГДР) радіонуклідного забруднення окремих кормів, ГДР забруднення ґрунтів, де можливе виробництво кормових культур.

Границя допустимого вмісту (ГДВ) радіонукліду в раціоні визначається за співвідношенням: $\text{ГДВ} = \text{ДР} \times 100 K_K$, де ДР – допустимий рівень вмісту радіонукліду у продукті (молоко, м'ясо), Бк/л (кг) і K_K – коефіцієнт концентрування радіонукліду у тканині (молока, м'ясо) чи органі в процентах від надходження з добовим раціоном, усереднені значення яких наведені у табл. 11.5.

В табл. 11.6 як приклад наведений раціон для корови з допустимими рівнями вмісту ^{90}Sr і ^{137}Cs , а в табл. 11.7 допустимі рівні їх вмісту у раціонах різних видів тварин, що забезпечують одержання продуктів в межах діючих у теперішній час нормативів (ДР-2006).

11.5. Усереднені значення коефіцієнтів концентрування (K_K) ^{90}Sr та ^{137}Cs для деяких видів продукції тваринництва, % від вмісту в раціоні на 1 кг продукту (Б.С. Прістер та ін., 1998)

Вид продукції	Радіонукліди	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко коров'яче: стійловий період	0,14	0,7
пасовищний період	0,14	0,9
Яловичина	0,04	4
Свинина	0,10	15
Баранина	0,10	15
М'ясо куряче	0,20	450
Яйця	3,20	3,5

11.6. Приблизний раціон для корови з надоем 10 кг молока у добу і гранично допустимий вміст (ГДВ) радіонуклідів у стійловий період (Л.М. Романов та ін., 1998)

Корм	Маса, кг	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	Бк/добу	Бк/кг	Бк/добу
Сіно	3	2600	7800	100	3000
Солома	2	1850	3700	370	740
Сінаж сіяних трав	6	500	3000	300	1800
Буряк кормовий	10	100	1000	200	2000
Силос кукурудзяний	10	50	500	150	1500
Концентрати	3	100	300	200	600
Разом:	34		16300		9640

11.7. Допустимі рівні вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs у добових раціонах тварин, що забезпечують одержання продуктів в межах діючих нормативів (М.М. Лазарев та ін., 1998)

Продукти	^{90}Sr		^{137}Cs	
	в раціоні тварин, Бк	в продукті, Бк/кг	в раціоні тварин, Бк	в продукті, Бк/кг
Молоко коров'яче	20000	20	10000	100
Яловичина	33340	20	5000	200
Свинина	20000	20	667	200
Баранина	20000	20	667	200
М'ясо куряче	10000	20	22	200
Яйце (меланж)	625	20	2900	100

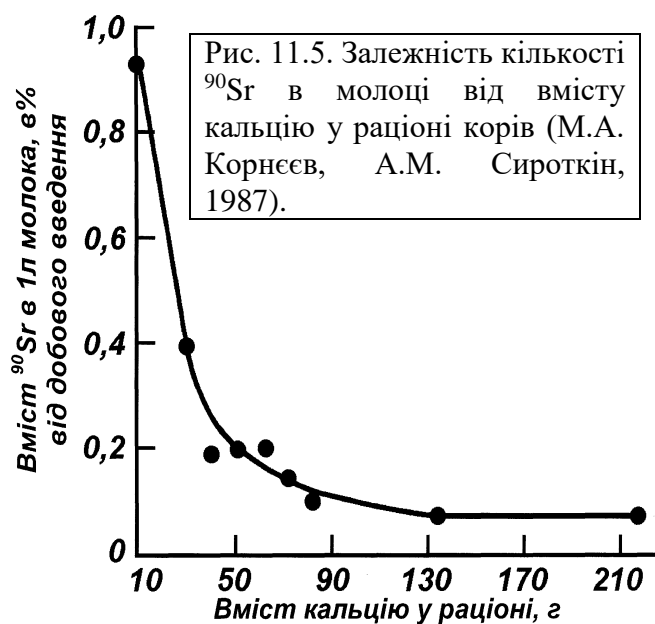
11.3.3. Включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію

Важливу роль у запобіганні переходу в організм сільськогосподарських тварин радіонуклідів відіграє оптимізація мінерального живлення. Найбільше практичне значення у цьому відношенні, як і при розробці систем мінерального живлення рослин, являє кальцієве і калійне живлення. Кальцій в організмі хребетних тварин грає особливу роль, складаючи основу скелета, а у ссавців – ще й головний мінеральний компонент молока. При дефіциті в організмі кальцію його місце можуть посідати хімічні аналоги – в першу чергу елементи другої групи періодичної системи, серед котрих знаходиться і стронцій. Саме тому порушення кальцієвого живлення може призводити до збільшення накопичення в організмі тварин ^{90}Sr . У той же час збагачення раціону кормами, які містять кальцій, наприклад, бобовими травами, додавання мінерального підкорму у вигляді вуглекислих, а особливо фосфорнокислих, солей кальцію являє собою дешевий і доступний спосіб обмеження переходу ^{90}Sr із шлунково-кишкового тракту в тканини – тобто в продукцію тваринництва.

Так, додавання вуглекислого кальцію до раціону телят і поросят протягом одного місяця зменшувало відкладення в організмі цього радіонукліду приблизно удвічі. Введення кальцію до раціону корів знижує його вміст в молоці у 8–12 разів (рис. 11.5). При цьому зростання рівня кальцію в кормах понад 80 г на добу, що є верхньою межею нормальної фізіологічної потреби тварин у цьому елементі (40–80 г на добу), практично вже не впливає на нагромадження радіонукліда.

В науковій літературі дуже мало даних про вплив калійного живлення на нагромадження ^{137}Cs в організмі тварин, хоча, все ж таки, є поодинокі повідомлення про ефективність додавання до раціону солей калію щодо зменшення його переходу в продукцію тваринництва. Враховуючи це, а також винятково важливе значення калію у функціональній діяльності фізіолого-біохімічних систем тварин, зокрема клітинних мембран,

вуглецевого обміну, синтезу багатьох ферментів, гормонів, можна стверджувати, що збагачення раціону за рахунок кормів, які містять більшу кількість калію сприятиме зменшенню в них нагромадженню цього радіонукліда. Це, передусім, кукурудзяний силос, картопля, кормові буряки, деякі види кормових злакових і бобових трав.



Мало вивчений і вплив натрію на нагромадження ^{137}Cs , який також його хімічним аналогом, хоча і відома його роль у багатьох фізіологічних процесах. Враховуючи антагоністичні відносини між калієм і натрієм, можна припустити, що на надходження ^{137}Cs впливають не тільки абсолютні їх кількості в організмі, а також і співвідношення між ними.

Значна роль у зменшенні надходження радіонуклідів в організм тварин, а також у підвищенні їх стійкості до іонізуючих випромінювань належить *мікроелементам*. Особливо це стосується регіонів Полісся, ґрунти яких і, відповідно, корми, бідні не тільки за вмістом основних макроелементів, але й більшості біологічно важливих мікроелементів, таких як йод, фтор, цинк, кобальт, марганець, мідь, селен та інших. Збагачення раціону тварин солями цих елементів може стати важливим заходом в системі ведення тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях.

Окрім того, застосування прийомів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів в рослини, зокрема вапнування угідь, збільшення доз фосфорних добрив призводить до зв'язування багатьох мікроелементів в ґрунті і зменшенню їх кількості у рослинах, а, відповідно, і в раціоні тварин. Це може стати причиною ряду захворювань тварин, відомих під загальною назвою гіпомікроелементозів. Тому слід періодично на основі даних про вміст мікроелементів в кормах, воді, молоці, крові, м'ясі уточнювати необхідні дози їх солей у раціонах тварин.

Відомі речовини, які здатні знижувати перехід радіонуклідів з кормів до тканин тварин. До них належить велика група різних за хімічною будовою сполук, котрі при додаванні у раціон зв'язують радіонукліди у шлунково-кишковому тракті, зменшуючи їх всмоктування. Вони одержали назву *ентеросорбентів*. Таку дію мають *альгірати* – солі альгінових кислот, які виділяють з деяких видів бурих водоростей. Додавання альгіратів і навіть самих водоростей до раціону тварин знижує відкладання ^{90}Sr у тканинах у 1,5–2 рази. Схожий ефект мають *пектинові речовини*, яких багато містять коренеплоди і особливо буряки, в тому числі й кормові, гарбуз, плоди кісточкових ті сім'ячкових фруктових порід.

Надзвичайно високою ефективністю щодо обмеження всмоктування ^{137}Cs у шлунково-кишковому тракті тварин – не тільки ссавців, але й птиці, відзначається згаданий в розділі 7 *фероцін* та його похідні – фероціаніди заліза, кобальту, нікелю. Фероціаніди утворюють з ^{137}Cs нерозчинні сполуки, які не проникають через стінки шлунку та кишок і виводяться з організму звичайним шляхом.

Фероціаніди вводять тваринам у вигляді порошку з кормом, з різними наповнювачами, у складі кормосумішей, брикетів-лизунців з мінеральними елементами. Певне розповсюдження у скотарстві знайшли спеціальні великі воскові пілюлі з фероціном – болюси. Кожній корові на початку пасовищного періоду безпосередньо у рубець через рот за допомогою простого пристосування – болюсоін'єктора вводиться 2–3 болюси. При їх

терті фероцін поступово вивільнюється, змішується з кормом, який сорбує радіонуклід, не даючи йому всисатися у кров. Болюси утримуються у рубці 2–3 місяці, після чого вводяться нові.

Як ефективні ентеросорбенти використовуються і *цеоліти* у вигляді простого розмеленого мінералу (кліноптилоліт) і модифікованого шляхом спеціальної обробки (хумоліт), котрі додаються до концентрованих кормів у кількостях до 10%. У молоці це забезпечує зниження вмісту ^{137}Cs в 1,5–3 рази, у м'ясі різних тварин – в 1,5–3 рази.

Всі ці речовини, котрі зменшують накопичення радіонуклідів в організмі, блокуючи їх включення в тканини шляхом конкурентної взаємодії, сорбції, утворення комплексних сполук чи за допомогою інших механізмів, відносяться до класу радіоблокаторів. Що стосується радіодекорпорантів – речовин, які прискорюють виведення радіонуклідів з організму, то вони у тваринництві практично не застосовуються в зв'язку з дороговизною.

11.3.4. Організаційні заходи

До цієї групи належить один з найрадикальніших заходів – *перепрофілювання господарств*. Так, у господарствах, розташованих на малородючих заболочених ґрунтах з великими значеннями K_{H} і $K_{\text{П}}$ радіонуклідів в рослини і високою щільністю забруднення навіть зі застосуванням захисних прийомів досить важко одержати молоко, яке відповідало б нормативним вимогам. Або витрати на реалізацію цих прийомів стають не вигідними. У такому випадку доцільніше перепрофілювати молочне скотарство на м'ясне.

На територіях, де внаслідок дуже сильного радіонуклідного забруднення неможливе утримання продуктивних тварин, але допустима трудова діяльність, доцільно займатися розведенням та вирощуванням коней. Для коней можна використовувати кормові ресурси забруднених територій практично без обмежень. Без обмежень можна вести звірівництво. Проте для одержання хутра з допустимим вмістом радіонуклідів в заключний період

виращування тварин необхідно переводити на чисті корми. Також без обмежень можна вести бджільництво, так як квітка, як остання ланка на міграційному шляху радіонуклідів з кореня, є найменш забрудненим органом рослини.

Зважаючи на те, що періоди піввиведення радіонуклідів для сільськогосподарських тварин-савців суттєво не відрізняється від таких значень для людини, що були наведені в табл. 10.6, важливим заходом по зменшенню їх кількості в організмі, зокрема радіоцезію у м'ясі жуйних, для яких він складає лише 20–30 діб, треба вважати переведення тварин на декілька тижнів перед забоєм на максимально „чисті” корми. За нестачі кормів з низьким вмістом радіонуклідів у цей період слушно додавати у раціон сорбенти. Але навіть без їх додавання через 2–3 місяця годівлі чистими кормами кількість ^{137}Cs , як правило, зменшується у 6–10 разів. У сполученні ж з сорбентами ефективність прийому зростає.

Узагальнені дані про ефективність деяких радіозахисних заходів у тваринництві наведені у табл. 11.8.

11.8. Ефективність заходів у зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в продукції тваринництва

Заходи	Кратність зниження відносно контролю	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Поверхнєве покращення луків та пасовищ	1,5–6,0	1,0–5,0
Докорінне покращення луків та пасовищ	1,5–10,0	1,5–5,0
Додавання у корми фероцину	2,0–5,0	0
Перевід тварин перед забоєм на 1 місяць на чисті корми	2,0–4,0	0

Безперечно, при здійсненні заходів, спрямованих на зниження накопичення радіонуклідів як в продукції рослинництва, так і тваринництва слід враховувати не тільки їх ефективність, але й економічну доцільність. Навряд чи є сенс зосереджувати увагу на коштовних спеціальних заходах, якими б ефективними вони не були, але які на сьогоднішній день не можуть виправдати одного з основних принципів концепції радіаційної безпеки „ризик-вигода”. Цією концепцією слід керуватися завжди при спробах

використання забруднених угідь для одержання „чистої” сільськогосподарської продукції.

11.4. Очищення сільськогосподарської продукції від радіонуклідів

Якими б ефективними не були радіозахисні заходи при веденні рослинництва і тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях, одержана сировина і продукти харчування далеко не завжди відповідають санітарно-гігієнічним нормативам щодо вмісту радіонуклідів. Проте це зовсім не означає, що така продукція повинна бути знищена. За деяких технологічних переробок, які передбачають її розподіл на декілька компонентів, може виявитись, що переважна частина радіонуклідів зосереджується тільки у деяких з них. Нерідко таким компонентом стає не основний, а супутній продукт переробки. Необхідно також мати на увазі, що радіонукліди надходять у рослини, переходять у організм тварин і транспортуються по тканинах переважно у формі розчинених у воді речовин. Тому зосереджуються вони переважно у водяній частині продукції і переходять під час переробки до водного розчину. Внаслідок цього будь-яка технологічна переробка продукції, яка передбачає відокремлення води шляхом віджимання, фільтрування, центрифугування та інших засобів, але не висушування і концентрування, буде приводити до її дезактивації. Такі прийоми дозволяють зменшити вміст дозоутворюючих радіонуклідів у 1,5–10 і більш разів, доводячи кінцевий продукт до необхідного рівня.

Більш того, деякі спеціалісти серед всіх радіозахисних прийомів надають перевагу саме технологічним переробкам, вважаючи контрзаходи у рослинництві і тваринництві економічно не вигідними.

11.4.1. Очищення продукції рослинництва

Існують досить прості прийоми очищення деяких видів продукції рослинництва, і складні технології, які можуть бути здійснені тільки за

промислових умов. Так, оскільки мінералізовані плівки і оболонки бульбоплодів, коренеплодів, цибулин та інших овочевих культур, продукція котрих часто-густо без будь-якої кулінарної обробки попадає на стіл споживача, можуть бути забруднені частинками ґрунту, містять багато солей кальцію і калію, а з ними, відповідно, стронцію і цезію, *промивка водою*, ретельне глибоке очищення дозволяє значно знизити кількість в них радіонуклідів. У коренеплодів найбільш забрудненими частинами є головка і кінчик, у голівці капусти – качан, у цибулин – денце, у салатних видів – прикореневі частини. При очищенні це треба враховувати.

Внаслідок *очищення зернівок* зернових та круп'яних культур, борошно, крупи містять у 1,5–2 рази менше радіонуклідів, ніж зібране зерно. Тому, чим вище сортність таких продуктів, хлібобулочних виробів, тим нижчий у них вміст радіоактивних речовин.

При *варінні, засолюванні, маринуванні овочів* відбувається додаткове, часом значне, їх очищення від радіонуклідів. Зрозуміло, що радіонукліди при цьому переходять, відповідно, у відвар, розсіл, маринад.

Дуже високого ступеня очищення продукції можна досягти при *переробці забрудненої радіонуклідами картоплі на крохмаль*. Технологія виділення крохмалю передбачає подрібнення бульб з наступним відокремленням клітинного соку та видобуванням крохмальних зерен промиванням водою. За цих операцій переважна частина радіонуклідів відходить з водою, а одержаний продукт – полісахарид крохмаль містить їх у середньому в 50 разів менше, ніж сама картопля. Аналогічним шляхом після попереднього намочування у воді видобувається крохмаль із зерна злаків.

При переробці будь-якої вуглеводвмісної продукції рослинництва і плодівництва на *етиловий спирт* практично всі радіоактивні речовини, як між іншим, і нерадіоактивні, залишаються у середовищі бродіння. Одержаний же внаслідок дистиляції продукт виявляється у тисячу і більше разів чистішим за вихідний матеріал.

Забруднення радіонуклідами „не небезпечне” для цукрових буряків. Технологія *одержання цукру* складається з подрібнення коренеплодів на тонку стружку і наступного вимивання його гарячою водою, до якої разом з цукром переходять і всі радіонукліди. Але за наступних операцій видалення та очищення цукру – дефектації, сатурації, сульфитації, випаровування, фільтрації, уварення і, зрештою, кристалізації, одержується так званий „білий цукровий пісок” з кількістю радіонуклідів у 50–70 разів меншою, ніж у коренеплодах.

Надзвичайно високий ступень очищення продукції із дуже забруднених радіонуклідами рослин досягається при *одержанні рослинних олій* з насіння соняшнику, льону, конопель та інших видів рослин. Технологія одержання олій передбачає проведення таких операцій як віджимання рідкої фракції, екстрагування жиру, його дистиляція та очищення. Головна операція – екстрагування жирів здійснюється за допомогою органічних розчинників, у яких ^{90}Sr , ^{137}Cs та інші радіонукліди не розчиняються. І вже на цьому етапі можна одержати практично чистий від радіоактивних речовин проміжний продукт, який у перебігу наступної дистиляції та очищення шляхом відстоювання, фільтрації, гідратації, а, особливо, рафінування, доводиться до надзвичайно високого ступеня чистоти.

Саме тому зазначені технічні культури рекомендуються для вирощування на особливо забруднених радіоактивним речовинами територіях, де вирощування інших сільськогосподарських рослин неможливе або недоцільне з економічної точки зору.

Забруднена радіонуклідами, непридатна навіть для годівлі тварин біомаса рослин може бути використана для прямого *одержання харчового та кормового білку*. Ця новітня біотехнологія, яка вже досить широко застосовується у деяких країнах, в Україні знаходиться на стадії вивчення. Вона передбачає виділення білку безпосередньо з зеленої маси шляхом віджимання клітинного соку і наступної коагуляції з нього, згідно спеціальної технології, чистого білку, який містить в десятки разів менше

радіоактивних речовин, ніж рослини. Такий білковий препарат являє собою надзвичайно цінний продукт для харчової промисловості і як добавка до концентрованих кормів сільськогосподарським тваринам.

Ця технологія може знайти застосування при утилізації забрудненої радіоактивними речовинами біомаси рослин, що одержується внаслідок проведення фітодезактивації ґрунтів, про яку говорилось вище.

Не всі розглянуті прийоми переробки продукції рослинництва можна назвати її очищенням. Все ж таки в результаті їх застосування часто одержується хоча і чистий, але інший продукт. Проте вони свідчать про можливий раціональний підхід до використання забрудненої радіонуклідами продукції рослинництва, зрештою – шляхи її утилізації.

11.4.2. Очищення продукції тваринництва

Концентрація радіонуклідів в продукції тваринництва також може бути суттєво знижена внаслідок її переробки чи обробки. При цьому досить відчутний ефект може бути досягнутий і при використанні звичайних прийомів. Кращим прикладом є дезактивація молока – основного дозоутворюючого компонента в раціоні людини, особливо дітей.

Так, після *сепарації* цільного коров'ячого молока лише 8–16% ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs залишається у вершках, а решта переходить до відвійок. Дво-триразове промивання вершків теплою водою та знежиреним молоком зменшує кількість в них ^{90}Sr ще у 50–100 разів. При переробці вершків на вершкове масло значна частина радіонуклідів переходить до скотин і промивних вод. Кількість ^{90}Sr , ^{131}I та ^{137}Cs у маслі при цьому зменшується до 35, 75 та 50% відповідно їх концентрації у вершках. Перетоплення масла дозволяє видалити з нього практично повністю ^{90}Sr та ^{137}Cs і ще 10% ^{131}I . Переробка молока на знежирений сир веде до зниження вмісту ^{90}Sr та ^{137}Cs на 90%, а ^{131}I – на 70%. Отже, не викликає сумнівів, що з забрудненого радіонуклідами молока доцільно виробляти деякі продукти і в першу чергу вершки та вершкове масло. Це переконливо ілюструє табл. 11.9.

11.9. Перехід ^{90}Sr та ^{137}Cs із забрудненого
молока в молочні продукти
(А.С. Соколов та ін., 1998)

Продукт	% від вмісту у незбираному молоці	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко незбиране	100,0	100,0
Молоко знежирене	92,0	85,0
Вершки	8,0	15,0
Сколотини	6,5	13,5
Сир знежирений	12,0	10,0
Вершкове масло	1,5	2,5
Молочний жир (топлене масло)	<0,1	<0,1

Продукти переробки молока розрізняються, іноді досить суттєво, по кількості радіонуклідів – ^{90}Sr концентрується переважно у багатих на білки продуктах, а ^{137}Cs в основному залишається у сироватці та сколотинах. Оскільки жири не утворюють комплексів із лужними та лужноземельними металами, невелика частка цих радіонуклідів переходить у вершки і зовсім мала – у масло. Прямі залежності, наведені на рис. 11.6 свідчить про те, як із збільшенням жирності вершків та одночасним зменшенням вмісту у них білку зменшується вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs – першого у 2,7 і другого – у 2,3 рази.

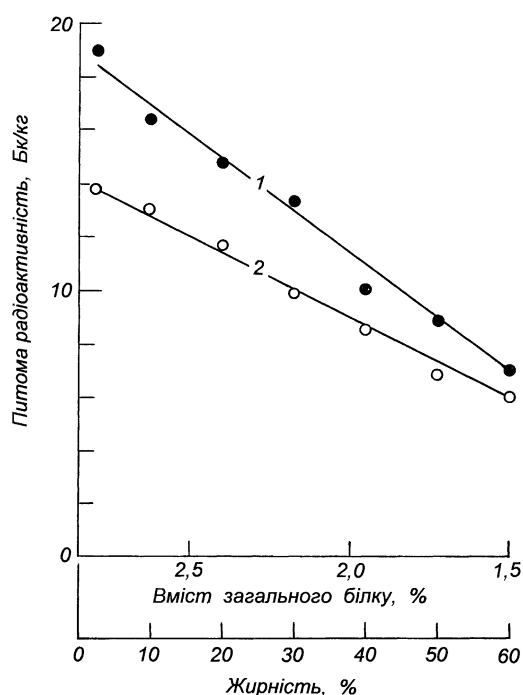


Рис. 11.6. Кінетика зниження питомої радіоактивності ^{90}Sr (1) та ^{137}Cs (2) у вершках зі збільшенням їх жирності та зменшенням вмісту білку в процесі технологічної переробки молока (Ф.А. Федін та ін., 1992, 1993).

Це, однак, не відноситься до галогену йоду, котрий йодує жири, утворюючи з ними міцні сполуки. Саме тому ^{131}I може концентруватись у маслі, як і в інших жирах. Але, зважаючи на короткий період піврозпаду ^{131}I (8 діб), витримування забрудненого масла в холодильнику протягом 40–50 діб дозволяє дочекатись практично повного його зникнення в межах допустимого часу зберігання продукту. Цей прийом був широко застосований навесні 1986 р., що дозволило уникнути великих втрат молока.

Існують також засоби, за допомогою яких можна здійснювати очищення молока від радіонуклідів без суттєвої зміни його хімічного складу та властивостей. Застосування пірофосфатів, які зв'язують стронцій, дозволяє протягом доби вилучити з молока до 80% ^{90}Sr . За допомогою іонообмінних смол можна швидко і досить ефективно очищати молоко і від інших радіонуклідів. Так, один об'єм відомого аніоніту Дауеск 2 дозволяє вилучити більш як 95% ^{131}I та 50% ^{90}Sr з 230 об'ємів молока. Створені також установки з очищення молока від ^{137}Cs шляхом сорбції його на фероцині.

Але найбільш ефективним є електродіалізний метод очищення молока, котрий дозволяє вивести з нього до 90% ^{90}Sr . А при електродіалізі через аніонообмінні мембрани з нього вилучається до 99% ^{137}Cs і до 70–90% ^{131}I . Собівартість молока при цьому збільшується лише на 10%.

Кулінарна обробка, яка складається з *вिवарювання м'яса*, є досить ефективним засобом його очищення. Виварювання кісток практично не впливає на вміст ^{90}Sr , який, як і кальцій, міцно включається у їх структуру – в бульйон переходить лише 0,01–0,2%. В процесі ж варіння м'яса 7-місячного бичка у бульйон переходить до 60% ^{90}Sr і ^{137}Cs , а після додавання до води лимонної або молочної кислоти – до 75–85%. Приблизно стільки ж цих радіонуклідів переходить до бульйону при варінні курячого м'яса. При цьому половина радіонуклідів переходить у бульйон протягом перших 10 хв., але далі із збільшенням часу темпи вивільнення радіонукліду падають (рис. 11.7). Отже, виварювати м'ясо довше не має сенсу. І ця перша порція бульйону без особливого жалю може бути відкинута.

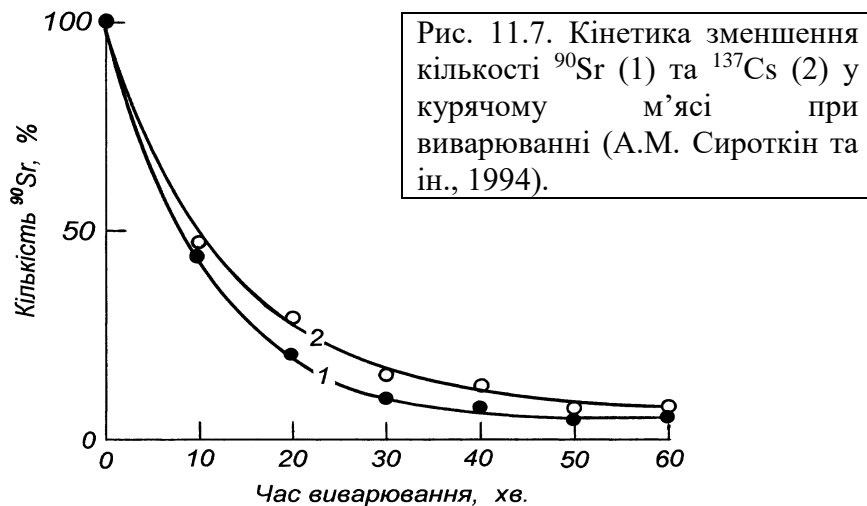


Рис. 11.7. Кінетика зменшення кількості ^{90}Sr (1) та ^{137}Cs (2) у курячому м'ясі при виварюванні (А.М. Сироткін та ін., 1994).

Знизити кількість радіоактивних речовин у м'ясі в декілька разів можна шляхом тривалого (10–12 год.) його промивання у проточній воді, вимочування у 0,8–1%-х розчинах повареної (кухонної) солі з наступним промиванням. Досить ефективним є вимочування м'яса у підкисленій оцтовою, лимонною кислотами воді. Ступінь очищення м'яса при цьому залежить від розмірів шматочків, тривалості вимочування, кількості обробок, реакції середовища, ступеня забрудненості, хімічної природи радіонукліду.

При перетопленні сала більш як 95% ^{137}Cs залишається у шкварках, внаслідок чого кількість його в топленому жирі зменшується в 20 разів.

Для оцінки ступеню зниження радіоактивності продукції внаслідок застосування окремих прийомів існує *коефіцієнт очищення продукції* ($K_{\text{оп}}$) від радіонуклідів, який визначається відношенням питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнту переходу ($K_{\text{п}}$). В табл. 11.10 приведені значення $K_{\text{оп}}$, які можна одержати після застосування деяких кулінарних обробок і технологій.

В табл. 11.11 наведені узагальнені і усереднені дані щодо впливу деяких чисто кулінарних обробок і технологічних переробок на зниження вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr у деяких видах продукції рослинництва і тваринництва. Вони свідчать про дуже високу радіозахисну ефективність деяких з них.

11.10. Вплив кулінарних обробок та харчових технологій на коефіцієнт очищення ($K_{оп}$) м'яса (яловичина, свинина, баранина, кролятина) від ^{137}Cs (Л.О. Матола, М.Л. Долгий, 1993)

Методи обробки продукції	Коефіцієнт очищення продукції ($K_{оп}$)
Запікання	0,5–0,8
Варіння	0,25–0,5
Тушкування	0,5–0,6
Смаження	0,5–0,8
Соління	0,1–0,6
Засіл	0,05–0,9
Маринування	0,1–0,3
Консервування	0,5
Виробництво ковбас	0,25–0,95

11.11. Радіозахисна ефективність технологічних переробок продукції рослинництва і тваринництва

Технологія		Кратність зниження	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Рослинництво	Промивка картоплі та овочів	1,5–3	1,5–3
	Очищення зернівок зернових культур	1,5–2	1,5–2
	Виварювання картоплі та овочів (10 хв.)	1,5–2	–
	Дворазове виварювання грибів (по 10 хв.)	2–4	–
	Виварювання грибів (60 хв.)	5–10	2–3
	Переробка картоплі і зерна на крохмаль	10–15	10
	Переробка олійних рослин на олію	100–200	100–200
Тваринництво	Переробка вуглеводмісної продукції на спирт	500–1000	500–1000
	Переробка молока на вершки	6–12	5–10
	Переробка молока на сири	6–10	2–5
	Переробка молока на масло	30	30
	Виварювання м'яса і риби (10 хв.)	2–4	–
Вимочування м'яса в харчових кислотах (1 доба)	2–3	–	

На цьому можна завершити розгляд окремих прийомів щодо особливостей ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях. Викладений матеріал свідчить, що *стратегія виробництва продукції рослинництва і тваринництва з мінімальним вмістом радіоактивних речовин – це багатоешолонований комплекс радіозахисних заходів протягом всього харчового ланцюжка на шляху їх до людини.* Ця

стратегія передбачає найактивніше втручання спеціалістів сільського господарства у всі ланки цього ланцюга: ґрунти–рослина, рослина (корми)–тварина, продукція рослинництва і тваринництва–людина з метою блокування переходу і накопичення радіонуклідів у кінцевому продукті. І чим на більш ранньому етапі цього переходу дане завдання буде вирішене, тим ефективнішим буде захист людини від дії іонізуючої радіації.

Система розглянутих заходів при повному чи частковому їх застосуванні, як вже відзначалось, не дає простого арифметичного підсумовування радіозахисних ефектів. Проте вона дозволяє в багато разів зменшувати накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими рослинами та в організмі сільськогосподарських продуктивних тварин і навіть на дуже забруднених ґрунтах в більшості випадків одержувати продукцію, що відповідає вимогам радіаційної безпеки, суттєво зменшити дозу опромінення населення, яке мешкає на забруднених радіонуклідами територіях.

І в табл. 11.12 з урахуванням внеску окремих продуктів харчування у раціон людини наведені усереднені дані про ефективність радіозахисних заходів – контрзаходів щодо зниження дози опромінення людини.

11.12. Ефективність радіозахисних заходів і технологій щодо зменшення дози опромінення людини

Заходи і технології		Ефективність щодо зниження дози
Обмежувальні	Зменшення споживання молока, що виробляється у місцевих умовах	20–50%
	Виключення споживання продукції лісу	0–50%
Превентивні	Вапнування кислих ґрунтів	1,5–3 рази
	Внесення фосфорно-калійних та органічних добрив	1,5–3 рази
	Покращення луків і пасовищ	2–4 рази
	Застосування ентеросорбентів у тваринництві	1,5–4 рази
	Перевід тварин перед забоєм на чисті корми (до 2 місяців)	1,5–2 рази
	Кулінарна обробка продукції рослинництва і тваринництва	10–30%
	Переробка молока у вершки, сири і масло	20–50%
	Високотехнологічні переробки забрудненої продукції (одержання цукру, олій, крохмалю та ін..)	5–25%

І як вони свідчать, зменшення дози у декілька разів є цілком реальним завданням. При цьому найбільш ефективними з них є систематичні фундаментальні заходи в рослинництві і тваринництві, пов'язані з покращенням агрохімічних властивостей ґрунтів і кормової бази тваринництва.

Контрольні запитання до розділу 11:

1. Завдання сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях.
2. Основні комплексні системи зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарські рослини.
3. Прийоми обробітку ґрунту, що зменшують перехід радіонуклідів в рослини.
4. Роль вапнування та гіпсування ґрунтів у запобіганні надходження радіонуклідів у рослини.
5. Вплив окремих мінеральних добрив на надходження радіонуклідів в рослини.
6. Роль органічних добрив у зменшенні надходження радіонуклідів у рослини та особливості їх застосування.
7. Здатність окремих видів рослин щодо накопичення радіонуклідів.
8. Принципи підбору сільськогосподарських культур у сівознах на забруднених радіонуклідами територіях.
9. Основні правила проведення зрошення на забруднених радіонуклідами угіддях.
10. Суть прийому фітодезактивації ґрунту.
11. Основні заходи щодо зменшення надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин.
12. Суть агротехнічних прийомів покращення луків і пасовищ.
13. Роль раціону годівлі тварин у переході радіонуклідів в продукцію тваринництва.
14. Вплив вмісту в раціоні лужноземельних та лужних металів на перехід радіонуклідів в продукцію тваринництва.
15. Роль ентеросорбентів у запобіганні всмоктування радіонуклідів у шлунково-Кишковому тракті тварин.
16. Суть перепрофілювання тваринництва на забруднених радіонуклідами територіях.
17. Підстави допустимості ведення конярства, звірівництва і бджільництва на забруднених радіонуклідами у високих рівнях територіях.
18. Смысл переводу тварин перед забоєм на „чисті” корми.
19. Можливості кулінарної обробки в очищенні продукції рослинництва та тваринництва від радіонуклідів.
20. Основні технологічні прийоми переробки продукції рослинництва, які сприяють очищенню продукції рослинництва від радіонуклідів.
21. Первинна технологічна переробка забрудненого радіонуклідами молока як основний спосіб одержання „чистої” продукції.
22. Можливості очищення від радіонуклідів незбираного молока.
23. Способи очищення від радіонуклідів м'яса.

12. ВИКОРИСТАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У БІОЛОГО-ПРИРОДНИЧИХ СФЕРАХ ДІЯЛЬНОСТІ ЛЮДИНИ

12.1. Радіаційна техніка, що використовується в радіаційно-біологічних технологіях. 12.2. Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві. 12.2.1. Радіаційно-біологічні технології в рослинництві. 12.2.2. Радіаційно-біологічні технології в тваринництві. 12.3. Використання іонізуючих випромінювань в харчовій промисловості. 12.4. Використання іонізуючих випромінювань в медицині.

Розвиток загальної радіобіології та окремих її напрямів відкрив широкі перспективи для використання виявлених закономірностей прояву радіобіологічних ефектів в різних сферах діяльності людини: медицині, сільському господарстві, мікробіологічній, фармацевтичній, харчовій промисловості та інших. Але практичне використання іонізуючих випромінювань вимагає не тільки знання таких закономірностей, а й розробки спеціальних прийомів і операцій, створення принципово нової опромінювальної техніки. Саме при такому комплексному розвитку науки, технології і техніки в радіобіології виникла нова область – *прикладна радіобіологія*. Вона поєднує результати фундаментальних досліджень радіобіологічних явищ, які можуть бути покладені в основу певних технологічних процесів, з кращими техніко-економічними показниками, включає розробку та створення приладів і установок для опромінення живих об'єктів на певних етапах цих технологій при забезпеченні умов радіаційної безпеки людини. Саме тому на стикові технологічних наук і прикладної радіобіології виникла ціла низка так званих радіаційно-біологічних технологій (РБТ).

Радіаційно-біологічна технологія – це технологія, які на певному етапі застосовує опромінення живих організмів іонізуючою радіацією.

І вже десятки таких технологій знайшли широке використання в народному господарстві. Особливо багато їх розроблено для сільського господарства, перш за все для рослинництва, а також для медицини.

Діапазон доз іонізуючих випромінювань, які використовуються в радіаційно-біологічних технологіях, досить широкий – він охоплює дози від декількох десятків грея (сантигреї), які застосовують з метою стимуляції

росту і розвитку вегетуючих рослин і тварин, до декількох мільйонів грей, які використовують для опромінення грубих кормів, що містять целюлозу, з метою покращення їх поживних цінностей (рис. 12.1). Тому для опромінення різних об'єктів необхідні джерела іонізуючих випромінювань, які мають різну потужність і різні технологічні можливості.

12.1. Опрямінювальна техніка, що використовується в радіаційно-біологічних технологіях

Довгий час єдиними джерелами іонізуючої радіації були малопотужні рентгенівські апарати і дуже дорогі препарати радію. Це гальмувало широке застосування випромінювань в народному господарстві. Але з 50-х років минулого століття почалося масове виробництво штучних радіоактивних ізотопів, що зумовило появу порівняно недорогих джерел радіації високих енергій. І хоча зараз в прикладній радіобіології використовуються рентгенівське, γ -, β -, електронне і нейтронне випромінювання, найбільш широке застосування знайшло γ -випромінювання на основі штучних радіоактивних ізотопів ^{60}Co і ^{137}Cs , а також електронне випромінювання прискорювачів. Широкому застосуванню перших сприяють такі характеристики: тривалі періоди піврозпаду (відповідно, 5,3 та 30 років), висока проникаюча здатність випромінювань, відсутність наведеної радіоактивності у опромінених об'єктів, можливість створення джерел будь-якої питомої активності від часток до тисяч кюрі на грам і сприятливі з технологічної точки зору властивості джерел, які дають змогу довго експлуатувати їх в установках різного типу за мінімальних витрат енергії.

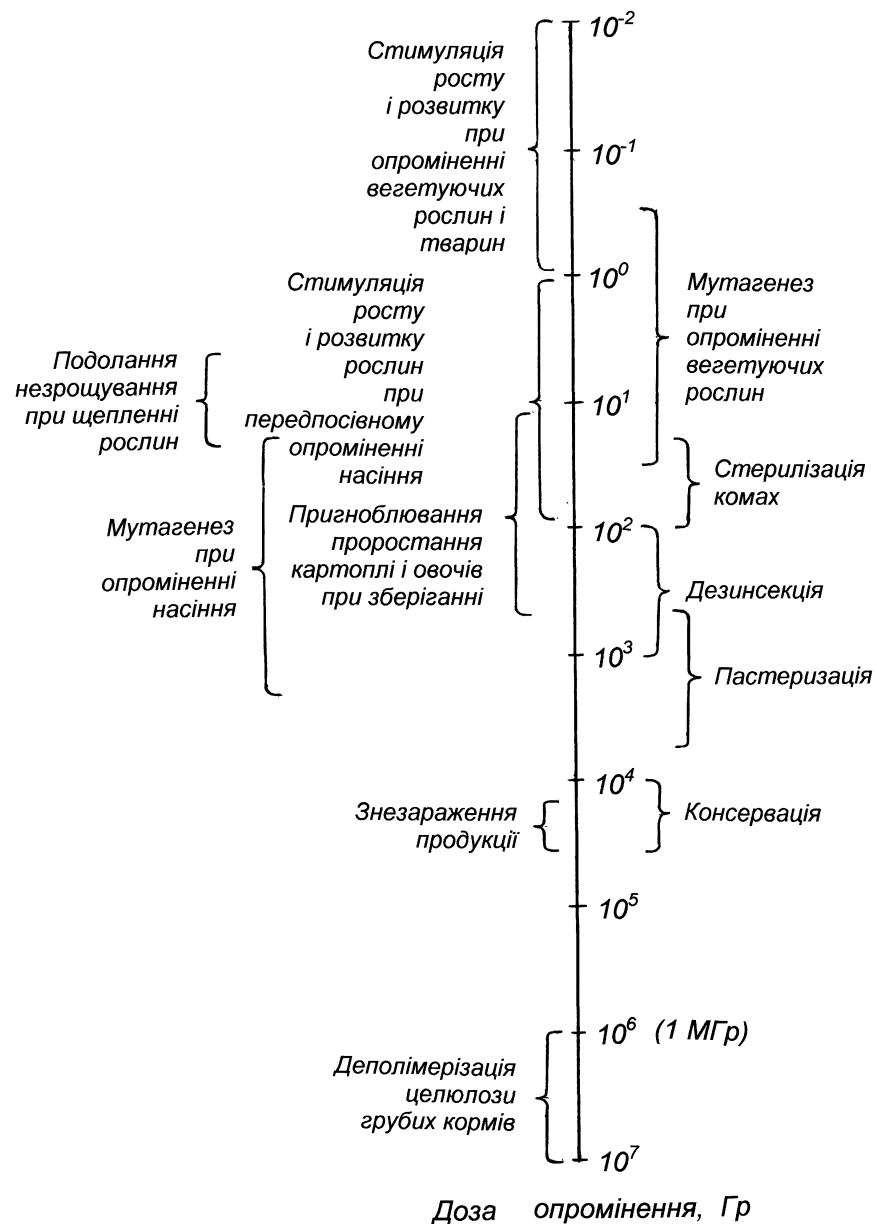


Рис. 12.1. Діапазони доз γ -радіації, що застосовуються у різних радіаційно-біологічних технологіях.

Саме з їх використанням створені установки різних типів, які дають змогу опромінювати найрізноманітніші об'єкти в малих і великих дозах. Крім того, використовуються джерела випромінювання ядерних реакторів – так звані радіаційні контури реакторів, але частіше їх частково або повністю відпрацьовані *тепловиділяючі елементи (твели)* – вузли реактора, які містять ядерне паливо.

Основні вимоги, які ставляться до джерел випромінювань, що використовуються як в народному господарстві, так і в інших сферах їх

застосування, такі: забезпечення певної поглинутої дози в межах необхідної точності; рівномірне одержання заданої дози по всьому об'ємові; забезпечення умов радіаційної безпеки і окупність собівартості технології (порівняльна дешевизна матеріалів, невисока енергоємність).

Таким вимогам відповідають серійні установки, які виробляються в Росії: експериментальні – МРХ-гамма-25М, РХ-гамма-30, „Исследователь”, дослідно-промислові і виробничі установки "Стерилизатор", "Стебель", "Генетик", промислові установки "Колос", "Стимулятор", "Универсал”, "Гамма-панорама" та деякі інші.

12.2. Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві

Сільське господарство стало одним з найбільших споживачів досягнень радіобіології для вирішення своїх практичних завдань. І це не випадково. Використання іонізуючих випромінювань в рослинництві і тваринництві є досить потужним фактором інтенсифікації агропромислового виробництва.

12.2.1. Радіаційно-біологічні технології в рослинництві

В цілому у світі на теперішній час в рослинництво і плідівництво впроваджено понад 30 різних радіаційно-біологічних технологій. Деякі з них досить широко випробувалися і були впроваджені в Україні.

Передпосівне опромінення насіння для підвищення продуктивності сільськогосподарських рослин. Практично відразу ж після відкриття ефект радіаційної стимуляції привернув увагу біологів як одна з можливостей підвищення урожайності сільськогосподарських рослин. Тепер передпосівне опромінювання насіння – це радіаційно-біологічна технологія, яка дає змогу підвищити економічну ефективність вирощування різних культур за рахунок прискорення росту і розвитку рослин, скорочення періоду вегетації,

збільшення врожаю, в деяких випадках і покращення його якості.

Нааявний експериментальний матеріал про вплив стимулюючих доз на продуктивність рослин величезний. Він узагальнений в десятках монографій і сотнях оглядових робіт. Розроблені детальні методичні вказівки і практичні рекомендації по передпосівному γ -опроміненню насіння різних сільськогосподарських культур. Були створені спеціальні пересувні установки для опромінювання насіння в польових умовах, зокрема згадані "Колос" (рис. 12.2), "Стимулятор". Проведені масові науково-виробничі випробування технології в різних країнах. У другій половині минулого століття він був впроваджений в значних масштабах в Молдові, Латвії, Киргизії, Казахстані, у багатьох областях Росії, у 60–70-х роках широко випробувався в Україні.

В табл. 12.1 наведені орієнтовні дози γ -радіації, що індукують при передпосівному опроміненні насіння прирост урожаю різних сільськогосподарських культур. В окремих випадках вона досягає 30–40%.

Впливаючи на процеси обміну, опромінення насіння може приводити до збільшення в рослинах вмісту окремих речовин, які характеризують якість продукції рослинництва. Відмічають збільшення вмісту білку в зерні зернових і зернобобових культур, цукру в цукрових буряках, жиру в насінні соняшнику і льону, вуглеводів та вітамінів в овочах. За рахунок стимуляції росту спостерігали збільшення довжини і міцності волокна у льону і конопель – показників, що характеризують якість продукції цих технічних видів рослин.

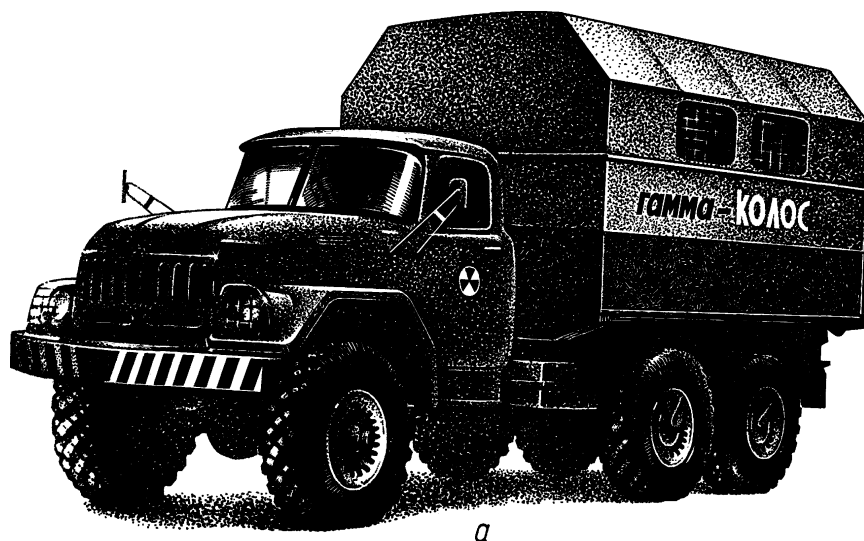


Рис. 12.2. Виробнича пересувна гамма-установка "Колос".

12.1. Узагальнені дані про прибавку урожаю сільськогосподарських культур при передпосівному опромінюванні насіння (Д.А. Каушанський, О.М. Кузин, 1984)

Культура	Стимулююча доза, Гр	Прибавка урожаю, %
Кукурудза (зерно)	5–10	10–15
Кукурудза (зелена маса)	5	10–30
Пшениця	5–8	9–11
Ячмінь	10–30	7–15
Гречка	5–7	15
Соняшник	10	10–20
Горох	3	15–40
Люпин	10	18–27
Жито	5–10	12–14
Конюшина	5–10	30
Бавовник	10	10–20
Капуста	20	13–20
Помідор	5–10	10–15
Редис	10	15–30
Морква	25–40	25–35
Огірок	3	10–40
Цукрові буряки	10–20	15–20
Столові буряки	10–15	20–30
Рис	5–20	10–12
Квасоля	7,5–10	10
Льон	7,5–10	12
Соя	7,5	12–17

Прискорюється і досягання рослин. Як правило, воно буває невеликим, складаючи лише декілька днів, тиждень. Але для деяких видів

овочевих культур навіть таке більш раннє дозрівання товарної продукції може давати суттєвий економічний ефект.

Пересадивне опромінення органів вегетативного розмноження та розсади для прискорення їх росту та збільшення продуктивності рослин.

Стимулююча дія іонізуючих випромінювань проявляється і при опроміненні вегетуючих рослин, окремих їх вегетативних органів. Дози при цьому бувають значно нижчими за ті, що використовуються для опромінення насіння – звичайно вони вимірюються десятими частками і одиницями грей.

Серед сільськогосподарських культур, що розмножуються вегетативно, найбільш широко в цьому напрямі проводиться робота з картоплею. Максимальна стимуляція картоплі відбувається при опромінюванні бульб в дозах від 0,5 до 5 Гр – підвищення врожаю на 18–25% при збільшенні вмісту крохмалю з 15 до 16%.

Досить перспективним є опромінення живців рослин, що розмножуються вегетативно, перед садінням і щепленням. Є немало робіт, які свідчать, що опромінення чубуків винограду, живців агрусу, чорної і червоної смородини в дозах 2–5 Гр стимулює процес коренеутворення, посилює наступний ріст і розвиток коренів і пагонів, активізує інтенсивність дихання і фотосинтезу, що забезпечує підвищення урожайності більш, як у 1,5 рази. Опромінювання живців як цих культур, так і багатьох плодових – яблуні, груші, сливи, абрикосу та інших покращує зростання прищепи та підщепи.

При пересадивному опроміненні кореневищ м'яти і солодкого кореня в дозах 5–10 Гр спостерігали значно більшого порівняно з контролем пробудження кількості бруньок і утворення пагонів, приросту зеленої маси. Опромінювання вусів полуниці в дозах 5–15 Гр приводило до збільшення врожаю ягід на 20–30%. Є дані про підвищення на 6–30% врожаю пера при опроміненні цибулин ріпчастої цибулі та часнику в дозах 0,5–3 Гр. Опромінювання розсади помідорів, овочевого перцю, баклажанів, капусти в дозах 0,5–5 Гр зумовлює збільшення врожаю на 25–30% і прискорення його

достигання.

Через меншу технологічність у порівнянні з передпосівним опроміненням насіння прийом передсадивного опромінення органів вегетативного розмноження і розсади не набув широкого поширення за винятком, мабуть, опромінення бульб картоплі.

Опромінення насіння та рослин з метою одержання нових сортів.

Після відкриття мутагенної дії іонізуючих випромінювань вони зараз же стали використовуватись для одержання нових форм живих організмів. Але як метод отримання нових сортів радіаційний мутагенез набув найбільш широкого застосування саме в селекції рослин.

Процес одержання нового сорту з використанням іонізуючих випромінювань включає два етапи: опромінення рослин для одержання максимальної кількості мутантних форм як вихідного матеріалу для селекції і на основі одержаних мутантів виведення за допомогою загально прийнятих прийомів і методів нового сорту, його випробування, розмноження та впровадження у виробництво. Специфічним етапом, який саме має відношення до радіобіології, є перший. Він полягає у виборі доз опромінення для насіння, вегетативних органів, генеративних органів, вегетуючих рослин, які індукують виникнення максимальної кількості нових форм рослин, і власне масового опромінення матеріалу.

Кількість мутацій, що виникають під впливом іонізуючих випромінювань, як відмічалось в розділі 5, прямо пропорційна дозі опромінення. Але виживання рослин і здатність їх дати насіння для розмноження обернено пропорційна дозі. Тому слід використовувати такі дози, при яких вихід мутантних форм є досить високим і виживає достатня для розмноження кількість рослин. Такими дозами окремі дослідники звичайно вважають ЛД₇₀, ЛД₈₀, навіть ЛД₉₀, коли виживає, відповідно, близько 30, 20 або 10% рослин, частина з яких здатна дати насіння. Відомий шведський генетик і радіобіолог А. Густафссон назвав таку дозу "*критичною дозою*", так як тільки невелике її збільшення приводить до загибелі всієї

сукупності рослин.

Російський радіобіолог О.І. Преображенська узагальнила власний і наявний в літературі матеріал з радіостійкості насіння рослин 63 родин, 262 родів, 506 видів і 218 внутривидових форм в книзі "Радиоустойчивость семян растений" (1971), яка дотепер залишається одним із основних орієнтирів для дослідників в галузі радіаційного мутагенезу. В табл. 12.2 наведені значення критичних доз для насіння деяких видів сільськогосподарських рослин, а в табл. 12.3 – для насіння деяких видів деревних і чагарникових плодкових культур та лісоутворюючих порід.

12.2. Критичні дози (ЛД₇₀) γ- або рентгенівського випромінювання для насіння деяких видів сільськогосподарських рослин (О.І. Преображенська, 1971)

Рід і вид	Доза, Гр	Рід і вид	Доза, Гр
Боби кінські	50–125	Овес посівний	150–300
Бруква кормова	2500	Огірок посівний	500
Гірчиця біла	1000–2000	Помідор їстівний	200
Горох посівний	75–250	Просо посівне	300–400
Гречка посівна	250	Пшениця м'яка	150–250
Диня посівна	200	Пшениця тверда	200
Жито посівне	100–200	Редька звичайна	1500–2000
Капуста качана	800–1000	Рис посівний	300
Картопля культурна	250–500	Рицина перська	1000
Квасоля звичайна	100–200	Ріпак посівний	1000–1500
Конюшина червона	2000	Сорго звичайне	300
Кукурудза маїс	100–200	Тимофіївка лучна	100
Льон звичайний	400–1000	Турнепс кормовий	700–1500
Люпин білий	500	Цибуля ріпчаста	100–150
Люцерна посівна	1000–1500	Шпинат городній	200
Морква посівна	300	Ячмінь культурний	200–350

12.3. Критичні дози (ЛД₇₀) γ- або рентгенівського випромінювання для деяких видів культурних і дикоростучих деревних рослин (О.І. Преображенська, 1971)

Рід і вид	Доза, Гр	Рід і вид	Доза, Гр
Плодові культури і виноград			
Агрус відхилений	50	Мигдаль звичайний	60–150
Айва довгаста	100	Обліпіха крушиновидна	200
Виноград культурний	150–200	Персик звичайний	60–150
Вишня піщана	75	Слива домашня	60–150
Гранат звичайний	100	Смородина чорна	50
Груша звичайна	50	Шовковиця біла	100–200

Лимон звичайний	200–300	Яблуня домашня	40–100
Деревні та чагарникові породи			
Береза бородавчаста	50–100	Лавр благородний	30
Вільха клейка	50	Липа серцевидна	150
Гледичія звичайна	200	Модрина сибірська	10–50
Горіх чорний	60–150	Піхта сибірська	15
Дуб черешковий	50	Сосна звичайна	15–20
Каштан кінський	150	Шипшина корична	100
Кедр сибірський	10–50	Ялина звичайна	5–10
Кипарис вічнозелений	50	Ялина сибірська	50–100
Клен ясенелистий	200	Ясень високий	450

Для цілей радіаційного мутагенезу використовуються і інші типи іонізуючих випромінювань, зокрема нейтрони. Для різних видів рослин відносна біологічна ефективність (ВБЕ) нейтронів варіює в межах 3–10, хоча може досягати і 20. Існує думка, що нейтрони вибірково діють на геном клітини і значно слабше зачіпають апарат поділу і цитоплазму. У всякому разі, їх ефекти в меншій мірі, ніж рідкоіонізуючих випромінювань, супроводжуються порушенням обміну речовин, і вони менше, ніж γ - або рентгенівське опромінення, впливають на виживання рослин при однаковій кількості мутацій.

Говорячи про виникнення мутацій під дією іонізуючих випромінювань, слід підкреслити, що воно не індукує появу нових типів мутацій у порівнянні з природним мутаційним процесом. Воно лише збільшує їх кількість, що полегшує роботу селекціонерів, даючи їм більше можливостей для відбору. Але при збільшенні частоти появи різних типів мутацій зростає імовірність виявлення таких, які важко виявити в нормі.

Певні переваги при одержанні нових форм рослин порівняно з опроміненням насіння може дати опромінення пилку. На відміну від насінини, у якої зародок складається з тисяч клітин, пилкове зерно являє собою одну клітину з генеративним ядром. І виникаючі в ньому мутації зараз же переходять в усі клітини утвореної із зиготи рослини. Таким чином, рослина вже в першому поколінні після запліднення опроміненим пилком стає мутантною, що у деяких випадках дає змогу скоротити строки

селекційного процесу, як мінімум, на рік.

З метою одержання нових форм рослин можна також опромінювати бульби, коренеплоди, цибулини, живці та інші органи вегетативного розмноження.

Використання іонізуючих випромінювань в селекції рослин серед усіх радіаційно-біологічних технологій, що використовуються в сільському господарстві, одержало найбільше поширення і продовжує розвиватися високими темпами. Так, якщо до 1980 р., за даними Міжнародного агентства з атомної енергії (МАГАТЕ) в світі було одержано за допомогою радіаційного мутагенезу і введено 225 нових сортів культурних рослин, то на 1990 р. досягло 1500, на 2000 р. – 3000, а на 2015 р. – 3500.

В Україні давно і успішно проводяться роботи з одержання нових сортів сільськогосподарських культур за допомогою іонізуючої радіації. Серед сортів, одержаних українськими вченими широко відомі скоростиглі, високоврожайні, стійкі до низьких температур і хвороб сорти гречки Аеліта, Лада, Галлея; низько алкалоїдні сорти люпину Київський мутант, Мутант 486; сорт м'яти Зимостійка 1; сорт тютюну Безпасинковий та інші.

Радіаційна біотехнологія подолання несумісності тканин і стимуляції зростання при вегетативних щепленнях рослин. Добре відомо, що за допомогою щеплення – трансплантації частини однієї рослини на іншу було вирішене надзвичайно складне завдання збереження властивостей і господарсько-корисних ознак у тих видів рослин, які виявилися нездатними до вегетативного кореневласного розмноження. Однак нерідко при міжсорткових, а тим більше при міжвидових, щепленнях зростання прищепи і підщепи буває ускладнене або не відбувається взагалі. Головною причиною такого незрощення є біологічна несумісність тканин компонентів, зумовлена їх віддаленою біологічною спорідненістю.

Теоретичні основи і практичні можливості пригнічення біологічної несумісності у рослин були розвинуті в працях українських радіобіологів Д.М. Гродзинського і А.А. Булаха в 70-і роки. Ними було показано, що γ -

опромінення прищепи або підщепи перед щепленням веде до придушення імунних систем рослин і підвищує якість зростання щеплених компонентів, збільшуючи тим самим вихід прищеплених саджанців. Цей спосіб був покладений, зокрема, в основу радіаційно-біологічної технології підготовки лози в щепленому виноградарстві. З чому її суть?

Відомо, що філоксера – комаха підряду тлі є дуже небезпечним шкідником європейських сортів винограду. Філоксера пошкоджує листя, пагони, вусики, а, головне, підземний штаб і кореневу систему виноградної лози. Найбільш надійним способом боротьби з нею є щеплення європейського сортименту на філоксеростійкі американські підщепи. Однак, внаслідок поганої сумісності вітчизняних сортів з американськими вихід стандартних саджанців складає всього 20–35% від загальної кількості проведених щеплень, а деякі комбінації не зрощуються взагалі. Опромінення підщеп в дозах 15–30 Гр або прищеп в дозі 5 Гр, або обох компонентів дає змогу в 2–3 рази збільшити кількість щеплень у важкосумісних комбінаціях та індукувати їх появу у несумісних.

Крім того, опромінення прищеп дає змогу уникнути однієї важливої і досить трудомісткої в повному розумінні слова „операції” – так званого "осліплення" прищеп – видалення на них зайвих бруньок (вічок). Ці бруньки, розвиваючись, відволікають на себе поживні речовини, різко гальмують процес калусоутворення, що призводить до поганого зростання його з підщепою. Тому одним з елементів технології виробництва щепленого виноградного садивного матеріалу є їх видалення, яке проводиться, як правило, вручну і вимагає великих затрат праці. Опромінення прищеп γ -радіацією в дозі 25 Гр дозволяє досягти більш, ніж 90%-го їх „осліплення" (при ручному або механічному способі ця цифра не перевищує 70%). При 50 Гр можна добитися 100%-го ефекту.

Опромінювання щеплених компонентів є ефективним і при вегетативному щепленні плодкових культур. Воно значно полегшує одержання вегетативних гібридів рослин при важко сумісних і повністю

несумісних комбінаціях не тільки між біологічно віддаленими сортами і видами, але і дозволяє отримувати міжродові гібриди, наприклад, комбінації типу яблуна-груша, слива-абрикоса, абрикоса-персик, малина-ожина.

Радіаційна технологія запобігання проростання бульб, коренеплодів та цибулин при зберіганні. При зберіганні соковитих видів продукції рослинництва, особливо картоплі, коренеплодів, цибулин відбувається погіршення їх якості і значні втрати за рахунок триваючих процесів обміну та проростання. За допомогою опромінення таких видів продукції рослинництва в певних дозах вдається затримати або навіть повністю придушити процеси обміну і проростання меристематичних тканин в зонах росту і суттєво збільшити строки зберігання. Так, встановлено, що γ -опромінення бульб картоплі у дозах від 50 до 150 Гр в залежності від сорту і умов зберігання дає можливість благополучно перенести період весняно-літнього потепління і подовжити строк зберігання до року і більше, тобто в 2–2,5 рази, в умовах неохолоджуваних сховищ при температурі 6–8°C.

Аналогічна ситуація складається при зберіганні коренеплодів. Опромінення близькими до вказаних доз дає змогу продовжити строки їх зберігання. Так, досить ефективним є опромінювання коренеплодів цукрових буряків. Звичайно при зберіганні в буртах до переробки за рахунок триваючих процесів дихання цукристість коренів протягом декількох місяців зберігання може знижуватися у 1,5–2 і більше разів. Опромінення коренеплодів γ -радіацією перед укладкою в бурти дає змогу значно знизити ці втрати.

Опромінення цибулі і часнику після збирання урожаю в дозах 10–100 Гр збільшує термін їх зберігання до двох років при умові підтримування температури і вологості, що запобігають загниванню і пошкодженню шкідниками (рис. 12.3).

Природно, що опромінена у таких дозах продукція не годиться для садіння і може бути використана тільки для харчових та кормових цілей або технологічної переробки.

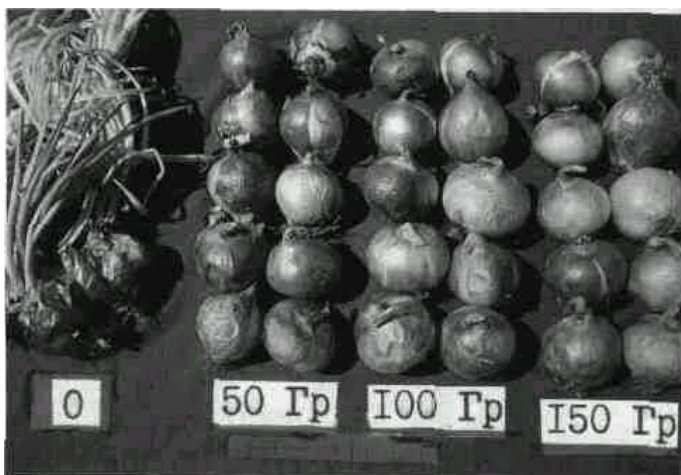


Рис. 12.3. Стан навесні неопроміненої і γ -опроміненої восени цибулі.

На рис. 12.4 наведена типова багатоцільова установка, призначена саме для забезпечення радіаційно-біологічних технологій з опромінення бульб картоплі, коренеплодів, цибулі, фруктів та іншої продукції.

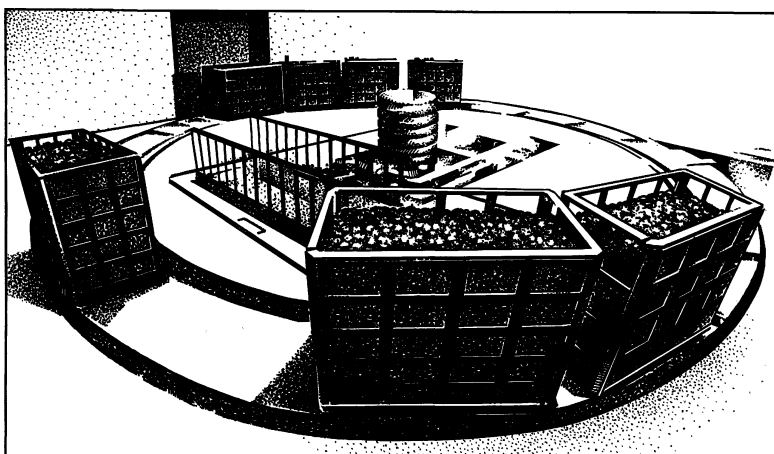


Рис. 12.4. Багатоцільова виробнича гамма-установка для опромінення картоплі, овочів, фруктів та іншої продукції. (Джерело опромінення знаходиться в центрі, контейнери з продукцією рухаються навколо нього по колу.)

Радіаційна технологія продовження строків зберігання ягід, фруктів та овочів. Величезна кількість продукції рослинництва і садівництва, гине після збору урожаю внаслідок процесів загнивання, індукованих різними мікроорганізмами. Традиційні способи продовження строків зберігання такої продукції пов'язані зі всілякими обробками, в основі яких лежать або процеси нагрівання і охолодження, або хімічна дія. Всі вони, як правило, погіршують якість продуктів. Дія іонізуючої радіації в дозах, що сповільнюють розвиток мікрофлори або повністю пригнічують її активність,

по суті є процесами холодної пастеризації, при якій в продукції знищуються майже всі або навіть всі мікроорганізми, що дає можливість зберігати її тривалий період при температурі навколишнього середовища.

Найбільш переконливі дані одержані при γ - і електронному опроміненні суниці. Дози 2–3 кГр – півлетальні для більшості видів мікроорганізмів продовжують строк її зберігання при 4–5°C у 2,5–3 рази (рис. 12.5) і при 15–18° – 2 рази. Це дає змогу транспортувати ягоди на великі відстані. Значний практичний інтерес являє використання радіаційної обробки для збільшення строків зберігання помідорів, смородини, малини, винограду, абрикосів, персиків, вишні, сливи, яблук, груш, бананів.



Рис. 12.5. Неопромінена і γ -опромінена суниця через 15 днів при зберіганні за 4°C.

При цьому було встановлено, що γ -опромінення плодів груші і лимону, а також помідору в дозі 3 кГр сповільнює їх дозрівання на 10–15 діб, плодів бананів в дозах 0,25–0,5 кГр – на 8–26 діб. Аналогічний ефект був відмічений при опроміненні зелених та стиглих плодів апельсинів в дозах 0,14–2,8 кГр. Це також дає змогу продовжити строки зберігання цих видів продукції, що особливо важливо при її транспортуванні на великі відстані, наприклад, пароплавом з Африки в Україну. Існує думка, що внаслідок інгібування іонізуючою радіацією процесів метаболізму в нестиглих плодах гальмується утворення фітогормону етилену, який прискорює процеси дозрівання.

Радіаційна статева стерилізація комах-шкідників

сільськогосподарських культур. В основі біотехнології лежить відмінність в радіочутливості соматичних і статевих клітин будь-якого організму. І шляхом експериментальних досліджень радіочутливості різних процесів у комах можна підібрати такі дози, при яких опромінення практично не впливає на нормальне виконання ними більшості фізіологічних функцій, в тому числі і на здатність до спарювання, але в статевих клітинах спостерігаються необоротні зміни. У самців, наприклад, сперма зберігає здатність до запліднення яєць, але розвиток зиготи незабаром припиняється, тобто опромінені самці стають стерильними.

Життєздатність комах, як окремого виду, визначається їх винятковою плодючістю. Відомі види, здатні до відкладення протягом життя, вимірюваного декількома місяцями, десятків тисяч яєць. Саме за рахунок цього випуск в популяцію стерильних самців здатний різко знизити темпи її росту і чисельність. При неодноразовому повторенні прийому протягом декількох років вдається повністю знищити окремих вид в певному регіоні.

У порівнянні з іншими методами, зокрема, з хімічним, ця біотехнологія має ряд переваг. Головною з них є те, що вона спрямована строго проти конкретного виду комах, в той час як хімічні речовини діють і проти інших, в тому числі і корисних. З цих же причин вона є нешкідливою, для тварин і людини, тобто є екологічно чистою.

Біотехнологія являє собою здійснення трьох основних етапів. Головний з них – розведення комах-шкідників певного виду на спеціальних біофабриках. Другий етап – опромінення комах, якому передують дослідницька робота по визначенню радіочутливості виду. З цією метою комахи переносяться у камери з зниженою температурою (4–8°C) або піддаються дії спеціального газу, що пригнічує їх фізіологічну активність, в тому числі і рухливість, і потім поміщуються в контейнери, в яких і проводиться їх опромінення. Нерідко опромінення проводять на природній нерухомій стадії розвитку комахи, найчастіше – лялечки. І третій етап – випуск опромінених

комах в поле з літаків і вертольотів.

До цього часу в різних країнах світу за допомогою використання технології радіаційної стерилізації виконано більше 50 програм по боротьбі з різними видами комах-шкідників. Відомо немало яскравих прикладів успішного її використання. Особливо результативна вона в умовах острівних регіонів, де утруднене поповнення місцевих популяцій комах за рахунок їх міграції з інших місць. Так, ця біотехнологія була використана у боротьбі зі середземноморською плодовою мухою в умовах Коста-Ріки. Для цього на Гавайських островах була створена біофабрика продуктивністю 10 мільйонів особин за тиждень. Протягом першого ж року за рахунок декількох випусків стерильних мух щільність популяції знизилась більш, ніж в 130 разів. На острові Рота, який знаходиться в південній частині Тихого океану, в результаті 35 щотижневих випусків 257 мільйонів опромінених комах цей вид був повністю знищений. Ефективна боротьба з плодовою і динною мухами проведена на ряді островів Японії.

Відомі приклади успішного застосування біотехнології і в континентальних умовах. У США в Каліфорнії та в Мексиці за її допомогою була значно знижена чисельність популяції середземноморської плодової мухи, у тій же Каліфорнії – рожевого коробчатого черв'яка бавовнику, в Канаді в Британській Колумбії – яблунової плодожерки. Для захисту від мігруючих популяцій цих видів комах підтримуються спеціальні карантинні бар'єри, що являють собою систематичний випуск (раз на 2–3 тижні) деякої кількості стерильних комах. В усіх випадках використання цього методу боротьби з комахами-шкідниками виявляється економічно в декілька разів більш вигідним, ніж використання інсектицидів.

Радіаційна дезинсекція продукції рослинництва. Комахи-шкідники сільськогосподарських культур, такі як комірний довгоносик, кукурудзяний довгоносик, рисовий довгоносик, суринамський мукоїд, зерновий шашіль, мучний жучок приносять значну шкоду зібраному врожаю, знищуючи близько 15% світових запасів зерна при його зберіганні. Якісні втрати

складають ще більшу величину, так як комахи виїдають головням чином внутрішню найбільш поживну частину зерна з високим вмістом білку.

Для боротьби з ними в основному застосовується хімічний метод з використанням інсектицидів та деяких інших сильнодіючих отрутохімікатів. Він є досить радикальним засобом, але має ряд серйозних недоліків, зокрема, токсичність використовуваних речовин для організму людини. В зв'язку з цим був розроблений і в останні десятиліття все більшого поширення в різних країнах набув прийом радіаційної дезинсекції зерна – γ - або електронне його опромінення перед завантаженням в елеватор.

Вихідною точкою для оцінки величин доз, необхідних для радіаційної дезинсекції зерна, є летальні дози для комах. І, як було відмічено у розділі 6, для більшості їх видів вони складають величини порядку 100–500 Гр. Саме тому рекомендовані для дезинсекції дози, як правило, знаходяться в цьому діапазоні.

Але при проведенні дезинсекції окремих партій зерна слід враховувати не тільки індивідуальну видову радіочутливість комах-шкідників, а і стадію їх розвитку в момент опромінення. Так, для стадії лялечки та імаго комірного та кукурудзяного довгоносика летальна доза складає 200 Гр. Але для стадії яйця і личинки – лише 55 Гр. Зрозуміло, що таке урахування може значно прискорити радіаційний обробіток зерна.

В Україні є серійні промислові радіодезінсектори зерна РДЗ-200 і РДЗ-400. В ролі джерела випромінювання в них використовуються прискорювачі електронів з енергією 1,4 МеВ. РДЗ другого типу з виробничою здатністю до 400 тон зерна у годину введений в експлуатацію на Одеському портовому елеваторі в 1980 р. Досвід його експлуатації показав, що радіаційна дезинсекція є ефективним заходом боротьби з комахами-шкідниками не тільки при зберіганні зерна, але й знищення їх при можливому завезенні з-за кордону.

Опромінення успішно використовується для дезинсекції і іншої продукції рослинництва і плодівництва, зокрема, борошна, круп, сушених

овочів, фруктів, грибів, лікарських трав.

Радіаційна технологія покращення якості лікарських рослин.

Рослини синтезують велику кількість різних речовин вторинного походження, деякі з яких виявляють дуже сильну біологічно активну дію на організм тварин і людини. Це найрізноманітніші алкалоїди, глікозиди, терпеноїди, флавоноїди. Тільки алкалоїдів відкрито близько 10000. Серед них добре відомі кокаїн, морфін, атропін, стрихнін, нікотин, хінін, теобромін, котрі широко використовуються в медицині як лікарські засоби, в сільському господарстві як інсектициди. Фізіологічна роль багатьох з цих речовин в самих рослинах не встановлена. Висловлюється думка, що вони є відходами метаболізму, звідки й пішла назва „вторинні“.

При опроміненні насіння, проростків вегетуючих рослин у досить високих ушкоджуючих дозах іонізуючого випромінювання в них нерідко спостерігається посилення синтезу цих вторинних речовин, особливо фенольної і хіноїдної природи, з чим іноді навіть пов'язують механізм дії випромінювань (гіпотеза радіотоксинів), або розглядають як захисну реакцію на дію несприятливих чинників. Так, γ -опромінення насіння дурману звичайного в дозах 50–100 Гр різко підвищує вміст в усіх частинах рослини алкалоїдів тропанового ряду (атропін, скополамін, гіосциамін). Опромінення насіння і проростків барвінку рожевого (катарантус) веде до збільшення в листях вмісту групи алкалоїдів, з яких виділяють онкостатичні препарати вінбластин і вінкрістин. Опромінення рослин наперстянки і строфанта веде до збільшення в них кількості глікозидів дігітоксину та дігосину, які використовуються при захворюваннях серця.

Зрозуміло, що при використанні високих доз опромінення може спостерігатись гальмування росту рослин, зниження валового виходу цих біологічно активних речовин. Але експериментальним шляхом можна підібрати такі дози опромінення, за яких при порівняно невеликому гальмуванні приросту біомаси може відбуватися значне збільшення виходу вторинних речовин, що підвищує якість лікарської сировини.

12.2.2. Радіаційно-біологічні технології в тваринництві

Іонізуючі випромінювання знайшли застосування і в тваринництві. Але масштаби їх використання в цій галузі сільськогосподарського виробництва поки що поступаються рослинництву з цілого ряду причин, головною з яких є менша "технологічність" для цих цілей багатьох об'єктів тваринництва.

Найбільш широкі дослідження з практичного використання *стимулюючої дії* випромінювань були одержані в птахівництві. Показано, що опромінення курячих яєць до інкубації або в період інкубації в дозах 0,03–0,05 Гр веде до скорочення строку інкубації, збільшення виводку курчат, прискоренню їх постембріонального розвитку і росту. Кури, які вирости з опромінених яєць, починали раніше яйцекладку. Опромінення курчат в дозах 0,2–1 Гр прискорює їх ріст, розвиток і настання періоду яйцекладки. Опромінення добових поросят в дозах 0,1–0,25 Гр веде до прискореного збільшення їх розмірів і маси тіла. Опромінення сперми райдужної форелі в дозах 0,25–0,5 Гр на 35–40% збільшує запліднюваність ікри. Перелік подібних прикладів можна продовжити, але переважна кількість даних такого роду носить чисто дослідницький характер. Тільки спроби використання малих доз в птахівництві доведені до рівня виробничих випробувань.

Не набагато ширше використовується в тваринництві *метод радіаційного мутагенезу*. Тут можна відмітити, що за його допомогою російськими вченими виведена порода норки з оригінальним сріблястим кольором хутра. Є відомості про успішний досвід застосування австралійськими вченими цього методу у птахівництві.

Проте на деяких радіаційно-біологічних технологіях у тваринництві все ж таки слід зупинитись.

Біотехнологія *радіаційної статевої стерилізації комах-рознощиків хвороб сільськогосподарських тварин* застосовується і в цій галузі. Першим прикладом успішного її використання було знищення м'ясної мухи, яка

наносить значну шкоду свійським і диким тваринам західної півкулі, здійснене на острові Кюрасао у США ще в 1964 р. Пізніше м'ясна муха повністю була знищена в США і Мексиці. За ініціативою МАГАТЕ в Африці реалізується багаторічна програма боротьби за допомогою цієї біотехнології з мухою цеце – переносником трипаносом, які паразитують в крові ссавців, викликаючи важкі часто з летальним кінцем у тварин так звану „хворобу нагана”, а у людину „сонну хворобу”. В Нігерії і Занзібарі вже знищено три види мухи цеце.

Радіаційне консервування, знезараження кормів та покращення їх якості. Іонізуючі випромінювання використовують для консервування свіжих, знезараження зернофуражних і комбінованих кормів, а також для радіаційно-хімічної модифікації грубих кормів з метою покращення їх якості при відгодівлі сільськогосподарських тварин.

Так, γ -опромінення зеленої маси рослин в дозах 10–40 кГр замінює силосування, даючи можливість їй добре зберігатися протягом зимового періоду.

Опромінення фуражної картоплі в дозах, що на порядок перевищують рекомендовані для пригнічування її проростання, тобто складають 5–15 кГр, запобігає загниванню бульб. З метою збільшення строків зберігання за рахунок пригнічування розвитку плісняви і зменшення бактеріального обсіменіння проводять опромінення фуражного зерна (овес, ячмінь, кукурудза) з підвищеною вологістю в дозах 1–3 кГр.

Велику небезпеку для людей і тварин являє сальмонельоз – гостре інфекційне кишкове захворювання, яке спричиняється бактеріями роду сальмонела, котрі потрапляють в організм тварин разом з зараженим кормом, а потім через м'ясо, молоко, яйця та інші продукти в організм людини. Звичайні способи боротьби з сальмонелою малоефективні або економічно не вигідні. Сильні хімічні препарати небезпечні для здоров'я людей і тварин. Тепловий обробіток веде до значних втрат поживних речовин і вітамінів. У цьому розумінні радіаційний спосіб боротьби з бактеріями виявився досить

результативним, в зв'язку з чим виникла спеціальна радіаційна технологія знезараження кормів від сальмонели.

Дози γ -опромінення, які застосовують для боротьби з сальмонелою, тобто летальні для всіх її штамів, складають величини порядку 4–5 кГр. Опромінення в цих дозах повністю знезаражує борошняні корми та комбікорми, м'ясо-кісткове та рибне борошно, призначені для годівлі тварин.

З метою підвищення поживної цінності грубих целюлозовмістких кормів – соломи злакових культур, стрижнів кукурудзяних качанів, вижимок винограду, гілок, хвої і навіть деревного борошна їх опромінюють у дуже високих дозах 1–10 МГр. При цьому відбувається радіаційно-хімічна деполімерізація целюлози і пектину, а також екстракція з корму лігніну – делігніфікація, що підвищують їх здатність до ферментації, покращують використання клітковини мікроорганізмами рубця жуйних тварин.

Вітчизняний та зарубіжний досвід показали значні переваги відмічених технологій радіаційного обробітку кормів у порівнянні з іншими способами їх консервування, знезараження і покращання якості. Головна з них – опромінення зберігає поживну цінність кормів, так як на відміну від традиційних технологій з використанням високих температур радіаційна обробка не знижує в них вмісту білків, вітамінів та інших поживних та біологічно-активних речовин.

Радіаційна технологія продовження строків зберігання продукції тваринництва. У багатьох країнах іонізуючі випромінювання використовують для продовження строків зберігання не тільки продукції рослинництва, а й продукції тваринництва, і в першу чергу м'яса і м'ясних продуктів, особливо при тривалому транспортуванні. Досить переконливий багаторічний досвід свідчить про те, що γ - або електронне опромінення м'яса в дозах 1–5 кГр дає змогу продовжити термін його зберігання при 0–4°C в декілька разів.

Так, в Австралії і Новій Зеландії, де в жарких умовах перевозять на великі відстані баранину і яловичину, показано, що опромінення м'яса в

дозах 4 кГр дає можливість замінювати його транспортування у замороженому вигляді або в контейнерах з інертним газом. Роботами англійських дослідників встановлено, що опромінення свіжої яловичини в дозах 1–5 кГр збільшує строк її зберігання при 2–8°C в 2–6 разів.

Великі економічні перспективи має радіаційна обробка птиці і яєць. Так, канадські дослідники встановили, що доза 5 кГр збільшує збереження свіжих тушок курчат при 4°C від 6 до 16 діб, а при 0°C – до трьох місяців.

Радіаційне знезараження деяких видів продукції тваринництва.

Великої шкоди сільському і в цілому народному господарству завдають такі інфекційні хвороби тварин, як чума м'ясоїдних, стригучий лишай, сибірське виразка, лістеріоз. Крім того, одержана від хворих тварин продукція – вовна, хутро, шкіряна сировина, щетина нерідко виявляється і джерелом зараження здорових тварин, а також людей спільними хворобами. Хімічні способи дезинфекції такої сировини досить трудомісткі, а деякі з них, пов'язані з використанням вологих обробок, ведуть до зниження якості продукції. Використання іонізуючої радіації для знезараження цих матеріалів, а також пуху, пера є досить перспективним.

В Австралії вже не одне десятиліття діє промислова гамма-установка для знезараження овечих шкір і вовни – одного з головних об'єктів сільського господарства та предметів експорту цієї країни. Сировина опромінюється в тюках об'ємом близько 1 м³ в дозі 20 кГр, яка індукує загибель мікроорганізмів-переносників перерахованих хвороб. Така стерилізація виявляється значно більш елективною, ніж хімічна, і більш дешевою.

Дослідженнями російських радіобіологів показана висока ефективність радіаційного знезараження хутра норки, песця, лисиці, кролика. Дози γ -радіації порядку 20–25 кГр повністю знезаражують продукцію. При цьому її товарні якості не знижуються.

Така радіаційна технологія дезинфекції продукції тваринництва у порівнянні з хімічною-вологим способом дезинфекції отруйними речовинами підвищує продуктивність праці в десятки разів за рахунок швидкості

обробки, можливості опромінення продукції в уже упакованому вигляді.

12.3. Використання іонізуючих випромінювань в харчовій промисловості

В основному використання іонізуючих випромінювань в харчовій промисловості зводяться до радіаційної пастеризації і консервації продукції, і принципово ці технології не відрізняються від подібних, що застосовуються у сільському господарстві..

Слід відмітити, що не раз ставилося питання про можливий вплив опромінення на якість продуктів харчування, які нібито можуть змінюватися за рахунок різних радіаційно-хімічних процесів і навіть ставати шкідливими для здоров'я. З цією метою у різних країнах були проведені всебічні дослідження, які дали змогу встановити граничні значення доз опромінення, що можуть бути використані для опромінення продуктів харчування без зміни їх якості. В Міжнародний стандарт включені вказівки про допустимість опромінення з метою дезинсекції зерна та продуктів його переробки, а також харчових продуктів γ -радіацією і потоком електронів в дозах до 1 кГр, причому енергія електронів для запобігання наведеної радіоактивності обмежена 10 МеВ (енергія γ -випромінювання, що використовується для цих цілей на порядок менша). В Україні дозволено опромінення продуктивного зерна з метою дезинсекції в дозах до 1 кГр, а енергія електронів обмежена 4 МеВ.

Треба відзначити, що межа дози 1 кГр застаріла і практично безпідставна. Наведені вище дози, що застосовують для радіаційної пастеризації і консервації продуктів із значно більшим вмістом вологи, тобто значно вищими радіаційно-хімічними виходами, рівно у десять разів вищі. І ще у 1981 р. Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) опублікувала звіт, згідно якого γ - і електронне опромінення будь-яких харчових продуктів в дозах до 10 кГр і енергіями до 10 МеВ для здоров'я людини нешкідливі.

Щодо опромінення іншої продукції рослинництва і тваринництва, в тому числі і кормів, то тут обмеження стосуються лише енергії випромінювання, так як за енергій вище 10 МеВ сам опромінений продукт за рахунок наведеної радіоактивності може ставати радіоактивним.

І нині масове опромінення десятків видів продукції рослинництва і тваринництва, а також готових продуктів харчування з найрізноманітнішими цілями проводиться у десятках країн світу від США і Франції до Бангладеш і Таїланду.

Радіаційне консервування продукції рослинництва і плодівництва.

Дози вище 10 кГр ведуть до повної загибелі переважної більшості видів мікроорганізмів і можуть бути рекомендовані для радіаційної консервації продукції рослинництва. З цього випадку іонізуючі випромінювання використовуються як для консервації свіжих овочів і фруктів, так і для продуктів їх переробки, наприклад, овочевих і фруктових соків. Найважливішою і цілком унікальною властивістю проникаючої радіації є те, що при її застосуванні як консервуючого засобу не вимагається суворого дотримання стерильності, так як опромінення дає змогу провести процес стерилізації безпосередньо вже в упакованому вигляді.

Крім того, на відміну від термічної обробки, яка застосовується при традиційному консервуванні, при радіаційній не відбувається руйнування в продуктах вітамінів – головного компоненту, що складає цінність овочів і фруктів. Хоча за рахунок радіаційного окислення за таких високих доз деяких пігментів, утворення при радіаційно-хімічних реакціях деяких речовин можуть змінюватися колір і смакові якості продуктів.

Деякі специфічні види продукції рослинництва і плодівництва у процесі звичайної технологічної обробки висушуються і в подальшому зберігаються саме у такому вигляді. До них належить чай, тютюн, махорка, сухофрукти, пряні рослини, лікарські рослини та інші. У перебігу вирощування, збору, сортування, висушування сировини відбувається її природне зараження різними мікроорганізмами, деякі види котрих можуть

приводити до втрат продукції при зберіганні, а деякі можуть являти і потенційну небезпеку для людини. Гамма-опромінення такої продукції в дозах 5–10 кГр повністю знезаражує її. Герметично упакована перед опроміненням у пластикові пакети чи іншу тару, така продукція може зберігатися дуже довго без втрат властивостей і якостей. Цю технологію, яку іноді називають радіаційною дезинфекцією, можна вважати різновидністю радіаційної консервації.

Радіаційне консервування продукції тваринництва. Розроблені спеціальні технології радіаційного консервування курчат, у відповідності з якими їх тушки герметичне упаковуються в жерстяні або скляні банки або просто запаюються у пластикові пакети і опромінюються в дозах 5–15 кГр. Виключення з технологій високотемпературних обробок підвищує поживну цінність продуктів.

Аналогічним шляхом консервують молоко і молочні продукти, опромінюючи їх вже в упакованому вигляді.

Як і при радіаційній обробці кормів, при опромінюванні м'яса і м'ясних продуктів особлива увага приділяється дослідженням, спрямованим на розробку ефективних способів боротьби з сальмонельозом. У зв'язку з тим, що летальні для бактерій дози лежать в межах 4–5 кГр, рекомендується, щоб дози, використовувані для опромінення м'яса і м'ясних продуктів в різних технологіях, не були нижче цього рівня. За даними багатьох авторів ці дози є оптимальними, так як при них не змінюється білкова цінність продуктів і не відбувається помітного зменшення вмісту вітамінів.

Все вищесказане дозволяє зробити висновок про великі переваги радіаційної обробки м'ясних продуктів у порівнянні з традиційними низькотемпературними (заморожування) або високотемпературними (консервування) обробками. Одна з головних її переваг – висока економічна ефективність.

12.4. Використанні іонізуючих випромінювань в медицині

Вважається, що медицина стала першою сферою діяльності людини, яка застосувала іонізуючі випромінювання для своїх проблем. Є підстави вважати, що сам В.К. Рентген був автором ідеї використання відкритих ним променів для діагностики переломів кісток (рис. 12.6), котра досить оперативно була реалізована травматологами, а згодом і іншими напрямками медицини. Американський лікар Г. Джіллман і фізик Д. Груббе буквально через 23 дні після повідомлення про відкриття рентгенівських променів зробили успішну спробу їх застосування для лікування неоперабельного раку молочної залози. До теперішнього часу ці напрями – застосування іонізуючих випромінювань у діагностиці та лікуванні захворювань залишаються основними в їх використанні медициною. Але можна виділити ще два важливі напрями застосування випромінювань в медицині – для стерилізації медичних інструментів і матеріалів і при трансплантації органів і тканин.

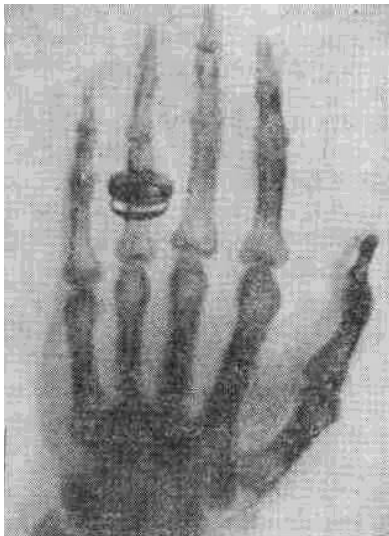


Рис. 12.6. Рентгенограма руки анатома Куллікера, зроблена В.К. Рентгеном у січні 1896 р., тобто через декілька місяців після відкриття X-променів. Це перша рентгенограма, яка поклала початок застосуванню рентгенівських променів у медичній діагностиці.

12.4.1. Застосування іонізуючих випромінювань у діагностиці захворювань

У теперішній час рентгенівська радіація стала одним з найбільш потужних і широко застосованих інструментом діагностики найрізноманітніших захворювань різних органів. У більшості цивілізованих країн не менш половини населення щорічно проходять рентгенологічне

обстеження не так з діагностичною, скільки з терапевтичною метою раннього виявлення захворювань або навіть схильності до них.

Принцип одержання рентгенівського зображення заснований на здатності рентгенівських променів проходити через організм, по-різному поглинаючись окремими по щільності тканинами і органами. В результаті на фото- чи іншому світлочутливому матеріалі можна одержати рентгенограму зображення зламаної чи пошкодженої кістки, морфологічні зміни органів, виразки, пухлини, появу в організмі сторонніх тіл.

До теперішнього часу рентгенограма на фотоматеріалі є основним способом одержання рентгенівського зображення. Однак, з кінця минулого століття ситуація почала змінюватись. Вже в багатьох рентгенівських пристроях промені, що пройшли через організм, падають не на фотоплівку, а на світлочутливі кристали, котрі перетворюють їх в електричні імпульси. В результаті зображення переводиться на дисплей комп'ютера, фіксується на відеодиску, опрацьовується за допомогою електронних пристроїв для одержання додаткової інформації і може бути оперативно передане на будь-яку відстань.

Буквально в останні десятиліття у практичній рентгенодіагностиці одержав широке розповсюдження метод *рентгенівської комп'ютерної томографії*, який дозволяє за допомогою спеціального скануючого пристрою одержати на заданій глибині надзвичайно чітке зображення органу у вигляді своєрідного „тонкого зрізу”, на котрому можна визначити будь-які відхилення від норми (рис. 12.7). Більш того, шляхом накладення на знімок багатьох таких зрізів-шарів можна одержати об'ємне комп'ютерне зображення деталей внутрішньої будови органів. Прилад, який так і називається – рентгенівський комп'ютерний томограф (гр. *tomos* – шар), в умовах мінімальної дози опромінення дозволяє одержати зображення перетину усього тіла людини в будь-якому місці, роздивитись його з різних боків, одержати синтезоване зображення його органів. Він застосовує не тільки рентгенівське, а й γ -випромінювання, електрони, нейтрони різних

енергій, в залежності від завдань. Тоді він називається, відповідно, гамма-, електронна, нейтронна комп'ютерна томографія.

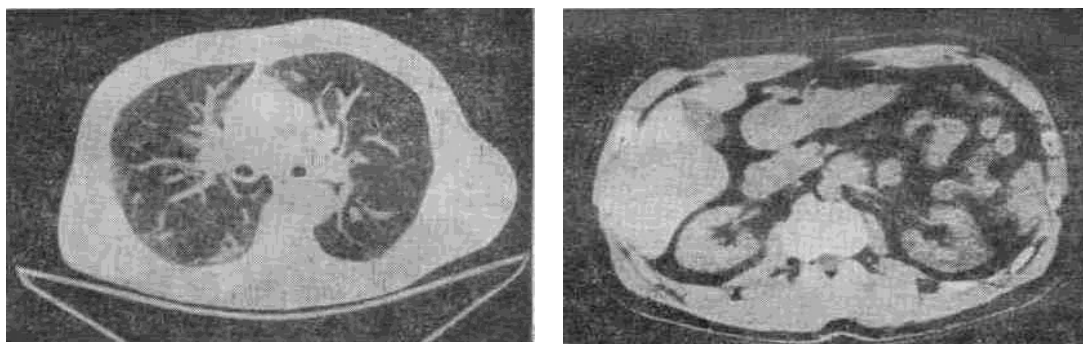


Рис. 12.7. Комп'ютеротомографічна скенограма поперечного зрізу тіла людини на рівні тазу, на якій видно печінку.

Специфічною областю рентгенівської діагностики є мамографія – спосіб виявлення пухлин молочної залози у жінок (лат. *mamma* – груди) за допомогою особливих низькоенергетичних рентгенівських апаратів, які дозволяють ідентифікувати м'які тканини. Після рентгенографії грудної клітини мамографія у теперішній час – це другий діагностичний метод масового обстеження населення, який дозволяє на ранніх стадіях виявляти виникнення пухлини.

Поява радіоактивних ізотопів відкрила в медицині новий напрям, відомий як *радіоізотопна діагностика*. Одним з перших методів, розроблених у цій області, була оцінка стану і функцій щитоподібної залози. За допомогою радіоактивних препаратів йоду – специфічного елемента, необхідного для утворення в залозі ферменту тироксину, що вводились в організм, вдається за ступенем його засвоєння упевнено діагностувати порушення у функціонуванні цього органу.

Як при пониженій, та і при підвищеній функції щитоподібної залози в ній можуть виникати ділянки із зміненою структурою, котрі з часом можуть розвиватися у пухлину. За допомогою гамма-сканеру одержують сцинтиграми залози з зображенням картини розподілу ізотопу по органу і пухлині, на підставі котрої приймають рішення про методику лікування чи

необхідності операції. Важко переоцінити значення цього методу в діагностиці найрізноманітніших захворювань щитоподібної залози у багатотисячних контингентів населення, що постраждало внаслідок викидів у навколишнє середовище великих кількостей радіоактивного йоду при аварії на Чорнобильській АЕС.

Аналогічно за допомогою радіоактивних ізотопів досліджуються структура і функції інших органів – печінки, нирок, легень, мозку, кісток. Так, для виявлення пухлини у мозку використовують радіоактивний ізотоп миш'яку ^{74}As , котрий накопичується в ній у значно більших кількостях, ніж у здоровій тканині. Атоми радіоактивного миш'яку випускають позитрони, які, анігілюючи з електронами речовин мозку, утворюють γ -кванти. Гамма-випромінювання легко реєструється за допомогою звичайних детекторів, котрі і дають повну картину розподілу ізотопу у мозку. Для виявлення пухлин чи каменів у нирках у якості мітки використовують радіоактивні ізотопи ртуті ^{197}Hg або ^{203}Hg , які вводяться у формі спеціальних препаратів. Для одержання інформації про стан різних функцій печінки застосовують колоїдний розчин радіоактивного золота ^{198}Au , фарбник бенгальський рожевий, мічений ^{131}I . При дослідженні легень хворий вдихує газоподібну мітку або радіоактивний аерозоль с ^{11}C і т.д. В принципі для будь-якого метаболічного процесу можна підібрати, а при необхідності спеціально синтезувати речовину з включеним до її складу потрібним радіоактивним ізотопом.

Слід відзначити, що з метою зведення до мінімуму імовірності нанесення шкоди здоров'ю внаслідок опромінення іонізуючою радіацією, для радіоізотопної діагностики застосовують препарати, що містять мізерні кількості короткоживучих ізотопів у складі речовин котрі, як правило, швидко виводяться з організму.

Методу ізотопних індикаторів і його застосуванню у різних напрямках біології присвячений наступний розділ цього підручника.

Одним з різновидів методу радіоізотопної діагностики є *радіоімунний*

аналіз – надчутливий спосіб вимірювання дуже малих кількостей гормонів, що містяться, наприклад, в крові хворого. Принцип аналізу нескладний. Дані про концентрацію антигену в біологічному зразку одержують, порівнюючи його інгібуючий вплив на процес зв'язування міченого радіоактивним ізотопом антигену з антитілом і інгібуючий вплив на цей же процес антигену з стандартних зразків. По рівню радіоактивності зв'язаної фази „антиген-антитіло” у порівнянні з радіоактивністю стандарту, оцінюють кількість гормону.

Важливою перевагою цього методу обстеження, який набуває масовості, є те, що радіоактивна речовина не вводиться в організм, а додається до зразка, наприклад, в пробірку з кров'ю, сечею, слиною хворого. Тому людина не піддається ризику, пов'язаного з можливим опроміненням, і тест при необхідності може бути багаторазово повторений.

12.4.2. Застосування іонізуючих випромінювань у лікуванні хвороб

Основним шляхом використання іонізуючих випромінювань в цьому напрямку медицини є радіаційна, або променева, терапія локалізованих злоякісних захворювань. Приблизно 70% хворих мають потребу у радіаційній терапії, котра застосовується як самостійно, так і у сполученні з іншими переважно хірургічними і хімічними методами лікування.

Пухлина росте внаслідок неконтрольованих поділів клітин. Радіаційна терапія, в основі якої лежить закон Бергон'є-Трибондо, базується на здатності випромінювань за певних доз вибірково вбивати клітини пухлин, що діляться, котрі мають більш високу радіочутливість порівняно з клітинами оточуючих диференційованих тканин, що не діляться.

Головна трудність при проведенні радіаційної терапії – це, так би мовити, „доставка” необхідної летальної для клітин дози до пухлини всередині організму, не викликаючи надто великих уражень оточуючих тканин. Це досягається за допомогою різних прийомів, основним з котрих є

визначення точної локалізації пухлини з наступним опроміненням на спеціальних ротаційних рентгенівських, гамма- або установках іншого типу випромінювань з точним фокусуванням пучка у центрі пухлини (рис. 12.8).

Крім такого зовнішнього опромінення хворого для лікування пухлин застосовують метод вкорінення джерела опромінення безпосередньо в пухлину. Таке джерело у вигляді голки, проволочки або зерен, що містять радіоактивну речовину, оперативним шляхом імплантується в пухлину і залишається в ній на деякий час, звичайно 3–10 діб, для забезпечення необхідної дози. Коли застосовують джерела з короткоживучими радіоактивними ізотопами, наприклад ^{125}I з періодом піврозпаду 60 діб, вони залишаються в тканинах назавжди, де розпадаються і розсмоктуються. Необхідність у повторній операції для їх виймання відпадає.

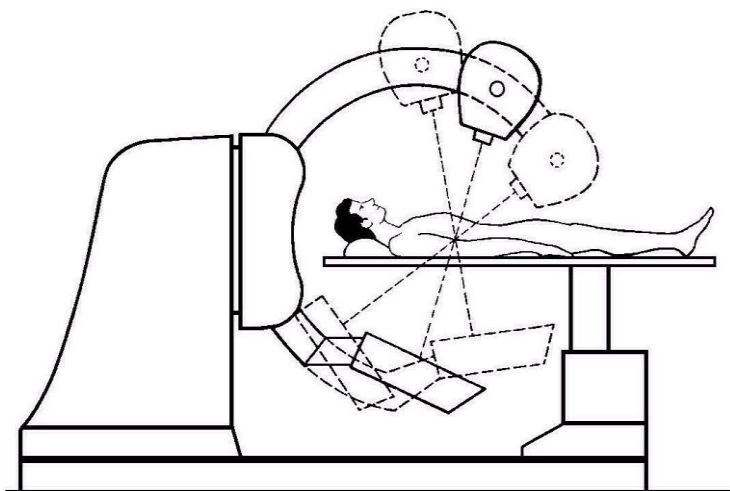


Рис. 12.8. Схема гамма-терапевтичної установки для лікування пухлин людини: джерело опромінення ^{60}Co або ^{137}Cs у свинцевому контейнері з вузьким отвором переміщується в процесі опромінення по окружності у різних площинах, фокушуючи пучок на пухлині.

Застосовують у радіаційній терапії пухлин і радіоактивні ізотопи, котрі можуть локалізуватись у строго визначеному органі чи тканині. Так, ізотопи йоду використовуються не тільки для розпізнавання захворювань щитоподібної залози, але й для лікування деяких її хвороб, передусім вузлуватого зобу і пухлин, що розвиваються на фоні гіперфункції цього

органу. При цьому для забезпечення необхідної дози опромінення, безумовно, значно збільшується питома радіоактивність препарату у порівнянні з тою, що застосовується для діагностичних цілей. Вона у цих випадках досягає 0,3–0,5 Гр на залозу.

Своєрідне застосування знайшов ізотоп плутонію ^{238}Pu – його α -випромінювання використовують як автономне джерело енергії у кардіостимуляторах – мініатюрних приладах, що задають нормальний ритм скорочень серця. Такі прилади разом з джерелом живлення операбельним шляхом вживлюються в організм. Плутонієве джерело забезпечує роботу кардіостимулятора протягом 10–25 років, в той час як електрична батарейка вимагає заміни, тобто повторної операції, кожні 2–3 роки

У наш час радіаційна терапія стала виключно ефективною технологією боротьби з раком. Вона забезпечує більш високу частоту видужування, ніж при хірургічному втручанні, при лікуванні таких форм злоякісних захворювань, як рак молочної залози, шийки матки, передміхурової залози, гортані, жовчного міхура, язика, піднебіння та багатьох інших. А при лікуванні раку шкіри за допомогою використання м'якої рентгенівської радіації, що не глибоко проникає, виліковується до 95% випадків захворювань.

12.4.3. Радіаційна стерилізація матеріалів і інструментів в медицині

Головним поштовхом для застосування радіаційного способу стерилізації у медицині стало широке впровадження матеріалів і інструментів з пластмас і полімерних матеріалів. Традиційні методи стерилізації на основі високих температур виявились непридатними через низьку термостійкість більшості видів таких матеріалів, а також можливості виникнення при дії на них температурного фактору деяких токсичних продуктів. І в багатьох випадках радіаційна стерилізація виявилась єдиним з можливих способів стерилізації. Більш того, вона яскраво продемонструвала

свої незаперечні переваги, головна з яких – це можливість стерилізувати медичну продукцію у вже герметично упакованому вигляді. Крім того, завдяки технологічній простоті – необхідність контролю тільки одного показника – дози опромінення, високої продуктивності і внаслідок цього високої економічної ефективності радіаційна стерилізація стала успішно витіснити звичайні способи стерилізації.

В основі радіаційної стерилізації лежить вже згадувана здатність іонізуючого випромінювання за певних рівнях доз викликати загибель мікроорганізмів. Теоретично величина стерилізуючої дози визначається характером контамінації матеріалу і радіостійкістю мікроорганізмів. Практично ж у більшості країн прийнята стерилізуюча доза 25 або 30 кГр рідкоіонізуючого (звичайно γ -) випромінювання. У свій час в СРСР для підприємств медичної промисловості мінімальна стерилізуюча доза була визначена як 25 кГр. Вважається, що вона є летальною для всіх видів і форм мікроорганізмів.

У теперішній час на основі цієї радіаційно-біологічної технології стерилізують сотні видів медичної продукції. В першу чергу це, безперечно, інструменти і матеріали на основі полімерів: шприци для ін'єкцій, системи взяття і переливання крові, катетери, серцеві клапани, штучні кровоносні судини, предмети ендопротезування, деталі до апаратів штучного кровообігу, штучна нирка та інші чисельні матеріали. Радіаційній стерилізації піддаються шовні і перев'язочні матеріали – кетгут, бинти, вата, тампони та інші, багато які лікувальні матеріали і препарати, що можуть бути стерилізовані і звичайними методами.

Крім перерахованих позитивних якостей радіаційна стерилізація дозволяє зберігати після обробки незмінними первинні властивості і функціональні особливості матеріалів, що особливо стосується лікувальних препаратів. Внаслідок цього номенклатура матеріалів, що можуть піддаватися радіаційній стерилізації постійно зростає.

Дуже специфічну групу матеріалів і області медицини, котру необхідно

піддавати стерилізації, являють собою біологічні тканини – кров, кровоносні судини, кістки, хрящі та деякі інші, що призначені для трансплантації. Ані термічні, ані хімічні методи стерилізації у цьому випадку абсолютно непридатні, так як пошкоджують клітини живих тканин. Не можна для цього застосовувати і вказані для стерилізації дози, котрі можуть призводити до денатурації високополімерних речовин клітин.

Вихід було знайдено в комбінації термічних і радіаційних приймів при щадних рівнях. Так, для стерилізації крові рекомендується опромінення в дозі 7,5 кГр при її підігріві до 60°C. Цей режим дозволяє одержати стерильний препарат з практично повністю природними біологічними властивостями. В даному випадку підвищена температура грає роль радіосенсибілізатора, а не стерилізатора.

12.4.4. Застосування іонізуючих випромінювань при трансплантації органів і тканин

Під впливом іонізуючих випромінювань в клітині змінюється контроль біосинтезу білків. З цим порушенням важливої функції клітинного обміну речовин пов'язаний прояв деяких радіобіологічних ефектів на цьому рівні, зокрема пригніблення імунобіологічного пізнання – імунітету, який захищає організм від проникнення чужорідних білків. Застосування радіації для послаблення міжклітинного пізнання, відповідального за цей процес, є основою для вирішення багатьох практичних задач і, зокрема, подолання несумісності при пересадці тканин і органів. Ця методологія знайшла практичне втілення при трансплантаціях нирок, печінки та інших органів.

Безперечно, потужним гальмом для широкого впровадження в нашій країні радіаційно-біологічних технологій не тільки в сільському господарстві, а й в інших галузях, є вкрай недостатня кількість радіаційної техніки спеціального призначення.

Не можна й не враховувати те, що аварія на Чорнобильській АЕС

підірвала у світовій громадськості довіру до атомної енергетики як в цілому, так, зокрема, і до можливостей використання ядерної енергії, джерел іонізуючих випромінювань, радіоактивних ізотопів у різних сферах господарської діяльності. Хіба що виняток склала медицина. Тепер, через три десятиліття після тих драматичних подій відбувається повільне, проте більш об'єктивне сприйняття й оцінка можливостей «мирного атому» і, безперечно, з часом вдасться більш строго і зважено використовувати потенціал ядерної енергії не тільки в атомній енергетиці, але й в інших сферах діяльності людини, включаючи аграрне виробництво.

Контрольні запитання до розділу 12:

1. Поняття радіаційно-біологічної технології.
2. Передпосівне опромінення насіння сільськогосподарських рослин для прискорення проростання» розвитку та збільшення їх продуктивності.
3. Опромінення насіння та рослин з метою одержання нових сортів.
4. Поняття критичної дози.
5. Біологічна суть радіаційної біотехнології подолання несумісності тканин і стимуляції зростання при вегетативних щепленнях рослин.
6. Радіаційна технологія запобігання проростання бульб, коренеплодів і цибулин при зберіганні.
7. Продовження строків зберігання ягід, фруктів та овочів, опромінених іонізуючою радіацією.
8. Радіаційна пастеризація та консервація продукції рослинництва, плодівництва і тваринництва.
9. Переваги радіаційної консервації продукції перед традиційними способами.
10. Біотехнологія радіаційної статевої стерилізації комах-шкідників сільськогосподарських рослин і тварин.
11. Радіаційна дезинсекція продукції рослинництва і тваринництва.
12. Застосування випромінювань для радіаційного консервування кормів та покращення їх якості.
13. Шляхи застосування іонізуючих випромінювань у харчовій промисловості.
14. Радіаційно-біологічні технології у медицині.
15. Суть радіаційної терапії злоякісних новоутворень у людини.
18. Переваги радіаційної стерилізації матеріалів в медицині перед традиційними.

13. МЕТОД ІЗОТОПНИХ ІНДИКАТОРІВ В БІОЛОГІЇ ТА ЕКОЛОГІЇ

13.1. Мічені атоми. 13.2. Радіоактивні і стабільні ізотопи. 13.3. Мічені сполуки. 13.4. Індикаторна доза. 13.5. Основні шляхи застосування ізотопних індикаторів у дослідженнях з рослинами. 13.5.1. Дослідження транспорту та розподілу в рослині окремих елементів. 13.5.2. Вивчення ролі певних речовин у метаболізмі рослин. 13.6. Особливості використання радіоактивних ізотопів у вегетаційних та польових дослідженнях. 13.7. Радіоавтографія. 13.7.1. Макрорадіоавтографія. 13.7.2. Мікрорадіоавтографія. 13.8. Особливості використання стабільних ізотопів.

Одним із шляхів практичного використання досягнень ядерної фізики у різних галузях науки і виробництва є застосування методу ізотопних індикаторів, або, як його ще називають, методу мічених атомів. Він знайшов і широке використання в біології, медицині, екології.

13.1. Мічені атоми

Міченими атомами називаються ізотопи, які, відрізняючись за масою від атомів основного ізотопу елемента, можуть використовуватись як мітка (індикатор) при вивченні найрізноманітніших процесів розподілу, переміщення і перетворення речовин у складних системах, в тому числі й у живих організмах.

Як мітку – ізотопний індикатор звичайно застосовують радіоактивні ізотопи. Проте в деяких ситуаціях, про які буде йтись пізніше, використовують і стабільні ізотопи. При використанні радіоактивних ізотопів певне значення може мати біологічна дія їхніх іонізуючих випромінювань. Тому метод ізотопних індикаторів базується на двох основних положеннях:

– хімічні властивості різних ізотопів одного елемента практично однакові, завдяки чому їхня поведінка в процесах, що досліджуються, не відрізняється від поведінки інших атомів того ж елемента;

– радіоактивні ізотопи у кількостях, які застосовують як мітку, не проявляють біологічної дії на живі організми протягом часу проведення досліджень.

Вважається, що метод ізотопних індикаторів не належить безпосередньо до кола інтересів радіобіології. І взагалі з цим можна погодитись. Але не можна не враховувати, що своєю появою цей метод, як і наука радіобіологія, завдячує відкриттю явища радіоактивності, радіоактивних ізотопів, які значно частіше, ніж стабільні, використовують як мітку.



Д. Хевеши
(1885–1966)

Більш того, угорський хімік Д'юрдь Хевеши разом з німецьким хіміком Ф. Панетом, які запропонували метод у 1913 р., за що отримали Нобелівську премію, вперше застосували його саме в біологічних експериментах.

Цікава і повчальна передісторія цього відкриття, так би мовити першого використання ізотопних індикаторів на практиці. У 1911 р. 26-річний студент з Угорщини Д. Хевеши проходив стажування у Манчестері, що у Великій Британії, працюючи з радіоактивними матеріалами. З причин бідності він мешкав у студентському гуртожитку і харчувався у студентській їдальні. З часом він став підозрювати, що несовісні куховари для приготування їди використовують недоїдені залишки, часом, судячи зі смаку, досить старі. Щоб перевірити гіпотезу від додав до свого недоїденого блюда невелику кількість радіоактивного матеріалу. Через день, коли було подано подібне блюдо, він взяв зразок і за допомогою лічильника Гейгера підтвердив свій здогад – їжа було радіоактивною. Невідомо, чим закінчилася ця історія для куховарів, але через два роки наукова громадськість узнала про новий унікальний метод досліджень.

З того часу наука про дію іонізуючих випромінювань на живі організми й вчення про використання радіоактивних ізотопів в біологічних дослідженнях ідуть паралельно. Не випадково багато авторів, розглядаючи проблему практичного використання досягнень ядерної фізики і радіобіології, поряд з радіаційно-біологічними технологіями як самостійний напрям або окремий підхід виділяють використання методу ізотопних індикаторів у дослідницьких та прикладних роботах в галузі медицини, біології, сільськогосподарських науках. Саме тому є доцільним включення розділу про цей метод у підручник із радіобіології. Тим більше, що саме з курсом «Застосування ізотопів у сільському господарстві» у середині минулого століття прийшла радіобіологія як дисципліна у вищі навчальні заклади аграрного профілю, саме завдяки цьому курсу автор підручника став радіобіологом.

Але, звичайно, використання методу ізотопних індикаторів не обмежується інтересами радіобіології й навіть біології в цілому. Важко назвати напрям у природничих науках і галузь народного господарства, у якій би його нині не застосовували. Це медична й фармацевтична промисловість, хімія й хімічна промисловість, металургія, матеріалознавство, фізика, геологія, археологія. Значного поширення він набув у ґрунтознавстві, фізіології рослин, рослинництві для оцінки фізичних властивостей ґрунту і запасів у ньому вологи і елементів живлення, вивчення взаємодії ґрунту та добрив, процесів засвоєння рослинами елементів живлення з ґрунту і добрив, позакореневого надходження в рослини елементів живлення та фізіологічно-активних речовин, для виявлення дії на рослинний організм пестицидів, дослідження особливостей обміну речовин, зокрема фотосинтезу. Застосовуючи цей метод, вивчають найважливіші властивості польових і плодкових культур – ріст і розвиток, особливості окремих процесів обміну, стійкість проти різних несприятливих факторів навколишнього середовища, формування продуктивності.

За допомогою методу ізотопних індикаторів досліджують біохімічні і фізіологічні процеси, які відбуваються в організмі тварин і людини, роль окремих речовин у метаболізмі, проводять аналіз кормів і продуктів харчування на вміст токсичних речовин, малі кількості яких важко, а іноді й неможливо визначити за допомогою інших методів.

Застосовуючи мічені атоми вивчають міграцію тварин від переміщення окремих видів промислових риб у світовому океані до оцінки рибних запасів у місцевих водоймах, шляхах перелітних птахів і мігруючих диких тварин, поведінку бджіл і мурах, комах шкідників сільськогосподарських рослин і переносників хвороб тварин і людини.

Чутливість методу ізотопних індикаторів, особливо це стосується використання радіоактивних ізотопів, надзвичайно висока. Вона набагато порядків перевищує чутливість хімічних та фізичних методів. Так, якщо останні дозволяють виявити одну молекулу серед 10^6 – 10^7 молекул речовини, то молекулу радіоактивного ізотопу можна визначити серед 10^{20} молекул. Саме тому завдяки методу мічених атомів вдалося розв'язати багато завдань, які принципово неможливо було вирішити за допомогою інших підходів. Саме завдяки надзвичайно високій чутливості сучасної радіометричної апаратури вже через тиждень після аварії на АЕС «Фукусима», що сталася 11 березня 2011 р., радіоактивний цезій «японського походження» був виявлений над Україною.

13.2. Радіоактивні і стабільні ізотопи

В біологічних та екологічних дослідженнях найчастіше використовують такі радіоактивні ізотопи (у дужках вказані тип випромінювання та період піврозпаду – $T_{0,5}$: ^3H (β -, 12,26 року), ^{14}C (β -, 5730 років), ^{18}F (γ -, 109,8 хвилини), ^{22}Na (γ -, 2,64 року), ^{32}P (β -, 14,3 доби), ^{35}S (β -, 87 діб), ^{42}K (β -, γ -, 12,5 годин), ^{45}Ca (β -, 152 доби), ^{59}Fe (β -, γ -, 45,1 доби), ^{58}Co (β -, γ -, 70,8 діб), ^{65}Zn (γ -, β -, 250 діб), ^{86}Rb (β -, γ -, 19,5 доби), ^{89}Sr (β -, 50,5 діб), ^{125}I

(γ -, 60 діб) і ^{131}I (γ -, 8 діб), ^{134}Cs (γ -, β -, 2,06 року) та інші. Серед відомих штучних 1880 радіоактивних ізотопів можна підібрати майже для будь-якого елемента такий, що можна використати для вирішення певних завдань. При цьому з метою зниження ризиків радіонуклідного забруднення навколишнього середовища при можливості бажано використовувати ізотопи з невеликим $T_{0,5}$. Так, замість ^{90}Sr з $T_{0,5}$ 29 років слід застосовувати ^{89}Sr , замість ^{137}Cs з $T_{0,5}$ 30 років – ^{134}Cs .

Проте, іноді виникають ситуації неможливості використання радіоактивних ізотопів.

1. Короткий $T_{0,5}$ ізотопу, що не дозволяє проведення досліджень. Так, серед штучних радіоактивних ізотопів азоту найбільш довго живучий ^{13}N має $T_{0,5}$ лише 10 хв. Це означає, що через годину, тобто через 6 періодів піврозпаду, ізотоп практично не може бути виявлений у середовищі.

2. Відсутність умов (спеціально обладнаної лабораторії) для роботи з радіоактивними речовинами.

І тоді застосовують стабільні ізотопи: ^2H , ^{13}C , ^{15}N , ^{18}O та деякі інші. Найчастіше – ^{15}N – ізотоп одного з найважливіших біогенних елементів.

Іноді завдання взагалі не може бути вирішене за допомогою певного ізотопу. І тоді використовують його хімічний аналог. Так, $T_{0,5}$ штучного ізотопу калію ^{42}K складає 12,5 год. Для вивчення особливостей поведінки цього елемента у тривалих дослідженнях він не підходить. І тоді використовують його найближчий хімічний аналог ^{86}Rb з тривалішим $T_{0,5}$, який звичайно зустрічається в природі як ізоморфна домішка у калії. При цьому допускається, що інертний рубідій, вплив якого на живі організми, в усякому разі у дуже низьких кількостях, на відміну від іншого близького хімічного аналогу натрію, поводить себе подібно калію.

Методи хімічного і фізичного аналізу як правило дають лише загальні відомості про кількість елемента в одиниці маси органу, тканини, будь-якого зразка. Метод ізотопних індикаторів дозволяє простежити за долею конкретного елемента, введеного тим чи іншим способом в організм. Він дає

зможу спостерігати за його надходженням, транспортом, засвоєнням, нагромадженням в окремих органах, перетворенням у перебігу метаболізму. Тому в наш час метод ізотопних індикаторів набуває значення одного з основних в біологічних дослідженнях.

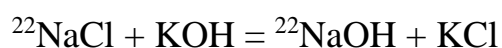
13.3. Мічені сполуки

Так звану ізотопну сировину – речовину, що складається з чистого ізотопу, одержують шляхом послідовних складних операцій, які мають назву «ізотопного розділення», на спеціальних пристроях – ізотопних сепараторах. За їхньою допомогою звичайно одержують стабільні ізотопи. Що стосується радіоактивних ізотопів, то їх одержують або опроміненням нерадіоактивних речовин в атомних реакторах і прискорювачах заряджених частинок (за аналогією з ^{60}Co для опромінювальних установок і пристроїв, про що коротко розповідалось у попередньому розділі), або хімічним виділенням із суміші відходів ядерного палива (за аналогією з ^{137}Cs).

Мічені сполуки – це хімічні речовини, в яких атоми одного елемента, іноді кількох, мають ізотопний склад, що відрізняється від природного. Мічені сполуки одержують за допомогою трьох основним методів: хімічного синтезу, ізотопного обміну (іноді їх об'єднують під загальною назвою – хімічний шлях) та біологічного синтезу (біологічний шлях).

Хімічний синтез, як правило, здійснюється із застосуванням звичайних методів препаративної хімії. Але на певному етапі синтезу до складу реакційних компонентів замість звичайного елемента включається потрібний ізотоп.

Ізотопний обмін – це хімічний процес, який полягає у перерозподілі ізотопів якого-небудь елемента між реагуючими речовинами. При цьому обміні один ізотоп елемента заміщується іншим у молекулі речовини без зміни їхнього елементного складу. Наприклад:



Мічені високомолекулярні сполуки біологічного походження, такі як нуклеїнові кислоти і окремі нуклеотиди, білки і деякі амінокислоти, циклічні сполуки, гормони, вітаміни та інші, хімічний синтез яких ускладнений або взагалі неможливий і які не завжди вступають у реакції ізотопного обміну, одержують культивуванням різних організмів на середовищах, що містять ізотоп, або введенням ізотопу в організм за допомогою будь-яких інших методів з наступним препаративним виділенням цих сполук. Таким способом не завжди вдається одержати мічену сполуку з досить високою кількістю ізотопу (високою питомою радіоактивністю), але нерідко цей шлях є єдиним для одержання міченої сполуки біологічного походження.

В деяких випадках дослідник в умовах звичайної радіологічної лабораторії може отримати потрібні мічені сполуки. Так, при проведенні робіт в галузі фізіології мінерального живлення рослин для вирішення багатьох завдань необхідно мати мічені добрива або окремі мічені солі. Основні вимоги до їх якості, як до будь-якої міченої сполуки, такі: ізотоп-індикатор повинен знаходитись у такій же хімічній формі, що й елемент живлення у складі добрив; він має бути рівномірно розподілений по всій масі добрива; кількість його повинна бути достатньою для визначення відповідними вимірювальними приладами, але не викликати відхилень у біологічних процесах.

Існують два основних способи одержання мічених добрив. Перший із них передбачає введення мітки в добриво у процесі його виготовлення за заводською технологією. Наприклад, розчин, що містить радіоактивний фосфат кальцію $\text{Ca}_3(^{32}\text{PO}_4)_2$, нерадіоактивна сіль якого становить основу природних фосфатів (фосфорит і апатит) додають до сірчаної кислоти, якою їх обробляють при одержанні звичайного простого суперфосфату, або до фосфорної кислоти – при виготовленні подвійного суперфосфату.

Аналогічним шляхом можуть бути одержані мічені азотні й калійні добрива, коли при їх виготовленні в залежності від хімічної основи добрива до них додають мічені солі $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$, $^{86}\text{RbCl}$, $^{86}\text{Rb}_2\text{SO}_4$, або їхні

різновиди за місцем мітки в молекулі – $^{15}\text{NH}_4\text{NO}_3$, $\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$, $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$. Цей спосіб одержання мічених добрив найдосконаліший, оскільки включення ізотопу в технологічний процес виробництва добрив дає можливість досягти рівномірного розподілу мітки по всій його масі. Але цілком очевидно, що він досить дорогий, так як потребує створення у заводських умовах спеціальної технологічної лінії або її відтворення в умовах експериментальної лабораторії.

Другий спосіб значно простіший і тому його значно частіше використовують у дослідах. Він полягає у звичайному змішуванні розчину радіоактивної солі з водною суспензією готового добрива у лабораторних умовах. Після цього суспензію висушують до вихідної вологості добрива. Цей спосіб менш досконалий, але цілком придатний за умови, що досягається рівномірний розподіл мітки по всій масі добрива. Якщо ж добриво представлено простою сіллю (наприклад, аміачна селітра, хлористий калій) і змішується з такою ж міченою сіллю, можна одержати мічене добриво, яке не поступається за якістю виготовленому за першим способом.

За аналогічними схемами мітка може вводитись в інші речовини, котрі використовуються як поживний субстрат, окремі складові раціону чи інші компоненти трофічних ланцюгів.

Ще простіша технологія виготовлення мічених рідких розчинів і середовищ. У такому разі відповідно до складу розчину частина речовини, яка повинна мати конкретну мітку, замінюється препаратом, що містить ізотоп. Наприклад, у рідку поживну суміш додається частина міченої солі, яка входить до складу її рецептури.

13.4. Індикаторна доза

Дуже важливим етапом у виготовленні міченої сполуки є вибір *індикаторної дози – кількісного вмісту у речовині радіоактивного ізотопу*. З одного боку вона має бути досить високою, щоб забезпечити точність в

оцінці участі у метаболізмі досліджуваного елемента, а з другого – не настільки високою, щоб спричинити радіаційну дію. При цьому слід враховувати, що не тільки інгібуючі дози опромінення, а й стимулююча доза може спотворити реальну картину поведінки надходження і перетворень міченої речовини. Необхідно також виключити можливий вплив випромінювання на експериментатора та радіоактивне забруднення навколишнього середовища, особливо при проведенні досліджень в польових умовах як з рослинами, так і тваринами.

І при вирішенні цього складного завдання потрібно враховувати мету експерименту та умови його проведення, специфіку ізотопу і сполуки, до складу якої він входить, тривалість введення мітки, радіочутливість об'єкту досліджень, можливості вимірювальних приладів та інші. У дослідях з рослинами орієнтовний інтервал індикаторних доз, як правило, знаходиться в діапазоні 10^3 – 10^4 Бк/л(кг) поживного розчину, середовища чи ґрунту. Індикаторні дози для досліджень з ссавцями з урахуванням їхньої, як правило, вищої радіочутливості і особливостей метаболізму, приблизно на порядок нижчі.

При проведенні короткочасних дослідів, які тривають години–добы, верхня межа індикаторних доз із метою збільшення чутливості методу зміщується у бік вищих активностей. В експериментах, що тривають місяцями–роками, наприклад, при вивченні долі речовини протягом вегетаційного періоду рослин чи міграційних шляхів тварин, навпаки, – у бік нижчих активностей.

Що стосується застосування радіоактивних ізотопів з діагностичною метою – розпізнавання деяких захворювань людини, індикаторні дози встановлюються у кожному конкретному випадку, але рідко коли вони перевищують 10^4 Бк/л. Особливого значення тут набувають такі властивості міченої речовини, як період її піввиведення з організму і період піврозпаду ізотопу. Цілком зрозуміло, що чим менші ці величини, тим меншу дозу опромінення отримує пацієнт.

Взагалі оцінити індикаторну дозу розрахунковим шляхом – не просто і зробити це можна тільки орієнтовно. Тому у кожному випадку слід здійснювати попередні контрольні досліди, які можуть допомогти визначити необхідну кількість радіоактивного ізотопу, що забезпечить оптимальні умови проведення досліджень як з погляду одержання достовірних даних, так і гарантування радіаційної безпеки експериментатора та імовірності радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

При роботі зі стабільними ізотопами задача підбору індикаторної дози значно спрощується. Головне, що при цьому слід враховувати, – чутливість методу кількісного визначення ізотопу.

13.5. Основні шляхи застосування ізотопних індикаторів у дослідженнях з рослинами

За допомогою метода ізотопних індикаторів у біології рослин найчастіше розв'язують два основних завдання: дослідження транспорту і розподілу в рослині певних елементів і речовин та вивчення їх ролі у метаболізмі. Втім, і в біології тварин ці завдання вважаються найважливішими. Сформульовані в найзагальнішій формі, вони, проте, охоплюють практично всі можливі шляхи використання методу в рамках експериментальної біології: транспорт, перетворення, утилізація, депонування елементів живлення і окремих речовин при надходженні через корені і листя; дослідження просторового розподілу окремих елементів і речовин у рослині; вивчення впливу різних типів живлення рослин на обмін певних речовин і дослідження участі в обміні окремих сполук; оцінка швидкості пресування речовин по рослині та багато інших.

Треба підкреслити, що введена в рослину мічена речовина залучається у метаболізм, у процесі якого з нею можуть відбуватися різні хімічні перетворення. Безперечно, кінетика надходження і розподілу такої речовини значною мірою залежить від того, в якій формі вона вводиться у рослину. І

при включенні в обмін речовин із нею можуть відбуватися певні метаболічні перетворення, внаслідок яких речовини «перемічуються», тобто мітка – радіоактивний ізотоп може потрапляти до складу зовсім інших сполук. Для ідентифікації того, в якій хімічній формі й до складу якої сполуки включився мічений елемент, необхідно поєднувати метод ізотопних індикаторів з іншими фізіологічними, біохімічними, цитохімічними методами та засобами препаративного розділення й аналізу суміші речовин.

13.5.1. Дослідження транспорту та розподілу в рослині окремих елементів

Кожний метод є логічним ланцюжком конкретних прийомів, які потрібно здійснювати при постановці та проведенні досліду. Для прикладу можна розглянути класичну схему проведення експерименту з вивчення розподілу міченого елемента в рослині, яку запропонував один з класиків методу професор В.В. Рачинський (рис. 13.1).

Дослід починається з вирощування рослини в умовах ґрунтової, піщаної чи водяної культури до певного віку або фази розвитку, передбачених його метою і завданнями. Після досягнення цього періоду готують розчин міченої сполуки із певною питомою активністю чи концентрацією. Частіше вводять мічений елемент у складі будь-якої сполуки через кореневу систему. Якщо рослину вирощують в умовах ґрунтової або піщаної культури, то це здійснюють поверхневим поливом субстрату розчином, який містить мічену речовину, і підґрунтовим його введенням через дренажну трубку. В умовах ґрунтової культури для рівномірнішого розподілу розчину по посудині можна попередньо по колу гострим штирем зробити в ґрунті кілька наскрізних вертикальних отворів. Завдання щодо введення і рівномірного розподілу мітки значно полегшується при проведенні досліду в умовах водяної культури. Іноді мічену сполуку вводять у субстрат ще при закладанні досліду перед висівом рослин. У такому разі вирішення питання рівномірного його розподілу по посудині спрощується.

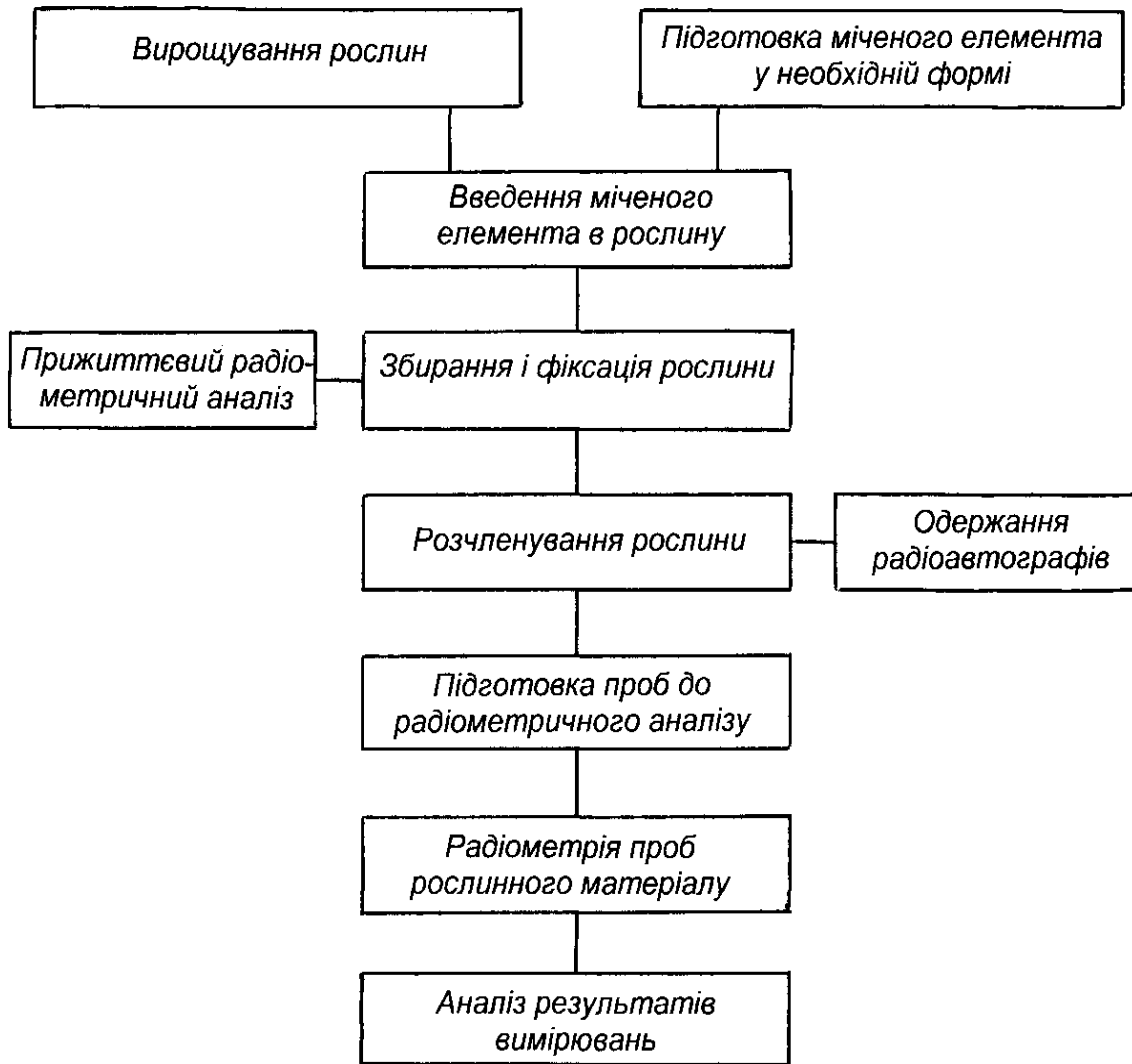


Рис. 13.1. Схема дослід з вивчення розподілу міченого елемента в рослині.

При позакореновому введенні ізотопу його наносять, звичайно, двома способами: обприскуванням із пульверизатора або змочуванням поверхні листя. При використанні у подальшому листя для аналізів з метою зняття з поверхні радіоактивних речовин його відмивають водою і розчинами немічених солей, у формі яких вводили мітку.

Існують й інші способи введення мітки у рослину. Із них, передусім, треба виділити ін'єкцію розчину ізотопу в провідну систему рослини за допомогою медичного шприца. Іноді застосовують такі способи, як поглинання розчину ізотопу «гнотом» із листка, в якого відрізають бокові

частини пластинки, а смужку, що залишилася з середньою жилкою («гніт»), занурюють у пробірку з ізотопом; всмоктування розчину з ізотопом через зріз черешка або пеньок бокового стебла; нанесення розчину з ізотопом на точку росту.

При роботі з радіоактивними ізотопами, для яких розроблена наведена схема, методика передбачає прижиттєве вивчення транспорту і розподілу міченої сполуки у рослині. Для цього використовують виносні детектори радіоактивності на основі малогабаритних газорозрядних лічильників, що підключені до радіометричної апаратури. За їх допомогою можна реєструвати момент надходження мітки в певний орган, оцінювати швидкість її пересування по стеблу та листку, а за ступенем радіоактивності визначити і місце локалізації.

Зрозуміло, що таким шляхом можна лише приблизно виявити характер пересування ізотопу по рослині, а тим більше дати кількісну оцінку його розподілу. Але при вмілому використанні він може стати джерелом цінної, а іноді й дуже унікальної інформації. Найефективніше цей спосіб застосовують в експериментах з великими рослинами – соняшником, кукурудзою, виноградом, плодовими культурами. У такому разі на рослині можна закріпити кілька датчиків і з досить високою точністю в перебігу її онтогенезу вивчати процеси транспорту та нагромадження міченої сполуки у різних органах.

Щоб одержати повнішу картину розподілу міченого елемента по рослині або в окремому органі використовують *метод радіоавтографії*, про який буде сказано далі. Проте найточнішу кількісну картину транспорту й локалізації в рослині міченого елемента можна мати за допомогою радіометричного аналізу окремих частин і органів рослини. Для цього у певні фази чи стадії розвитку рослини чи їхні органи фіксують, тобто штучно умертвляють. Це дуже відповідальна операція, яка повинна забезпечити по можливості досить швидко, щоб не допустити перерозподілу мітки після завершення експерименту, припинення обміну речовин.

Найдосконалішим способом фіксації вважають занурення рослин або окремих їхніх органів чи тканин у рідкий азот, що за температури -196°C забезпечує практично миттєву зупинку метаболізму. Застосовують теплову фіксацію – прогрівання рослин у термостаті при температурі 105°C , занурення в етиловий спирт, формалін, суміш спирту з оцтовою кислотою та інші середовища. Але всі зазначені способи поступаються першому й при їх застосуванні характер розподілу мічених сполуки може змінюватися. Щоб звести до мінімуму ці порушення, рослини розчленовують на окремі органи, подрібнюють і якнайшвидше висушують у термостаті. Потім проби розмелюють до порошкоподібного стану й на радіометричному приладі оцінюють їхню радіоактивність. Знання радіоактивності міченої сполуки, введеної в рослину, дає можливість при порівнянні розрахувати її кількість на орган, на одиницю маси рослини.

13.5.2. Вивчення ролі певних речовин у метаболізмі рослин

Коло питань, що вирішується попереднім дослідженням, може бути значно розширене за рахунок глибшого вивчення участі міченої сполуки в процесі метаболізму. Виділяючи з окремих органів рослин певні речовини за допомогою методів препаративної біохімії й визначаючи в них вміст (рівень радіоактивності) ізотопу, можна простежити за метаболічними перетвореннями тієї чи іншої сполуки. Саме так були одержані за допомогою радіоактивних ізотопів унікальні відомості про особливості фосфорного, кальцієвого, сірчаного обміну в рослині, фізіологічну роль багатьох мікроелементів, фундаментальні дані про перетворення деяких речовин та інші.

Застосування методу ізотопних індикаторів дало змогу глибше вивчити питання про роль вуглецю у фотосинтезі. Тільки з можливістю одержання міченого вуглекислого газу $^{14}\text{CO}_2$ вдалося проникнути в інтимні таємниці зеленого листа, яке перетворює цю просту речовину разом з водою в чисельні різноманітні складні органічні сполуки. Цей шлях біосинтезу,

детально досліджений видатним американським біохіміком і фізіологом рослин, за що він отримав Нобелівську премію, відомий під назвою відновлювального карбонового, або пентозофосфатного, *циклу Калвіна*.

В.В. Рачинський наводить класичну схему досліду з вивчення хімічного перетворення вуглецю у фотосинтезі як типовий приклад розв'язання завдання зазначеного типу (рис. 13.2). Згідно з нею підготовлену до досліду рослину разом з посудиною ставлять на певний час у камеру з міченим вуглекислим газом, який звичайно отримують додаванням у пробірку з трохи зволженим міченим карбонатом барію ($\text{Ba}^{14}\text{CO}_3$) 30%-ї хлорної кислоти. Невелика камера може бути створена і для окремого листка. Безперечно, вона має бути повітронепроникна. У короткочасних дослідженнях із фотосинтезу можуть бути використані й зрізані з рослини листки, черешки яких занурені в пробірки з водою та поживним розчином, а при розв'язанні певних завдань – і безпосередньо у розчин з міченим карбонатом. Після експозиції рослини фіксують і проводять групове фракціонування вуглецевмісних речовин, під час якого виділяють, наприклад, амінокислоти, органічні кислоти, білки, вуглеводи, ліпіди та інші сполуки. Далі за допомогою методів аналітичної біохімії – хроматографії, електрофорезу та інших здійснюють розподіл цих речовин на індивідуальні хімічні сполуки і визначають їхню радіоактивність.

Якщо одержують паперові чи тонкошарові хроматограми, електрофореграми, з них можна зняти *радіоавтографи* (фотовідбитки), які відображають у повному розумінні слова картину розподілу радіоактивного міченого елемента в складі різних сполук, тобто у які сполуки включився вуглець. Радіометричний їх аналіз дає можливість кількісно оцінити динаміку розподілу вуглецю. Саме такі підходи і дозволили вивчити й описати шляхи фіксації та перетворення вуглецю при фотосинтезі. Подібні прийоми дають змогу розв'язувати завдання, пов'язані з вивченням ролі в метаболізмі й складніших сполук: амінокислот, ферментів, фізіологічно активних речовин і навіть таких складних, як нуклеїнові кислоти.



Рис. 13.2. Схема дослід з вивчення шляхів вуглецю при фотосинтезі.

13.6. Особливості використання радіоактивних ізотопів у вегетаційних і польових дослідженнях

З метою вивчення надходження та транспорту деяких елементів у рослину використовують і звичайну техніку проведення вегетаційних дослідів. При цьому треба дотримувати запобіжних заходів проти поширення радіоактивного забруднення, що в умовах вегетаційного досліду, а тим більше польового, здійснити значно важче, ніж у лабораторії.

На рис. 13.3 для прикладу наведено схему двокомпонентної вегетаційної посудини, яку використовують з метою вивчення надходження елементів живлення у різні органи рослин арахісу. Корені рослини розміщені у 15-літровій посудині, а плодоносні органи, які ростуть також у ґрунті, – в окремій чашці. Кожна зона рослини може одержувати елементи живлення окремо. За таких умов легко простежити долю будь-якого міченого елемента, що вводиться в рослину певним шляхом, у тому числі й через надземні органи, його поглинання, транспорт і розподіл у коренях, листках і плодах. Саме в подібних дослідах із радіоактивними ізотопами була доведена вища ефективність підживлення рослин через листя, порівняно з іншими видами підживлення такими елементами як фосфор, калій, сірка, які швидко поглинаються листям і рухаються по флоемі до інших органів. Водночас було встановлено, що кальцій, магній, залізо й мідь легко поглинаються листками, але пересуваються з них повільно і на незначні віддалі.

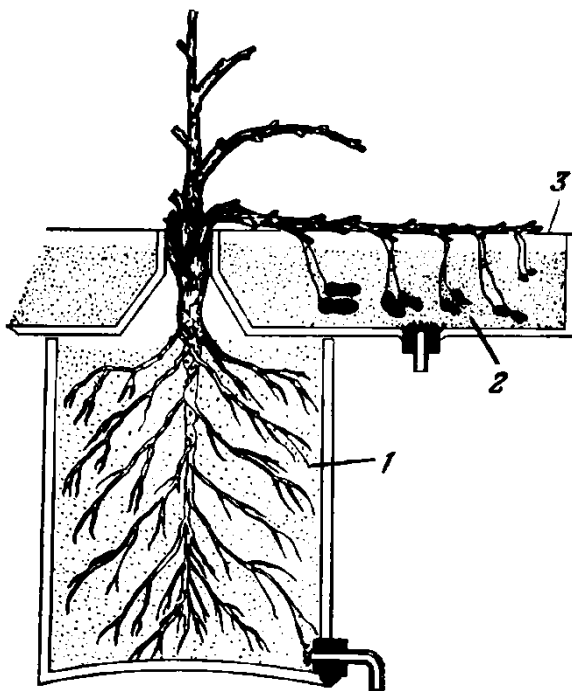


Рис. 13.3. Будова вегетаційної посудини для вивчення поглинання радіоактивних ізотопів окремо коренями і плодами арахісу (Р.В. Бледзо та ін., 1997): 1 – посудина з поживним середовищем для коренів, 2 – посудина з поживним середовищем для плодів, 3 – металева ситка, яка запобігає контакту надземних органів із міченим поживним середовищем для плодів.

Конструкція такої установки практично виключає імовірність попадання радіоактивних речовин у навколишнє середовище.

Особливості поглинання елементів живлення рослинами з добрив за допомогою методу ізотопних індикаторів можуть добре вивчені у польових дослідах, тобто умовах, максимально наближених до природних. У такому разі важливим завданням є внесення в ґрунт мічених добрив. В дослідах з однорічними рослинам мічене добриво, як і звичайне, можна вносити перед сівбою (посадкою) при ретельному перемішуванні його з ґрунтом. В експериментах із багаторічними рослинами або при внесенні мічених добрив під вегетуючу однорічну рослину, наприклад, у період формування продуктивних органів, застосовують два способи внесення – поверхневий та глибинний.

Прийоми внесення мічених добрив у польових умовах під рослини винограду, описані американським дослідником А. Ульріхом, прийнято вважати типовими. За його методикою при поверхневому внесенні навколо виноградної лози влаштовують із ґрунту квадратну або круглу грядку чи лунку зі стороною або діаметром 120 см. Спочатку для зволоження в грядку вливають 40 л води, а потім 20 л розчиненого у воді міченого добрива. Після того, як розчин просочить ґрунт, додають ще 100 л води для більш рівномірного його розподілу в зоні кореневої системи.

При глибинному внесенні мічених добрив у кожному куту квадратної грядки чи лунки (якщо лунка кругла, то в місцях перетину з окружністю двох взаємно перпендикулярних її діаметрів) просвердлюють отвори діаметром 4 см і завглибшки 40 см. Усю дозу добрива розчиняють у 600 мл води і розподіляють порівну по чотирьох отворах навколо лози. Зразу ж після цього під кожен лозу вливають по 150 л води.

Описані методики з урахуванням видової специфіки, фази розвитку або віку придатні для внесення мічених добрив під плодові культури, вегетуючі однорічні рослини та інші. Іноді для глибинного внесення мічених добрив під вегетуючі рослини використовують спеціальні зонди, що діють за принципом шприца. Такий зонд являє собою досить тонку, щоб не пошкодити кореневу систему, загострену на кінці сталеву трубку, звичайно,

діаметром близько 10 мм і завтовшки, що забезпечує внесення добрива на необхідну глибину, оснащену поршнем чи іншим механізмом для впорскування розчину.

Дуже важливим при проведенні польових дослідів із радіоактивними ізотопами є дотримання заходів радіаційної безпеки з метою запобігання забруднення ділянки. Тому досліди в польових умовах бажано проводити з коротко- та середньоживучими ізотопами, застосовуючи мінімальні при можливості їх кількості.

На відміну від лабораторних досліджень з ізотопами, працюючи в умовах вегетаційного або польового експерименту з десятками, сотнями або й тисячами рослин, вносячи мічені сполуки у різні фази їхнього розвитку, проводячи відбір проб і оцінку радіоактивності протягом усього вегетаційного періоду, можна дослідити особливості динаміки надходження, розподілу та нагромадження певних сполук в окремих органах у перебігу онтогенезу й визначити вплив найрізноманітніших факторів на ці процеси, у тому числі і дії іонізуючої радіації.

Саме у вегетаційних та польових дослідженнях з міченими сполуками вдалося оцінити ефективність використання різних елементів живлення добрив, залежно від їхньої форми, способу внесення, типу ґрунту, видових особливостей рослин; встановити дійсні швидкості рухливості окремих елементів живлення, фізіологічно активних речовин та інших сполук залежно від способу внесення; виявити особливості поглинання рослинами елементів живлення з різних типів добрив.

Безперечно, в умовах вегетаційних і польових досліджень із радіоактивними ізотопами можна розв'язувати й завдання, пов'язані з перетвореннями в процесі метаболізму різних речовин, які були описані вище. Більш того, в цих умовах, як уже зазначалося, наближених до природних, одержувані результати будуть ближчими до реальних.

13. 7. Радіоавтографія

Важливою перевагою радіоактивних ізотопів порівняно зі стабільними, є їхня властивість залишати, аналогічно видимому світлу, слід на фотоматеріалах. Саме завдяки цій властивості А. Беккерель відкрив явище природної радіоактивності урану. І цю здатність широко використовують для вивчення локалізації мічених сполук в окремих органах за допомогою методу радіоавтографії.

Радіоавтографія, або авторадіографія, – це спосіб вивчення розподілу радіоактивних речовин у досліджуваному об'єкті накладанням на нього чутливих до іонізуючих випромінювань фотоматеріалів. Радіоактивні речовини, що містяться в об'єкті, начебто самі себе при цьому фотографують, завдяки чому і виникла назва методу.

Суть фотографічного методу виявлення радіоактивності полягає в тому, що іонізуюче випромінювання, проходячи через фотоемульсію, взаємодіє з мікрокристалами галогенідів срібла – «зернами», які входять до її складу. При цьому іони срібла відновлюються до нейтральних атомів, у результаті чого утворюється так зване приховане зображення. Після проявлення й фіксації на шарі фотоемульсії у тих місцях, куди потрапило іонізуюче випромінювання, з'являються темні плями. Ділянки, на які потрапила більша кількість частинок або квантів, будуть темнішими, ніж ті, куди їх потрапило менше.

Як і в світловій фотографії, під впливом іонізуючого випромінювання на звичайних фотоматеріалах утворюється негативне зображення. Якщо на його основі одержати позитивний відбиток, то можна побачити, що найсвітліші місця відповідають найвищій інтенсивності випромінювання, менш світлі – нижчій, а темні – його відсутності. Таким чином, за ступенем засвічування фотоматеріалів можна судити про інтенсивність випромінювання й відповідно про кількість радіоактивної речовини, що міститься в будь-якій ділянці досліджуваного об'єкта.

Радіоавтограф, або авторадіограма, – це фотографічне зображення розподілу радіоактивних речовин у досліджуваному об'єкті, одержане за допомогою метода радіоавтографії.

Ряд переваг радіоавтографії робить її унікальним методом просторово-кількісного аналізу, який широко застосовують у багатьох галузях природничих наук, їхніх прикладних сферах, а особливо в біології та медицині.

Основними перевагами методу радіоавтографії є такі:

- можливість одержання просторової картини розподілу радіоактивної речовини, у тому числі й спеціально введеного радіоактивного ізотопу, в досліджуваному зразку;

- висока чутливість методу, що ґрунтується на властивості певних фотоматеріалів реєструвати окремі частинки і кванти та дає можливість виявити у зразку такі малі кількості радіоактивних речовин, які не можуть бути виявлені за допомогою лічильників радіоактивності;

- можливість кількісної оцінки нагромаджених речовин в різних ділянках досліджуваного об'єкта;

- можливість оцінки радіоактивності, а іноді й кількісного її виявлення у дуже малих зразках, що порівнюються з розмірами дрібних кристалів галогенідів срібла (десяти й соті частки мікрометра);

- одержання об'єктивного документа, що фіксує всі результати дослідження – радіоавтографа.

Як реєструючи середовища у радіоавтографії, звичайно, використовують фотографічні емульсії. Хоча з цією метою можуть бути використані будь-які фотоматеріали, в яких під впливом іонізуючих частинок або квантів змінюється колір чи його інтенсивність і які мають достатньо високу чутливість до випромінювань. Проте чисельні дослідження показали, що найзручнішим матеріалом є фотографічні емульсії. Порівняно з іншими світлочутливими середовищами вони мають ряд поки що неперевершених переваг, і це робить їх незамінними. Основна з них полягає в тому, що

фотоемульсія здатна безперервно реєструвати радіоактивні розпади атомів, завдяки чому можна оцінювати їхню сумарну кількість за час експозиції препарату. Це стає можливим тому, що вона протягом тижнів і місяців зберігає постійними свої фізичні властивості. Враховуючи цю властивість фотоемульсії, можна різко зменшити кількість радіоактивного препарату, який вводиться у живий організм, що іноді буває дуже важливим. Суттєвою перевагою емульсії є можливість за її допомогою локалізувати радіоактивні розпади в просторі й підрахувати їхню кількість. Не можна не враховувати і порівняну дешевизну і доступність цього матеріалу, фізичні властивості якого можна легко регулювати, змінюючи розмір мікрочастин галогенідів срібла – зерен.

Виділяють два основних різновиди радіоавтографії – макрорадіоавтографію та мікрорадіоавтографію. В основі обох лежить принцип контактної радіоавтографії, при якому об'єкт дослідження безпосередньо контактує з фотоматеріалом, на відміну від слідової, або трекової, радіоавтографії, яка, як правило, використовується в ядерній фізиці.

13.7.1. Макрорадіоавтографія

Макрорадіоавтографія має справу з великими об'єктами – цілими рослинами, окремими органами – листками, квітками, зрізами плодів та іншими. При цьому фотоплівку або фотопластинку прикладають до рівної поверхні зразка і притискають пресом. Після експонування й проявлення радіоавтограф аналізують у прохідному світлі порівнянням густини почорніння фотоматеріалу.

Щоб одержати радіоавтограф у рослину певним способом, але частіше через кореневу систему, разом з поживним середовищем вводять речовину, яка містить радіоактивний ізотоп. Для одержання макрорадіоавтографів через деякий час (години–добу), що визначається завданням та метою досліджень, зрізують окремі листки або інші органи чи беруть всю рослину цілком, кладуть на фільтрувальний папір, розправляють як для гербарію й зверху

накривають фільтрувальним папером. Підготовлений таким чином об'єкт розміщують між двома рівними металевими пластинками і під пресом кладуть у сушильну шафу при температурі 80–85°C. Після повного висушування в фотографічній кімнаті при слабкому темно-червоному або спеціальному жовто-зеленому світлі на нього накладають фотоплівку чи фотопластинку, накривають м'якою тканиною й знову під пресом поміщають у світлонепроникну камеру або спеціальну касету. Остання операція повинна забезпечити максимально можливий контакт рослини з фотоемulsionю.

Експонування, тривалість якого залежить від багатьох факторів, але, головним чином, визначається кількістю радіоактивної речовини, що надійшла в рослину, й оцінюється експериментально, становить, як правило, доби–тижні, але може досягати і місяців. Після проявлення одержують *макрорадіоавтограф*, що характеризує розподіл інкорпорованого радіоактивного ізотопу в рослині (рис. 13.4). При потребі з одержаного негативного зображення можна виготовити позитивний відбиток на фотопапері чи іншому матеріалі.

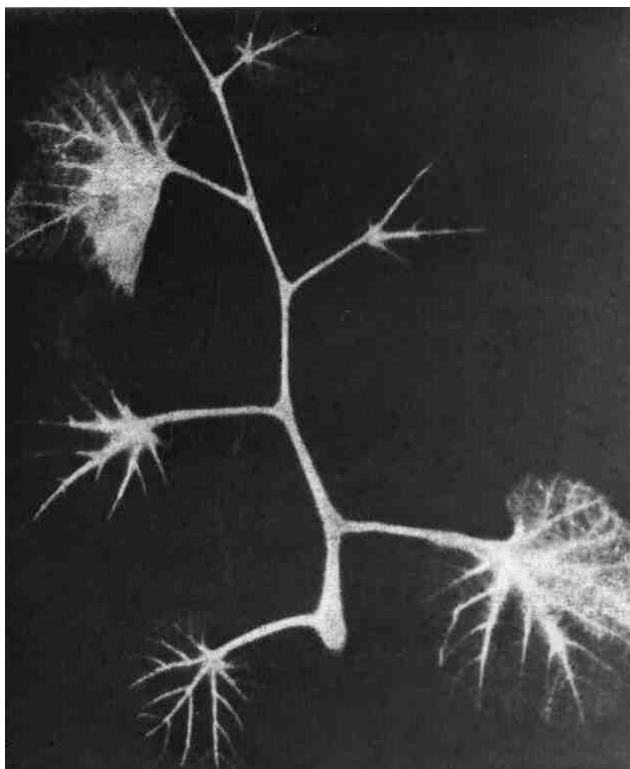


Рис. 13.4. Макрорадіоавтограф розподілу ^{32}P у рослині винограду при внесенні в ґрунт міченого фосфорного добрива (негативне зображення) (В.І. Кіліянчук та ін., 1979).

Іноді виникає необхідність одержати макрорадіоавтограф із свіжої ще вологої рослини (наприклад, при роботі з короткоживучими ізотопами). У такому разі зразок обкладають водонепроникною прокладкою з полімерної плівки і тоді розміщують на поверхні фотоматеріалу. Можна, навпаки, загорнути фотоплівку. Головне при цьому – не допустити потрапляння вологи на фотоемульсію, особливо на місці її контакту з рослиною, оскільки навіть незначна кількість вологи може викликати при експонування дифузію галогенідів срібла із фотошару в зразок і спотворити картину радіоавтографа.

13.7.2. Мікрорадіоавтографія

Об'єктами *мікрорадіоавтографії* є мікроскопічні препарати – зрізи, мазки, давлені препарати тощо. При цьому розплавлену рідку фотоемульсію безпосередньо наносять на зразок, утворюючи при її застиганні щільно прилягаючий до зразка шар. Після експонування та проявлення радіоавтограф разом з об'єктом досліджують під оптичним або електронним мікроскопом у відбитому, а в разі прозорості об'єкта – й у прохідному світлі. Аналіз полягає у підрахунку слідів, що утворилися іонізуючими частинками у фотоемульсії на фоні різних тканинних та клітинних структур.

Мікрорадіоавтографія має значно більші розділяючі можливості порівняно з макрорадіоавтографією. Якщо для одержання макрорадіоавтографів використовують фотоматеріали з великими мікрочастинками – зернами розміром 0,2–0,5 мкм (звичайні або рентгенівські фотоплівки), то для одержання мікрорадіоавтографів застосовують особливі дрібнозернисті ядерні фотоемульсії із зернами розміром 0,01–0,02 мкм.

Для мікрорадіоавтографії, звичайно, використовують фіксовані препарати окремих органів або тканин і клітин рослини, в яку введений радіоактивний ізотоп, виготовлені за загальноприйнятими або спеціальними методиками цитології, гістохімії. На висушені препарати наносять фотоемульсію, експонують, проявляють і одержують мікрорадіоавтографи, на яких під мікроскопом можна виявити потемніння певних ділянок у вигляді

крапок, розмір яких визначається розміром зерен срібла, утворених ними скупчень (рис. 13.5).

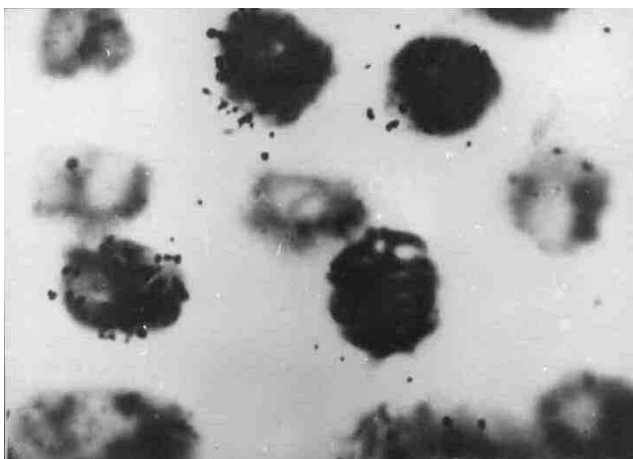


Рис. 13.5. Мікрорадіоавтограф мічених клітинних ядер у меристемі кореня гороху при вирощування рослин на поживному середовищі з ^3H -тимидіном; позитивне зображення, збільшення в 1350 разів.

Можливості застосування методу радіоавтографії до кінця ще не вичерпані. З відкриттям нових фотоматеріалів і прийомів, зокрема цифрової фотографії, винайденням нових приладів у поєднанні з новими методичними підходами аналітичної хімії та біохімії, цитології й гістології сфера його використання в найрізноманітніших галузях біології з кожним роком розширюється.

В цілому метод радіоавтографії дає змогу не тільки виявляти локалізацію міченої сполуки в рослині, тканині або клітині, а й оцінити її кількість, оскільки кількість зерен відновленого срібла емульсії прямо пропорційна інтенсивності діючого на нього випромінювання. Кількісний аналіз макрорадіоавтографів проводять за допомогою звичайних методів фотометрії, а мікрорадіоавтографів – підрахунком під мікроскопом зерен, що припадають на одиницю площі чи окрему структуру клітини. Для цих цілей успішно використовують автоматизовані методи кількісної цитофотометрії.

13.8. Особливості застосування стабільних ізотопів

У зв'язку зі значно нижчою чутливістю методу можливості застосування в ролі мітки стабільних ізотопів в біологічних і екологічних

дослідженнях, як, до речі, й у багатьох інших сферах, більш обмежені порівняно з радіоактивними ізотопами. Проте стабільні ізотопи як індикатори можна використовувати для розв'язання практично всіх завдань, в яких застосовують радіоактивні ізотопи, хоча, як правило, з меншим успіхом і точністю.

Початкові етапи методик із використанням стабільних ізотопів не відрізняються від тих, де застосовують радіоактивні ізотопи. Специфіка методу проявляється лише на заключних стадіях кількісного аналізу проб. Цей аналіз проводять на спеціальних приладах *мас-спектрометрах*, призначених для розділення речовини за масою атомів і молекул. Принцип роботи мас-спектрометра ґрунтується на дії магнітних та електричних полів на іонізовані пучки частинок у вакуумі з наступним їх сортуванням за атомною масою.

Із згаданих на початку розділу стабільних ізотопів найширше використовуваним в біологічних дослідженнях є ізотоп азоту ^{15}N . В біології рослин роботи з ним ведуться за такими основними напрямками:

- вивчення швидкості поглинання рослинами вільного азоту та азоту, що входить до складу різних азотистих сполук, у тому числі й добрив;
- визначення здатності до фіксації атмосферного азоту в різних видів рослин;
- вивчення швидкості процесів обміну азотистих сполук.

В галузі агрохімії і ґрунтознавства, фізіології живлення рослин, агроекології використання ^{15}N сприяло значному розширенню і поглибленню уявлень про трансформацію в ґрунті азоту самого ґрунту й азоту добрив, які в нього вносять, зокрема про суть процесів мобілізації та іммобілізації ґрунтового азоту, роль деяких видів мікроорганізмів при цьому. Застосування ^{15}N в дослідках з живлення й обміну речовин у рослинах сприяли відкриттям, які дали можливість проникнути в суть механізмів початкових процесів засвоєння азоту і з'ясувати важливі моменти взаємодії

між азотним живленням, фотосинтезом, забезпеченістю рослин іншими мінеральними елементами.

При цьому переваги прийомів і методів дослідження азоту на основі ізотопу ^{15}N порівняно із звичайними хімічними, біохімічними, агрохімічними настільки очевидні й загально визнані, що важко зрозуміти, чому дотепер так обмежено їх застосовують. Відомий американський спеціаліст у галузі використання цього ізотопу Р. Мак-Вікар вважає, що основна причина цього полягає в утрудненості визначення вмісту ^{15}N у будь-якому об'єкті, оскільки з цією метою доводиться вимірювати співвідношення молекулярних мас ^{15}N і ^{14}N на дорогих і складних в експлуатації приладах – згаданих мас-спектрометрах (рис. 13.6).



Рис. 13.6. Мас-спектрометр Pegasus HT (США, фірма LECO).

У чому ж полягають особливості застосування стабільних ізотопів, зокрема ізотопу ^{15}N порівняно з радіоактивними?

Відомо, що природний азот складається з двох стабільних ізотопів – ^{14}N (99,63%) та ^{15}N (0,37%). Живі організми не проявляють вибіркості відносно їхньої асиміляції, завдяки чому ^{15}N може бути застосований у якості мітки в сполуках, що містять підвищену його кількість – до 60%. Ступінь збагачення міченої сполуки ізотопом ^{15}N характеризується величиною, яка являє собою різницю (у так званих «атомних процентах») між вмістом ^{15}N у

цій міченій сполуці та його вмістом у природній суміші ізотопів азоту. Ця величина називається надлишком атомного процента ^{15}N . Так, якщо вміст ^{15}N в якійсь міченій сполуці становитиме 0,48%, то надлишок атомного процента буде $0,48 - 0,37 = 0,11$.

Мас-спектрометричному аналізу піддають суміш ізотопів у газоподібному стані. Для цього досліджуваний матеріал спалюють за загальновідомим методом К'ельдаля, а одержаний із сірчаноокислого амонію аміак окислюють у вакуумі гіпобромітом до вільного азоту. Найменший надлишок атомного процента, який можна виявити в пробі, становить 0,01–0,02, що відповідає приблизно 0,1–0,2 мкг ^{15}N в 1 мл азоту за нормальних умов. Це достатньо висока точність.

І все ж таки чутливість методу ізотопних індикаторів із використанням стабільних ізотопів не можна порівняти з чутливістю метода із застосуванням радіоактивних ізотопів. Якщо для першого межа точності оцінки вмісту ізотопу в зразках буде 10^{-4} – $10^{-6}\%$, то за допомогою другого можна фіксувати випромінювання ізотопу при кількості його в пробі залежно від типу ізотопу 10^{-11} – $10^{-19}\%$. Тому не дивно, що при можливості вибору дослідники завжди віддають перевагу методу радіоактивних ізотопів. На жаль, у випадку з азотом такого вибору немає.

Хоча і є відомості про використання у деяких короткотермінових дослідках радіоактивного ізотопу ^{13}N з $T_{0,5}$ 10 хв. Автору цих рядків у свій час у досліді, який тривав лише 30 хв., вдалося встановити, що швидкість пересування азоту по стеблу рослини, зареєстрована за допомогою радіоактивного ізотопу, у двічі вища, ніж це прийнято вважати на підставі з експериментами зі стабільним ізотопом.

В цілому ж з усією впевненістю можна констатувати, що завдяки широкому застосуванню методу ізотопних індикаторів як з використанням радіоактивних, так і стабільних ізотопів за останні десятиліття докорінно змінився експериментальний рівень багатьох біологічних дисциплін. Метод надзвичайно прискорив і поглибив процес пізнання основних

закономірностей життя. Саме завдяки йому отримали потужній поштовх до розвитку такі області біологічної науки, як молекулярна і клітинна біологія, молекулярна генетика, клітинна інженерія, біохімія, фізіологія та багато інших.

В радіобіології мічені атоми давно стали ефективним інструментом для вирішення багатьох важливих проблем. За допомогою ізотопів вивчаються порушення процесів метаболізму при радіаційному ураженні та променевої хвороби, закономірності кінетики клітин в уражених критичних органах, механізми дії різних радіомодифікуючих агентів, хід процесів післярадіаційного відновлення та багато інших.

Але цілком впевнено можна сказати, що і зараз далеко не досягнуті, а часом ще і не визначені межі застосування методу ізотопних індикаторів. Йому, особливо у поєднанні з іншими прийомами і методами, підкоряються все нові й нові області досліджень. Унікальним і чудовим методом озброїла ядерна фізика біологів та екологів.

Контрольні запитання до розділу 13:

1. Поняття мічених атомів. Стабільні та радіоактивні ізотопи.
2. Два основних положення, на яких базується метод ізотопних індикаторів.
3. Способи одержання мічених сполук.
4. Поняття індикаторної дози.
5. Основні шляхи використання методу мічених атомів в дослідженнях з рослинами.
6. Суть методу радіоавтографії і його переваги в порівнянні з іншими способами застосування методу ізотопних індикаторів.
7. Основні причини неможливості використання радіоактивних ізотопів у деяких випадках.
8. Застосування ізотопу ^{15}N для вивчення азотного обміну в рослинах.
9. Шляхи застосування методу ізотопних індикаторів в екології.

14. БІОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ОСНОВИ РАДІАЦІЙНОЇ ГІГІЄНИ

14.1. Безпорогова концепція дії іонізуючих випромінювань на живі організми та основні принципи біологічного нормування. 14.2. Поняття допустимого (прийняттого) ризику. 14.3. Категорії осіб, що опромінюються, та їх регламентація. 14.4. Допустимі рівні та тимчасово допустимі рівні вмісту радіонуклідів в продуктах харчування. 14.5. Населення в умовах радіаційних аварій. 14.6. Радіаційно-гігієнічні регламенти. 14.7. Групи радіотоксичності радіоактивних ізотопів. 14.8. Принципи захисту від закритих та відкритих джерел іонізуючих випромінювань. 14.9. Нормування вмісту радіонуклідів в сільськогосподарській продукції 14.10. Основні документи регламентації норм радіаційної безпеки.

Як свідчать дані, наведені у розділі 6, в цілому радіочутливість організмів зростає з ускладненням рівня їх організації: найбільш висока вона у ссавців, дещо нижча – у інших хребетних тварин, ще нижча у більшості видів вищих рослин, безхребетних тварин, найпростіших, бактерій і мінімальна – у вірусів. Тому не тільки з соціальної, але й чисто біологічної точки зору пріоритетність людини при захисті від іонізуючої радіації цілком очевидна, і саме такий підхід до проблеми, який отримав назву *антропоцентричного*, є особливістю сучасної методології біологічного нормування випромінювань.

Значення проблеми особливо зростає в умовах розширення сфер використання джерел іонізуючих випромінювань як природного, так і штучного походження, котре незмінно призводить до зростання радіаційного фону та збільшення надходження радіоактивних речовин до організму людини. При цьому підвищеним дозовим навантаженням можуть бути піддані не тільки особи, що безпосередньо працюють чи систематично стикаються з джерелами іонізуючих випромінювань, але й деякі, часом досить великі контингенти населення, які не мають до них ніякого відношення, але волею випадку опинились у зоні їх впливу, наприклад, проживаючі поблизу атомної електростанції. Зниження ступеню впливу іонізуючої радіації на ці обидві категорії людей може бути досягнуто за рахунок правильної організації технологічних процесів, у котрі залучені

джерела випромінювань; контролю умов роботи осіб на таких підприємствах; реалізації захисних заходів, серед яких належне місце відводиться раціонально організованому способу життя. Все це, будучи сферою радіаційної гігієни, здійснюється за встановленими радіобіологічними дослідженнями науково-обґрунтованими критеріями безпечних рівнів впливу іонізуючої радіації на людину.

Радіаційна гігієна – це розділ радіобіології на стику з гігієною, котрий вивчає вплив іонізуючих випромінювань на здоров'я людини з метою розробки прийомів та заходів забезпечення його радіаційної безпеки

Біологічне нормування іонізуючих випромінювань, яке забезпечує радіаційну безпеку, є основним завданням радіаційної гігієни.

14.1. Концепція безпорогової дії іонізуючих випромінювань на живі організми та основні принципи біологічного нормування

Відношення до рівня доз іонізуючих випромінювань, які можуть призвести до певних порушень функцій організму, у радіобіологів неоднозначне. Певна частина спеціалістів, спираючись на деякі положення та досить вагомі досягнення в галузі післярадіаційного відновлення, впевнена в існуванні деякого рівня (порогу) доз, до котрого всі ураження, що наносяться радіацією, можуть усуватись – ліквідуватись. Це означає, що опромінення живих організмів, в тому числі і людини, до певних рівнів доз, абсолютні значення котрих залежать від радіочутливості, безпечно, не шкідливе для них. Така точка зору відома як *концепція порогової дії*.

На користь її свідчать факти того, що за доз гострого опромінення людини нижче 0,1 Зв за допомогою сучасних методів досліджень неможливо цілком певно встановити не тільки які-небудь зміни у стані здоров'я чи морфофізіологічні відхилення у розвитку тканин та органів, а й навіть порушення на молекулярно-біохімічному та клітинному рівнях. Що стосується віддалених наслідків, в тому числі й генетичних, то навіть до

рівня 0,5 Зв не вдається встановити збільшення кількості будь-яких з них у порівнянні з природним рівнем. Хоча й показано, що з наступним зростанням дози опромінення імовірність частоти їх прояву збільшується. Достатньо чітко це продемонстроване на прикладі радіаційної катаракти – типового віддаленого радіобіологічного ефекту морфологічної природи. Відомий великий досвід вивчення радіаційної катаракти у тварин і людини. Окремими дослідниками чітко вказуються дозові пороги для цього ефекту, при перевищенні котрих імовірність прояву катаракт різко зростає. Наприклад, для людини при гострому одноразовому рентгенівському опроміненні така доза складає 2 Гр, при фракціонованому опроміненні протягом трьох місяців вона зростає до 4–5 Гр. Останнє свідчить про вплив процесів післярадіаційного відновлення на реалізацію індукованого опроміненням помутніння кришталика ока. І С.П. Ярмоненко у підручнику „Радиобиология человека и животных” (1988) однозначно стверджує: „Післярадіаційний розвиток катаракти (ока) – явище порогове”.

Проте вже при дозі 0,2 Зв абсолютно достовірно реєструється збільшення аберацій хромосом як у соматичних, так і статевих клітинах, зростання проникності клітинних мембран, порушення деяких процесів метаболізму, зокрема перекисного окислення ліпідів. І те, що порушення не завжди вдається спостерігати за більш низьких доз легко пояснюється не достатньо високою чутливістю методів сучасної біології.

Проте переважна більшість радіобіологів вважає, що як процес реалізації радіаційного ураження, так і процеси післярадіаційного відновлення мають випадковий, імовірнісний – стохастичний характер. І навіть мінімальне ураження окремої молекули, структури не завжди може бути повністю відновлене. Теоретично достатньо одного попадання в молекулу ДНК – мішень дії іонізуючої радіації, щоб викликати у ній мутацію. Мутація соматичної клітини може призвести до її трансформації у клітину іншого типу, в тому числі й ракову, з усіма можливими наслідками. Мутація статевої клітини може зумовити появу спадкових змін, які

проявляються у наступних поколіннях у порушеннях структури, функцій окремих органів, появі відхилень у морфологічних ознаках від норми, спадкових захворювань та ін. Це чітко підтверджується чисельними лінійними дозовими залежностями проявів канцерогенної та генетичної дії іонізуючих випромінювань, на яких відсутній поріг (рис. 14.1). Типові безпорогові залежності виникнення аберацій хромосом при опроміненні наведена була у розділі 5 (рис. 5.10 і 5.11) та 6 (рис. 6.14). Саме вони дозволили сформулювати положення про те, що не існує нешкідливих доз іонізуючої радіації. Ця точка зору одержала назву *концепції безпорогової дії*.

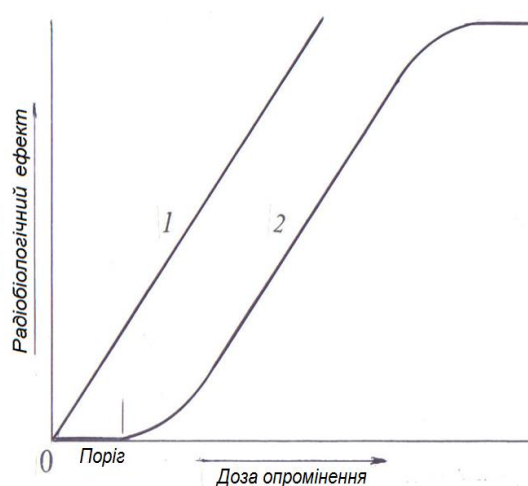


Рис. 14.1. Криві доза-ефект, котрі ілюструють концепції безпорогової (1) та порогової дії (2) іонізуючого випромінювання.

В теперішній час концепція безпорогової дії іонізуючої радіації затверджена МКРЗ (Міжнародна комісія з радіаційного захисту) і є офіційною доктриною, на підставі якої приймаються всі рекомендації з радіаційного захисту. Якщо, однак, припустити, що порогове значення дози опромінення все ж таки існує, ця концепція забезпечує переоцінку, але не недооцінку шкоди від опромінення.

Базуючись саме на безпороговій концепції встановлені такі *три головних принципи біологічного нормування радіаційного впливу*, метою яких є захист людини від дії іонізуючої радіації:

1. Будь-яка практична діяльність, котра супроводжується опроміненням людей іонізуючою радіацією, не повинна здійснюватись, якщо вона не

приносить більше користі особам, що опромінюються, або суспільству в цілому порівняно зі шкодою, яку завдає (*принцип виправданості*);

2. При здійсненні будь-якої практичної діяльності сумарні рівні опромінення від усіх джерел не повинні перевищувати встановлених дозових меж (*принцип неперевищення*);

3. Рівні індивідуальних доз та кількість осіб, що опромінюються, стосовно кожного джерела опромінення мають бути настільки малими, наскільки це може бути досягнуто з урахування економічного та соціального факторів (*принцип оптимізації*).

14.2. Поняття допустимого (прийняттого) ризику

Будь-яка практична діяльність людини передбачає певний ризик шкідливого впливу, з одного боку, природних та штучних факторів навколишнього середовища, а з іншого – виробничих, побутових та деяких інших чинників. Всяка оцінка переваг тієї чи іншої технології обов'язково передбачає прийняття певного допустимого, або прийняттого, ризику, який кількісно виражається на основі статистичного аналізу як імовірність прояву незапланованого явища, пов'язаного з негативним впливом на стан здоров'я та життя людини.

Людство змирилось з імовірною небезпекою багатьох факторів, пов'язаних із значно більшим ризиком для здоров'я і життя, ніж іонізуюча радіація, таких, наприклад, як опалення житла та підприємств, в тому числі і вибухонебезпечними газами, їзда на автомобілях, мотоциклах, потягах, польоти на літаках, плавання на пароплавах, зрештою звичайне купання у водоймах і багатьма іншими. Хоча імовірність загинути в автокатастрофі, згоріти при пожежі, втонути у багато разів вища, ніж від штучного середнього по Земній кулі перевищення радіаційного фону, який утворюється за рахунок роботи 443 блоків АЕС, навіть з урахуванням аварій, що відбулися на них. Не говорячи вже про шкоду куріння, на яке цілком

добровільно прирікає себе значна частина людства, підвищуючи у десятки разів імовірність вмерти від раку легень; вживання алкоголю, який є безпосередньою причиною багатьох захворювань і суттєво збільшує ризик реалізації прояву шкідливої дії перерахованих вище і багатьох інших чинників.

Встановлення величини допустимого ризику від будь-якого фактору являє собою досить складну проблему, при вирішенні котрої необхідно враховувати як технологічні, так соціально-економічні умови. Що стосується дії іонізуючої радіації, то виходячи з концепції її безпороговості, нормування радіаційної безпеки припускає створення таких умов, при яких доза опромінення буде мінімально можливою. Разом із тим вважається що рівні опромінення повинні бути такими, досягнення котрих не вимагає зусиль та витрат, неадекватним щодо вимог у відношенні їх впливу на стан здоров'я людини. Це означає, що регламенти допустимих рівнів опромінення повинні ґрунтуватись на об'єктивних даних щодо можливого прояву соматичних наслідків та генетичних ефектів які можуть бути викликані конкретними рівнями доз та умовами опромінення.

Таким чином, концепція допустимого (прийнятного) ризику передбачає прийняття таких рівнів опромінення, котрі повністю або максимально можливо забезпечують повну відсутність або мінімальну загрозу здоров'ю людини. І згідно з рекомендаціями МКРЗ імовірні дози опромінення встановлюються на такому низькому рівні, котрий виключає імовірність гострих радіаційних уражень. Ризик прояву віддалених соматичних і генетичних наслідків при опроміненні має бути достатньо низьким і виправданим порівняно з користю, яку одержує суспільство (людство) від використання джерел іонізуючих випромінювань.

Однак критерії, що дозволили б кількісно співвіднести шкоду та користь в радіології, як і в багатьох інших сферах діяльності людини, до кінця не розроблені. Це є дуже складною задачею, котра торкається морально-етичних та соціально-економічних проблем. Тому допустимі рівні

опромінення осіб, що безпосередньо працюють з радіоактивними речовинами та іншими джерелами випромінювань, рекомендуються такими, при котрих небезпека не повинна перевищувати рівнів ризиків, котрі прийняті у інших сферах, що гарантують високий ступінь безпеки. Числові значення меж доз обираються такими, щоб ризик опромінення навіть при них був мінімальним. Реально допустимі дози опромінення встановлюються на таких низьких рівнях, що пов'язаний з ними ризик є значно більш низьким, ніж при дії інших чинників. Тому цілком обґрунтованим вважається, що опромінення окремих осіб і навіть груп населення в дозах, у декілька разів вищих за допустимі, не повинно нанести шкоди здоров'ю.

14.3. Категорії осіб, що опромінюються, та їх регламентація

Згідно нормам радіаційної безпеки населення області, автономної республіки, усієї країни в залежності від імовірності опромінення ділиться на *три категорії*:

1. *Категорія А* – персонал (професійні працівники) – особи, постійно чи тимчасово працюючі безпосередньо з джерелами іонізуючих випромінювань. До них належать працівники підприємств ядерного паливного циклу, лікарі-рентгенологи, окремі категорії інших спеціалістів, котрі у зв'язку зі своєю виробничою діяльністю можуть бути піддані опроміненню;

2. *Категорія Б* – особи, які безпосередньо не працюють з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням робочих місць у приміщеннях, на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями або за умов проживання можуть одержувати додаткове опромінення. Вони також відносяться до персоналу.

3. *Категорія В* – це решта населення адміністративного регіону.

Виробнича діяльність та життя населення різних категорій щодо радіаційної безпеки регламентуються так званими радіаційно-гігієнічними

нормативами, які розробляються національними комісіями з радіаційного захисту населення різних країн (в Україні – НКРЗУ) з урахуванням їх особливостей на основі загальних рекомендацій МКРЗ.

Основним радіаційно-гігієнічним нормативом, що обмежує опромінення осіб окремих категорій від усіх індустриальних джерел іонізуючої радіації, є межа (ліміт) дози. *Межа дози – це максимальна гранично допустима еквівалентна доза, котра може бути одержана окремою особою протягом року.*

Межі доз як для персоналу, так і для решти населення встановлюються з урахуванням ризиків, котрі можуть бути співставлені з імовірністю втрати здоров'я чи життя при дії інших чинників, діяльності в інших сферах, не зв'язаних з радіаційною дією. Розрізняють межу еквівалентної дози зовнішнього опромінення і межу ефективної дози.

Межа еквівалентної дози зовнішнього опромінення – це допустимий рівень опромінення осіб категорії А, Б і В від усіх індустриальних джерел іонізуючих випромінювань в ситуаціях практичної діяльності, котра формується за рахунок зовнішнього опромінення протягом року.

Межа еквівалентної дози внутрішнього опромінення – це допустимий рівень дози, яка формується протягом року за рахунок надходження радіонуклідів всередину організму.

Зрештою, виділяється *річна ефективна доза* – сума еквівалентної дози зовнішнього опромінення за рік та очікуваної еквівалентної дози внутрішнього опромінення, що формується надходженням радіонуклідів всередину організму протягом цього періоду.

У випадках небезпечних і надзвичайних ситуацій (проведення окремих виняткових технологічних операцій на радіаційно-ядерному об'єкті, недопущення чи обмеження розвитку радіаційної аварії та деяких інших) для осіб категорії А межі доз можуть бути збільшені.

Крім меж доз встановлюється перелік *допустимих рівнів* (допустимих концентрацій) вмісту радіонуклідів у різних об'єктах та їх надходження в

організм людини. Наприклад, допустиме надходження радіонуклідів через органи дихання, допустима концентрація радіонуклідів в продуктах харчування, в продукції сільського господарства, в повітрі робочої зони, допустиме радіонуклідне забруднення шкіри, спецодягу, робочих поверхонь.

З метою фіксації досягнутого рівня радіаційної безпеки для кожного радіаційно-ядерного об'єкту, населеного пункту і навколишнього середовища встановлюються контрольні рівні опромінення і радіонуклідного забруднення.

Контрольні рівні – це значення потужності дози, щільності потоку частинок, надходження радіоактивних речовин в організм, концентрації у повітрі, воді, раціоні, радіоактивного забруднення поверхонь, радіоактивного викиду і скиду та ін., котрі встановлюються керівництвом установи або органами санітарного нагляду для оперативного радіаційного контролю меж доз та допустимих рівнів з метою обмеження опромінення персоналу і населення, а також радіоактивного забруднення навколишнього середовища.

Допускається встановлення контрольних рівнів для окремого характерного радіонукліду у визначеному продукті, на певній території. Їх значення завжди є нижчими за відповідні межі доз та допустимих рівнів, і вони регулярно переглядаються з урахуванням змін у радіаційній обстановці. У випадку перевищення контрольних рівнів адміністрацією та органами, що їх встановлюють, проводиться розслідування з метою виявлення причин, котрі призвели до перевищення, і прийняття заходів з їх усунення.

В цілому, система контрольних рівнів є основою для планування прийомів та заходів з забезпечення оперативного контролю за радіаційною ситуацією. Короткочасне перевищення контрольного рівня по окремому параметру, як правило, не являє безпосередньої небезпеки для здоров'я, а є сигналом про погіршення радіаційної обстановки і необхідності прийняття заходів з її нормалізації.

Для деяких груп осіб є особливі обмеження у радіаційній дії. Так, особи, молодші за 18 років та вагітні жінки до роботи з джерелами іонізуючих випромінювань не допускаються. Заборонене підвищене опромінення жінок до 45 і чоловіків до 30 років.

14.4. Допустимі рівні та тимчасово допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування

Продукти харчування, як джерело внутрішнього опромінення людини, грають головну роль у формуванні дози загального опромінення, і встановлення гігієнічних регламентів вмісту радіонуклідів в продуктах харчування та питній воді є одним з найважливіших заходів у забезпеченні радіаційної безпеки населення. Тому до їх якості у відношенні можливого забруднення радіоактивними речовинами ставляться досить жорсткі вимоги.

З метою обмеження надходження радіоактивних речовин до організму людини вводяться так звані *допустимі рівні* вмісту окремих радіонуклідів в основних продуктах харчування і питній воді (ДР). Вони складаються з урахуванням, в першу чергу, специфіки радіохімічних властивостей радіонуклідів та раціону харчування населення і закликають забезпечити неперевищення меж очікуваної річної ефективної дози опромінення населення за рахунок внутрішнього опромінення від радіонуклідів, що надходять в організм з продуктами харчування і водою.

В окремих випадках, пов'язаних з радіонуклідним забрудненням навколишнього середовища, в межах певних адміністративних регіонів чи країни приймаються *тимчасові допустимі рівні* (ТДР), зорієнтовані на ситуацію, що виникла. Так, в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС у травні 1986 р. у тодішньому СРСР були прийняті ТДР-86. В міру зниження вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища вони переглядались у 1988 (ТДР-88) і 1991 рр. (ТДР-91). Згодом в Україні, Білорусі та Росії у 90-і роки з урахуванням відносної стабілізації обстановки

були введені ДР. Дані табл. 14.1 дозволяють побачити динаміку підвищення вимог до вмісту радіонуклідів в продуктах харчування і питній воді з роками після аварії.

14.1. Зміни значень допустимих рівнів вмісту радіонуклідів у деяких видах продуктів харчування і питній воді з роками після аварії на Чорнобильській АЕС, Бк/кг(л)

Документ	Радіонуклід	Продукт							
		Хліб	Картопля	Овочі	Фрукти	Молоко	М'ясо	Риба	Вода
ТДР-86	β -активність	370	3700	3700	3700	370	3700	3700	370
ТДР-88	$^{134+137}\text{Cs}$	370	740	740	740	370	1850	1850	18,5
ТДР-91	$^{134+137}\text{Cs}$	370	600	600	600	370	740	740	18,5
	^{90}Sr	37	37	–	–	37	–	–	3,7
ДР-93 (Росія)	$^{134+137}\text{Cs}$	370	600	600	600	370	600	600	18,5
	^{90}Sr	37	37	–	–	37	–	–	3,7
ДР-97 (Україна)	^{137}Cs	20	60	40	70	100	200	150	2
	^{90}Sr	5	20	20	10	20	20	35	2
ДР-99 (Білорусь)	^{137}Cs	40	80	100	–	100	180–500	–	10
	^{90}Sr	3,7	3,7	–	–	3,7	–	–	0,37
ДР-2002 (Росія)	^{137}Cs	40	120	120	40	100	160–320	130	0,1
	^{90}Sr	20	40	40	30	25	50–100	100	1,0
ДР-2006 (Україна)	^{137}Cs	20	60	30	30	100	150	100	2
	^{90}Sr	5	20	20	10	20	15	30	2

Рівень вимог, що висуваються до вмісту радіонукліда, визначається, в першу чергу, рівнем його радіотоксичності, ступенем засвоєння з продуктів та часткою продукту у раціоні. В даній ситуації вимоги до вмісту ^{90}Sr у 2–10 раз більш жорсткі, ніж до ^{137}Cs . Це пов'язане з його переважною локалізацією у кісткю і опроміненням червоного кісткового мозку – критичного органу першої групи. Він гірше засвоюється з продуктів рослинного, ніж тваринного походження. Тому у другому випадку різниця між ним і ^{137}Cs більша. Зрештою, масова частка хліба, картоплі, овочів у раціоні значно більша, ніж м'яса, риби, грибів. Тому вимоги до вмісту обох радіонуклідів в першій групі продуктів значно вищі.

14.5. Населення в умовах радіаційних аварій

Радіаційна аварія – це незапланована подія на об'єкті з радіаційною чи радіаційно-ядерною технологією, при котрій відбувається втрата контролю

над джерелом іонізуючого випромінювання і виникає реальна або потенціально загроза опромінення людей.

Радіаційні аварії підрозділяються на два типи. До першого типу відносяться аварії, які супроводжуються додатковим зовнішнім опроміненням людей, але не призводять до радіонуклідного забруднення навколишнього середовища. При другому типі відбувається розгерметизація джерел випромінювання і забруднення середовища, внаслідок чого люди піддаються додатковому як зовнішньому, так і внутрішньому опроміненню.

За своїми масштабами, котрі визначаються розмірами території, *радіаційні аварії підрозділяються на промислові і комунальні.* До класу промислових аварій відносяться такі, котрі не розповсюджуються за межі робочих приміщень, промислової площі об'єкту і додатковому опроміненню піддається тільки персонал.

При комунальних аваріях їх наслідки виходять за межі об'єкту і охоплюють прилеглі до нього території. Додатковому опроміненню у цьому випадку піддається як персонал, так і населення, що мешкає на цій території.

В залежності від кількості населення, підданого внаслідок аварії додатковому опроміненню, *комунальні аварії діляться на локальні*, котрі торкаються територій з населенням до 10 тисяч чоловік; *регіональні*, за яких чисельність населення перевищує цю кількість, і *глобальні*, наслідки котрих охоплюють значну частину або всю території країни і, відповідно, значну частину або все її населення.

У розвитку комунальних аварій в часі виділяють три фази, або періоди: рання, або гостра фаза, тривалість котрої може складати від декількох годин до одного-двох місяців; *середня, або фаза стабілізації*, тривалістю до одного-двох років і *пізня, або фаза відновлення*, котра починається через ці один-два роки і може тривати протягом багатьох десятиліть.

Протирадіаційний захист населення в умовах комунальних радіаційних аварій базується на системі контрзаходів, котрі практично завжди є

втручанням в нормальну життєдіяльність людей, включаючи сфери господарчого, соціально-побутового та культурного функціонування. Ці контрзаходи спрямовані на вирішення двох завдань: зведення до мінімуму кількості осіб з населення, котрі піддаються додатковому опроміненню, та попередженню або зниженню рівня радіонуклідного забруднення продуктів харчування, питної води, сільськогосподарських угідь, продукції рослинництва та тваринництва, об'єктів навколишнього середовища, включаючи повітря, водойма, ґрунт, будівлі, споруди.

Хоча метою будь-якого радіозахисного прийому є повне попередження одержання населенням додаткової дози опромінення від аварійного джерела, при його реалізації, як правило, відвертається не вся доза – частина її залишається. Це – так званий *остаточний рівень дози*, відвернення якого виявляється практично неможливим або недосяжним за багатьма причинами, в тому числі і економічними.

В залежності від типу, масштабу і фази розвитку радіаційної аварії, а також від рівнів прогнозованих доз опромінення людей, умовно протирадіаційні заходи – *контрзаходи* *підрозділяють на термінові, невідкладні та довгострокові.*

До термінових контрзаходів відносять такі негайні прийоми та заходи, проведення яких спрямоване на попередження у осіб з населення важких радіаційних уражень. Це, насамперед, укриття та евакуація.

До невідкладних контрзаходів, котрі, як і термінові, реалізуються на ранній фазі розвитку аварії і головним завданням яких є попередження прояву близьких детерміністичних (нестохастичних) радіобіологічних ефектів, крім укриття та евакуації належать обмеження перебування людей на відкритому повітрі, придушення пилового підйому проведення йодної профілактики (прийом йодистого калію або інших препаратів йоду, що знижують накопичення у щитоподібній залозі радіоактивних ізотопів йоду, котрі при радіаційних аваріях можуть складати значну частку компонентів забруднення навколишнього середовища).

Довгострокові контрзаходи спрямовані на попередження доз опромінення, величини яких звичайно нижче рівнів, що індукують прояв детерміністичних ефектів у населення. До них належать тимчасове відселення, обмеження споживання продуктів харчування місцевого виробництва та забрудненої води, обмеження діяльності у сфері сільського господарства, дезактивація території, будівель, застосування гідрологічних, лісотехнічних, протиерозійних та інших прийомів, що обмежують розповсюдження радіоактивних речовин. Їх реалізують, як правило, після завершення гострої фази аварійного радіонуклідного забруднення місцевості.

Доцільність проведення контрзаходів визначається певними величинами прогнозованих доз, котрі називаються *рівнями втручання*. Однак рішення щодо проведення того чи іншого конкретного заходу приймається на основі співставлення користі для здоров'я рівня відвернутої дози і шкоди, котра може бути нанесена втручанням при його реалізації. Так, в окремих випадках дуже дорогий захід по переселенню людей в іншу місцевість внаслідок морально-психологічного шоку, пов'язаного зі зміною звичайної обстановки, втратою певних матеріальних цінностей, може нанести набагато більшу шкоду здоров'ю, ніж відносно незначний рівень додаткової дози опромінення, котрого при цьому вдається запобігти.

14.6. Радіаційно-гігієнічні регламенти

У відповідності з умовами та ситуацією, при котрих людина може бути піддана опроміненню, норми радіаційної безпеки передбачають чотири групи радіаційно-гігієнічних регламентів, або регламентуючих величин.

Перша група регламентів нормує опромінення персоналу та населення на прийнятих для країни рівнях за нормальної експлуатації індустриальних джерел іонізуючих випромінювань. Головною їх метою є підтримання певного стану радіаційної обстановки на радіаційно-ядерних об'єктах і в навколишньому середовищі з позицій обмеження опромінення людей і

зниження імовірності виникнення аварій. До цієї групи регламентів відносяться згадані вище межі доз, допустимі рівні та контрольні рівні.

Друга група регламентів нормує обмеження опромінення людини від медичних джерел. До неї входять встановлені для типових рентгенологічних та радіологічних діагностичних і лікувальних процедур величини доз та потужностей доз іонізуючих випромінювань, а також рівні радіоактивності препаратів. Однак, межі доз для медичного опромінення не встановлюються, а необхідність проведення тієї чи іншої процедури з використанням певної дози визначає лікар на основі медичних показань. Але при проведенні рентгенодіагностичного опромінення населення з профілактичними цілями річна ефективна доза обмежується – у більшості країн вона не перевищує 1 мЗв.

Третя група регламентів нормує опромінення населення в умовах радіаційних аварій. До неї входять рівні втручання та рівні дії. *Рівень втручання* – це доза опромінення, при перевищенні котрої у випадку аварійного чи хронічного опромінення необхідно застосування певних контрзаходів. *Рівень дії* – це конкретні показники радіаційної обстановки (потужність дози γ -випромінювання, щільність радіоактивних випадань на ґрунті, концентрація радіонуклідів у повітрі, воді, певних продуктах харчування та ін.), при перевищенні котрих вирішується питання про реалізацію певних контрзаходів.

Четверта група регламентів спрямована на зниження доз хронічного опромінення людини від техногенних джерел природного походження в умовах проведення робіт у гранітних кар'єрах, з деякими видами мінеральних добрив, будівельних матеріалів та ін. До неї входять також рівні втручання та рівні дії. Протирадіаційний захист у таких умовах являє собою систему контрзаходів, котрі фактично є постійним втручанням у життєдіяльність людини, а також сферу господарчого та соціально-побутового функціонування регіону.

14.7. Групи радіотоксичності радіоактивних ізотопів

Усі радіоактивні ізотопи в залежності від шкоди, яку вони можуть нанести здоров'ю людини, умовно діляться на чотири групи за своєю радіотоксичністю.

Радіотоксичність – це властивість речовин, що містять радіоактивні ізотопи, викликати патологічні зміни при попаданні всередину організму. Шкода радіоактивного ізотопу визначається характером радіоактивного розпаду, типом та енергією випромінювання, періодом піврозпаду, участю його в процесах метаболізму та деякими іншими факторами. Найбільш небезпечними з них є ізотопи з високою енергією випромінювання, великою щільністю іонізації, тривалим періодом піврозпаду і піввиведення з організму, здатністю накопичуватися у великих кількостях у певних органах і тканинах особливо критичних. В основі класифікації лежить величина мінімально значимої радіоактивності на робочому місці.

Група А – радіоактивні ізотопи особливо високої токсичності, максимальна допустима радіоактивність котрих на робочому місці не повинна перевищувати 1 кБк. До неї входять 39 ізотопів, в тому числі ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , $^{239-240}\text{Pu}$, ^{241}Am та інші трансуранові елементи.

Група Б – ізотопи високої токсичності, допустима радіоактивність котрих на робочому місці складає до 10 кБк. До неї належать 23 ізотопи, в тому числі ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{144}Ce , $^{223,224}\text{Ra}$, ^{227}Th , $^{230,233-236,238}\text{U}$.

Група В – ізотопи, що мають середню токсичність. Для них допустима радіоактивність на робочому місці може досягати 100 кБк. Вона включає 162 ізотопи, в тому числі $^{22,24}\text{Na}$, ^{32}P , ^{35}S , ^{42}K , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{85,89}\text{Sr}$, ^{140}Ba , ^{231}Th .

Група Г – ізотопи з малою токсичністю, допустима концентрація яких на робочому місці може досягати 1000 кБк. До неї входять 45 ізотопів, в тому числі ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{40}K , ^{69}Zn .

Такий поділ радіоактивних ізотопів на групи за радіотоксичністю має досить умовний характер, тому що ступінь їх шкоди може визначатися не

тільки вище перерахованими, а й деякими іншими факторами. Зокрема, вона може суттєво залежати від речовини, у склад якої входить ізотоп. Так, наприклад тритій (^3H) – низько енергетичний β -випромінювач, середня довжина пробігу частинок котрого у тканині складає лише 1 мкм, віднесений до групи Г. Дійсно, попавши всередину організму у складі води ($^3\text{H}_2\text{O}$), він через декілька тижнів практично повністю виводиться, не причинивши суттєвої шкоди. Але, надійшовши у складі мічених нуклеотидів або нуклеозидів, котрі часто використовуються у наукових дослідженнях, може концентруватись у ДНК, наносячи їй суттєві ураження. У цій ситуації за своєю радіотоксичністю він може бути прирівняний до ізотопів групи Б і навіть А. Теж саме відноситься до ^{14}C і деяких інших радіоактивних ізотопів.

14.8. Принципи захисту від закритих та відкритих джерел іонізуючих випромінювань

Забезпечення радіаційної безпеки професійних працівників і населення, як правило, передбачає проведення комплексу захисних заходів в залежності від конкретних умов роботи з джерелами іонізуючих випромінювань, рівня радіаційного навантаження у місцях мешкання, типу джерел випромінювань. Серед останніх розрізняють закриті і відкриті джерела іонізуючих випромінювань.

Закриті джерела іонізуючих випромінювань – це такі, правила експлуатації котрих не допускають попадання радіоактивних речовин у навколишнє середовище. До них відносяться γ -випромінювачі різного призначення, джерела α - і β -випромінювань, котрі використовуються у різній апаратурі і, як правило, поміщені у спеціальні контейнери. Виготовлені звичайно у вигляді твердих металевих стержнів, дисків вони можуть бути тільки джерелами зовнішнього опромінення. До таких джерел відносяться і рентгенівські апарати, прискорювачі електронів, джерела нейтронних випромінювань та деякі інші джерела іонізуючих випромінювань.

Відкриті джерела іонізуючих випромінювань – це такі, котрі можуть попадати у навколишнє середовище. При цьому людина, як і інші об'єкти, може бути підданий не тільки зовнішньому, а й внутрішньому опроміненню. У ядерному виробництві до них відносяться радіоактивні ізотопи, що одержуються у вигляді порошків, розчинів, газів, радіоактивні відходи. Це також різні фармакологічні препарати, що застосовуються у медицині, радіоактивні речовини, що використовуються як ізотопні індикатори у різних дослідницьких та аналітичних роботах.

При порушенні умов експлуатації закриті джерела можуть перетворюватись у відкриті. Відомо немало випадків радіаційних аварій, пов'язаних з ненавмисною або випадковою розгерметизацією закритих джерел та забрудненням навколишнього середовища. Найбільшу відомість одержала ядерна аварія в Бразилії у м. Гоянія в 1987 р., при якій в результаті випадкового розкриття захисної камери джерела випромінювання гамма-терапевтичної установки і розсипання 20 г ^{137}Cs десятки людей були піддані комбінованому зовнішньому і внутрішньому опроміненню, в тому числі і в летальних дозах, багато кварталів мільйонного міста були забруднені ізотопом, в зв'язку з чим з метою дезактивації багато будинків були знесені, вивезено десятки тисяч кубометрів ґрунту та інших матеріалів.

З певною умовністю закритими джерелами іонізуючих випромінювань можна вважати ядерні реактори АЕС та інших призначень. Однак, при порушенні умов експлуатації, що призводять до аварій, вони можуть ставати джерелами забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами, тобто перетворюватись у відкриті.

Основні принципи захисту від іонізуючих випромінювань, як з закритими, так і відкритими джерелами іонізуючих випромінювань, виводяться виходячи з загальних закономірностей їх розповсюдження у просторі і характером взаємодії з речовиною:

– доза зовнішнього опромінення прямо пропорційна її інтенсивності (потужності дози випромінювання) і тривалості опромінення;

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

– іонізуюче випромінювання частково поглинається при проходженні через речовину і ця частка прямо пропорційна її щільності.

І *перший принцип* захисту від іонізуючих випромінювань формулюється як *захист часом*. Це означає, що чим меншим у часі буде перебування людини у полі дії іонізуючого випромінювання, тим меншою буде одержана доза. Скорочення тривалості робочого дня для осіб категорії А, обмеження загального часу роботи на підприємствах ядерної енергетики є прикладом реалізації цього принципу.

Другий принцип – *захист кількістю*. Його суть полягає у тому, що чим меншою буде потужність джерела випромінювання, чим меншим буде рівень активності радіоактивної речовини на робочому місці чи у навколишньому середовищі, тим меншою буде одержана людиною доза опромінення. Відселення жителів з регіонів радіаційних аварій – один з прикладів здійснення цього принципу. Зменшення до мінімуму кількості радіоактивної речовини при роботі з радіоактивними ізотопами, наприклад при застосуванні методу радіоактивних індикаторів, також є ілюстрацією цього принципу.

Третій принцип – *захист відстанню*. Він є цілком очевидним – чим більшим буде відстань між джерелом випромінювання і людиною, тим меншою буде одержана нею доза. При цьому зменшення дози є квадратом функції відстані. Тобто, при збільшенні відстані удвічі доза зменшується у 4 рази, утричі – в 9 разів і т.д. Це положення ілюструє рис. 14.2.

Прикладів реалізації цього принципу велика кількість – від застосування спеціальних дистанційних інструментів, подовжувачів, маніпуляторів і роботів, що дозволяють професіоналам працювати з радіоактивними речовинами на відстані, до введення обмежувальних по відстані санкцій щодо розташування підприємств ядерної енергетики (10-,

30-кілометрові зони). Вище згадане відселення людей з регіонів радіаційних аварій є здійснення не тільки другого принципу захисту, але й третього.

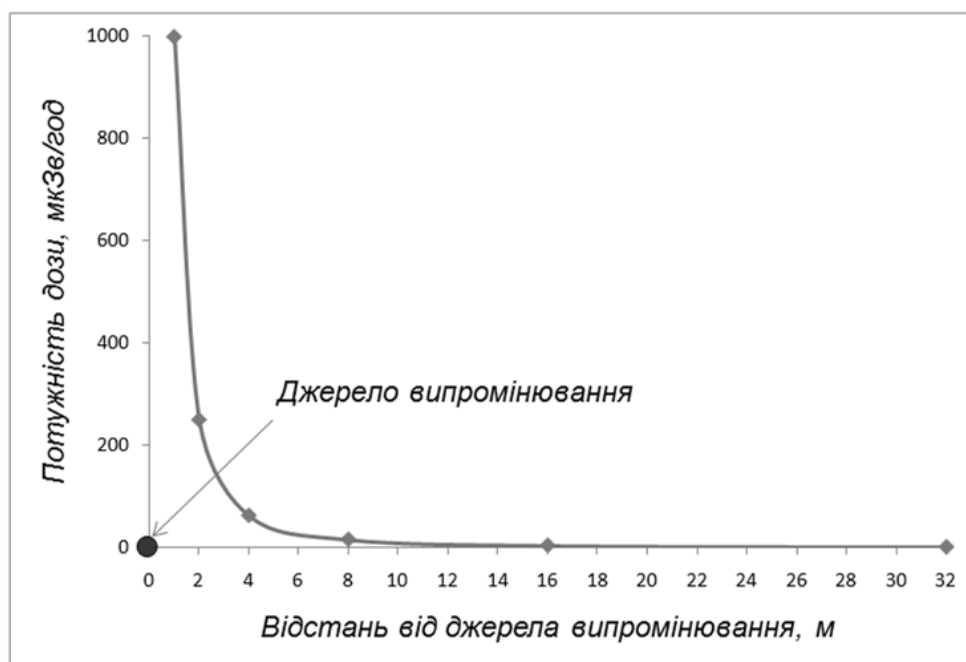


Рис. 14.2. Зменшення дози опромінення із збільшенням відстані об'єкту від джерела опромінення.

Четвертий принцип – захист екрануванням передбачає ізоляцію джерела випромінювання та (або) людини за допомогою матеріалів, що поглинають високо енергетичні кванти та частинки.

У першому випадку захисними екранами можуть бути обнесені робочі приміщення, де розташовані джерела випромінювань чи проводяться роботи з радіоактивними речовинами (цегляні та залізобетонні стіни певної товщини, земляні вали). До цього типу захисту відноситься також застосування різних контейнерів, звичайно залізобетонних, металевих, нерідко свинцевих, для зберігання радіоактивних речовин і радіоактивних відходів.

У другому випадку – ізоляції людини використовуються індивідуальні засоби захисту: всілякі щитки, рукавички, захисні панчохи, чоботи, фартухи та деякі інші елементи спеціального одягу.

При реалізації окремих захисних прийомів чи їх комплексів необхідно враховувати тип випромінювання (α -, β -, γ -, рентгенівське, нейтрони та ін.) та їх енергію. Так, захист від зовнішнього α -випромінювання практично не потрібен, так як пробіг α -частинок у повітрі складає декілька сантиметрів, а у воді та інших матеріалах вимірюється мікронами. Так що звичайний одяг, робочий халат, навіть невеликий шар повітря повністю забезпечує захист від них. Це ж відноситься до „м'якого” – низько енергетичного β -випромінювання деяких радіоактивних ізотопів, наприклад, тритію. Але у випадках роботи з потоками високо енергетичних β -частинок, наприклад ^{32}P , застосовують екрани з органічного скла, інших пластмас, легких металів. Захист від γ -випромінювання забезпечується екранами з просвинценого скла, важких металів та інших матеріалів, товщина котрих визначається шаром половинного послаблення випромінювання і залежить від лінійного коефіцієнту послаблення випромінювань, про який говорилось у розділі 4.

Шар половинного послаблення іонізуючих випромінювань – це товщина шару будь-якої речовини чи матеріалу, при якій доза випромінювання зменшується у два рази. В табл. 14.2 для прикладу наведені значення шарів половинного послаблення γ -випромінювання для різних матеріалів, котрі найбільш часто використовуються для екранування. І тут просліджується чітка обернено пропорційна залежність між товщиною шару матеріалу і значеннями його щільності та лінійного коефіцієнту послаблення випромінювання.

Товщина шару половинного послаблення дози дуже залежить від енергії випромінювання. Його значення, наведені у таблиці, відносяться лише до γ -випромінювання з енергією 1 МеВ (^{60}Co). При збільшенні ж енергії, наприклад, з 0,2 до 2 МеВ, вона також зростає приблизно у такому ж ступеню: для свинцю – найбільш ефективного з доступних екрануючих матеріалів – з 0,2 до 2 см.

14.2. Товщина шарів половинного послаблення γ -випромінювання енергії 1 МеВ для деяких екрануючих речовин та матеріалів

Матеріал	Щільність, г/см ³	Шар половинного послаблення, см
Вода	1,0	13,0
Деревина (дуб)	0,77	21,0
Поліетилен	0,9	14,0
Стеклопластик	1,4	10,0
Бетон	2,4	5,6
Алюміній	2,7	6,5
Сталь	7,83	1,8
Свинець	11,34	1,3

Цілком очевидно, що перераховані принципи захисту в основному відносяться до закритих джерел випромінювання, які створюють загрозу зовнішнього опромінення. Але, безперечно, ними необхідно керуватись і при захисті від можливого комбінованого, тобто зовнішнього і внутрішнього опромінення при роботі з відкритими джерелами випромінювання. Додаткові прийоми та заходи щодо захисту в останньому випадку повинні передбачати попередження забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами (ретельна герметизація контейнерів з радіоактивними речовинами та приміщень, спеціальні режими роботи вентиляції, застосування протипилових пристроїв) і їх попадання в організм людини (додержання правил особистої гігієни, використання респіраторів).

Іноді як окремий *п'ятий принцип* захисту розглядається *застосування радіозахисних речовин* – радіопротекторів, радіоблокаторів, радіодекорпаторів. При цьому звичайно робиться натиск не стільки на використання спеціальних препаратів (хоча і воно не виключно у певних ситуаціях), скільки на спрямоване збагачення раціону персоналу і населення продуктами харчування, що мають такі властивості – білками, мікроелементами, вітамінами та деякими іншими фізіологічно активними речовинами, радіозахисна дія яких була розглянута у розділах 7 і 11, і в цілому додержання загальних вимог щодо раціонального харчування та

деяких інших принципів, котрі складають основу здорового способу життя і котрих треба дотримуватись у будь-яких умовах.

14.9. Нормування вмісту радіонуклідів в сільськогосподарській продукції

За допомогою відносно нескладних підходів і прийомів, викладених в розділі 10, можна оцінити приблизний рівень імовірного забруднення продукції рослинництва і тваринництва тим чи іншим радіонуклідом. І основною метою прогнозування є розробка (якщо це необхідно) захисних заходів по зниженню її забруднення. Вони в основному зводяться до змін у технологіях вирощування окремих культур, впровадженню різних прийомів по зменшенню надходження радіонуклідів в рослини, покращенню кормової бази тваринництва, змінам в режимах утримання тварин, змінам в раціонах годівлі та іншим, які були розглянуті у розділах 7 і 11. При оцінці результатів прогнозу та розробці таких заходів за основу беруться величини допустимих рівнів (ДР) вмісту радіонуклідів в сільськогосподарській продукції і харчових продуктах.

Таким чином, суть нормування вмісту радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва зводиться до зниження їх нагромадження до допустимих рівнів. Наприклад, згідно ДР-2006 (“Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr в продуктах харчування та питній воді”, встановлені у 2006 р.), вміст ^{137}Cs в овочах не повинен перевищувати 40 Бк/кг. Але спеціаліст-еколог, агроном, прогнозуючи можливе нагромадження радіонукліду в умовах певного забруднення поля, приходять до висновку, що його вміст у столових буряках та капусті (калієфіли, що накопичують велику кількість цезію) суттєво перевищить цей рівень. Може бути декілька виходів з цієї ситуації: можна замінити поле на менш забруднене; можна внести під рослини певну розраховану кількість калійних добрив, калій яких повинен спрацювати як конкурент надходженню радіоцезію; можна замінити ці види

на інші з меншими K_H . Аналогічним шляхом вирішується проблема зниження можливого радіонуклідного забруднення продукції тваринництва.

Але в зв'язку з тим, що з продукцією тваринництва людина одержує до 70–80% всієї дози, проблема нормування вмісту радіонуклідів в продукції тваринництва стоїть більш гостро. Це нормування повинно відповідати двом основним вимогам: по-перше, надходження радіонуклідів не повинно викликати зміни стану здоров'я тварин, що може призвести до зниження їх продуктивності та порушення відтворення; і, по-друге, вміст радіонуклідів в продукції тваринництва, природно, не повинен перевищувати значень ДР. В сучасних умовах в Україні немає підстав стверджувати, що надходження радіонуклідів в організм продуктивних тварин може досягти тих рівнів, котрі можуть викликати радіобіологічні ефекти на рівні ознак променевої хвороби. До того ж, при можливих їх проявах шляхом певних організаційних заходів (вибраковування тварин, обмеження в розведенні та інші) можна уникнути наслідків радіаційного ураження, пов'язаних зі зниженням продуктивності тваринництва. Саме тому рівень надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин лімітується головним чином необхідністю одержання продуктів харчування, придатних до вживання людиною.

Умови виробництва молока і м'яса цілком різні. Молоко одержують в основному від спеціалізованої молочної великої рогатої худоби. М'ясо, як правило, дає молодняк великої рогатої худоби, свині, птиця, в меншій мірі вівці. Не говорячи вже про різні види тварин, навіть годівля одного з них, наприклад, молочної та м'ясної великої рогатої худоби, можуть суттєво відрізнятися. Якщо в раціоні молочної худоби певну частку складають концентровані корми та різного роду підкорми, то м'ясна худоба переважно утримується на підніжних кормах у пасовищний період та на грубих кормах у стійловий період. Неоднакова і величина переходу радіонуклідів з кормів в молоко та м'ясо. Ці фактори, а також суттєві відмінності у споживанні людиною молока та м'яса як складових частин раціону і пов'язане з цим неоднакове надходження радіонуклідів в організм людини, свідчать про

доцільність нормування переходу радіоактивних речовин в раціон тварин окремо для молочної і м'ясної худоби.

Допустимий вміст радіонуклідів в кормах сільськогосподарських тварин, як і у випадку з рослинами, визначається величиною допустимих їх рівнів в раціоні людини. І його розрахунок не складав би особливих труднощів, якби мова йшла про якийсь один радіонуклід, один продукт тваринництва, а тварина харчувалася б одним видом корму. В такому випадку *допустимий рівень вмісту радіонукліду в раціоні тварин* ($ДР_{PT}$) визначався б простим співвідношенням:

$$ДР_{PT} = ДР_{PP} / K_{П},$$

де $ДР_{PP}$ – допустимий рівень вмісту радіонукліду в продукті, а $K_{П}$ – коефіцієнт переходу.

Але звичайно нормування йде по декільком радіонуклідам (у теперішній час частіше за все по ^{90}Sr і ^{137}Cs). Продукти харчування тваринного походження в раціоні людини представлені різними видами м'яса, молоком та різними молочними продуктами, помітну частку в раціоні займають яйця. Раціон тварин також складається з декількох компонентів: трава, сіно, солома, силос, концентрати та інші, причому відрізняється не тільки для окремих видів тварин, але і на пряму виду. Існують суттєві зональні відмінності в раціоні як людини, так і тварин, міських та сільських жителів. Тому розрахунки допустимого вмісту радіонуклідів в раціоні тварин являють більш складне завдання.

В підручнику недоцільно приводити приклади таких розрахунків. Достатньо відзначити, що існують спеціальні формули, які відбивають внесок кожного радіонукліду у формування забруднення, частку окремих кормів в раціонах тварин, певних продуктів тваринництва в раціоні людини та деякі інші особливості.

Враховуючи труднощі нормування переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва, іноді і в цій ситуації вдаються до різного роду модельних розрахунків. У таких моделях всі тваринні продукти за вмістом радіонуклідів

прирівнюються до певної кількості якого-небудь одного, наприклад, молока, а всі корми – також до одного виду, наприклад, сіна. Звісно, в цьому випадку результати нормування будуть мати досить умовний характер, хоча і можуть правильно відображати певні тенденції.

В цілому ж слід підкреслити, що проблема нормування переходу радіонуклідів з ґрунту в продукцію рослинництва і корми, з кормами та водою в продукцію тваринництва – одна з найбільш важливих і складних проблем сучасної сільськогосподарської радіобіології та радіоекології. Важливість її сумнівів не викликає. Складність обумовлена тим, що до цього часу ще не достатньо вивчені всі особливості поведінки в організмі тварин окремих радіонуклідів, особливо в умовах комплексної дії декількох з них. Це не дає можливості достатньо точно оцінювати допустимі рівні вмісту радіонуклідів у кормах, значно утруднює величину дози, яка формується в організмі тварин та людини за їх рахунок.

Але зібрано немало експериментальних даних про особливості переходу різних радіонуклідів із окремих компонентів навколишнього середовища в продукцію рослинництва. Вивчені залежності, які зв'язують інтенсивність радіоактивних випадань та вміст окремих радіонуклідів в ґрунті, здатність різних видів рослин до акумуляції окремих радіонуклідів та коефіцієнти їх переходу в продукцію тваринництва. Відомості про ці зв'язки мають надзвичайно велике значення для оцінки надходження радіоактивних речовин у раціон населення, яке мешкає в умовах підвищеного вмісту продуктів радіоактивного поділу у довкіллі, а також при розробці захисних заходів, спрямованих на зменшення їх надходження в харчові продукти.

14.10. Основні документи регламентації норм радіаційної безпеки

Оскільки проблеми захисту людини від іонізуючих випромінювань мають глобальний характер, відповідні радіозахисні заходи розробляються як в окремих країнах, так і у міжнародному масштабі. В останньому випадку

питання радіаційної безпеки регламентуються вже згаданою Міжнародною комісією з радіаційного захисту (МКРЗ), котра, спираючись на найсучасніші досягнення науки, розробляє відповідні рекомендації, які в свою чергу затверджуються Міжнародним радіологічним конгресом МРК). На підставі прийнятих пропозицій національні комісії з радіаційного захисту окремих країн (в Україні НКРЗУ) розробляють правила і закони, котрі регламентують норми радіаційної безпеки і основні санітарні правила роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань з урахуванням їх особливостей

Відповідно системі обмежень, прийнятих МКРЗ, *ніякий вид діяльності, пов'язаний з опроміненням людини іонізуючою радіацією, не повинен вводитися в практику, якщо його застосування не дає суспільству реальної користі.* Вона є основою забезпечення радіаційної безпеки та оптимізації протирадіаційного захисту, тобто підтримання дозових навантажень на людину на таких низьких рівнях, яких тільки можна розумно досягти з урахуванням економічних факторів (витрат).

Цей так званий „принцип оптимізації ALARA”, або просто „принцип ALARA” (As Low As Reasonable Achievable – так низько, як розумно досяжне), який застосовується і яким керуються в ситуаціях економічно виправданої діяльності, доповнюється обов'язковими вимогами не перевищення встановлених меж індивідуальної еквівалентної дози.

На території колишнього СРСР до останніх років його існування діяли „Норми радіаційної безпеки” (НРБ-76/87) і „Основні санітарні правила роботи з радіоактивними речовинами та іншими джерелами іонізуючих випромінювань” (ОСП-72/87). Вони були покладені в основу відповідних документів пізніше створених в Україні. У теперішній час діючими є «Норми радіаційної безпеки України» (НРБУ-97) і «Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України (ОСПУ-2005).

НРБУ регламентує опромінення людини від природних і штучних джерел випромінювань, а також визначає вимоги щодо охорони здоров'я

людини при експлуатації таких джерел, а також у випадках опромінення. Регламенти НРБУ стосуються опромінення людини на виробництві, при проведенні наукових досліджень, опромінення з медичними цілями, радіаційних аваріях.

Положення ОСПУ поширюються на всі види практичної діяльності, пов'язані з виробництвом та використанням джерел іонізуючих випромінювань і радіоактивних речовин. Вони встановлюють санітарно-гігієнічні та організаційно-технічні вимоги щодо забезпечення протирадіаційного захисту персоналу і населення, котрі передбачають проведення попереджувального та поточного нагляду за дотриманням вимог радіаційної безпеки.

Але положення НРБУ і ОСПУ не поширюються на опромінення як персоналу, так і населення від природного радіаційного фону, джерел природного походження, пов'язаних з підвищеним вмістом в об'єктах навколишнього середовища ^{40}K , ^{220}Rn , ^{226}Ra , ^{14}C та інших, хоча у певних умовах їх положення можуть мати рекомендаційний характер.

Виконання вимог та нормативів, встановлених цими документами, є обов'язковими для всіх юридичних осіб, незалежно від їх підпорядкованості та форми власності, і всіх громадян. Відповідальність за їх додержання несуть юридичні особи, що одержали право на використання джерел іонізуючих випромінювань. Відповідальність за додержання вимог щодо обмеження опромінення населення природними джерелами несе адміністрація територій і об'єктів. Контроль за виконанням НРБУ і ОСПУ покладається на державні регулюючі органи – головним чином на санітарно-епідеміологічні служби міністерств охорони здоров'я, охорони навколишнього природного середовища, аграрної політики, державні комітети з ядерної безпеки.

Контрольні запитання до розділу 14:

1. Радіаційна гігієна та основні її завдання.
2. Безпорогова концепція дії іонізуючих випромінювань на живі організми.

3. Принципи біологічного нормування радіаційного впливу.
4. Поняття припустимого (прийнятного) ризику.
5. Категорії осіб, що опромінюються.
6. Поняття про межі доз, допустимі рівнів та контрольні рівні.
7. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів в продуктах харчування.
8. Класифікація радіаційних аварій.
9. Контрзаходи при радіаційних аваріях.
10. Групи радіаційно-гігієнічних регламентів.
11. Групи радіотоксичності радіонуклідів.
12. Закриті та відкриті джерела іонізуючих випромінювань.
13. Принципи захисту від джерел іонізуючих випромінювань.
14. Поняття про шар половинного послаблення іонізуючих випромінювань.
15. Суть принципу оптимізації ALARA у забезпеченні радіаційної безпеки.
16. Основні документи, що забезпечують радіаційну безпеку.

ПІСЛЯМОВА

Іонізуюча радіація і радіоактивні ізотопи знаходять все більше застосування у різних сферах народного господарства і науки. І є всі підстави вважати, що разом з досягненнями ядерної фізики їх використання буде розширюватися. Випромінювання та ізотопи збагачують можливості найрізноманітніших технологій, допомагають вирішувати прикладні завдання різних галузей виробництва, розширюють методологічні можливості багатьох природничих наук.

Однак бурний розвиток ядерної енергетики, який супроводжується зростанням добичі і виготовлення ядерної сировини, вводом і експлуатацією нових підприємств ядерної промисловості, випробуванням різних ядерних пристроїв, зрештою, зі зростаючими обсягами робіт з утилізації, зберігання й захоронення радіоактивних відходів, з великою імовірністю може призводити до виникнення надзвичайних ситуацій, що супроводжуються радіоактивним забрудненням навколишнього середовища і опроміненням біоти.

У зв'язку з цим особливу актуальність набуває найважливіша проблема радіобіології – профілактика і терапія радіаційних уражень живих організмів і, у першу чергу, людини. Ці засоби передбачають не тільки фізичний і біологічний захист від зовнішнього опромінення чи проникнення в організм радіоактивних продуктів поділу. Вони передбачають розробку систем спеціальних контрзаходів в сільському господарстві, які попереджують перехід радіонуклідів з ґрунту в рослини і далі по трофічному ланцюгу в організм сільськогосподарських тварин, з первинною продукцією рослинництва і тваринництва в організм людини; в харчовій промисловості, які передбачають технологічну переробку продукції рослинництва і тваринництва з метою відокремлення компонентів, котрі містять найбільшу частку радіонуклідів; в медицині, які розробляють цілеспрямовані раціони харчування, що зменшують споживання продуктів з високою кількістю

радіонуклідів, сприяють їх детоксикації і виведенню з організму людини, прискорюють процеси відновлення. Всі ці етапи протирадіаційного захисту в тій чи іншій мірі представлені у цій книзі. Тут немає конкретних рекомендацій, рецептів, але на тлі матеріалів про дію іонізуючої радіації на живі організми подана загальна схема стратегії такого захисту, способу життя в умовах підвищеного радіаційного тиску, а, відповідно, підвищеного ризику для здоров'я.

При необхідності або бажанні розширити знання у цій галузі біологічної науки може допомогти додаткова література: як нові книги з радіобіології, так і більш ранні, які вже стали класикою, але містять багато корисних відомостей про цю цікаву і актуальну науку.

Додаткова література

Алексахин Р.М. Ядерная энергетика и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.

Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии. – М.: Агропромиздат, 1991. – 287 с.

Бак З., Александер П. Основы радиобиологии: Пер. с англ. – М.: Изд-во иностр. лит., 1963. – 500 с.

Белов А.Д., Киршин В.А., Лысенко Н.П., Пак В.В., Рогожина Л.В. Радиобиология. – М.: Колос, 1999. – 380 с.

Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашпаров В.О., Кіцно В.О., Лазарев М.М. Практикум з радіобіології та радіоекології. – К.: Кондор, 2010. – 286 с.; – Херсон: Олді Плюс, 2014. – 278 с.

Гродзинський Д.М. Радіобіологія. – К.: Либідь, 2000. – 448 с.

Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии. – К.: Изд-во УСХА, 1991. – 327 с.

Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія. – Житомир: Вид-во ДАУ, 2003. – 472 с.

Gudkov I.M., Vinnichuk M.M. Radiobiology and Radioecology. – К.: NAUU, 2006. – 295 p.

Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.А., Гудков Д.І., Лазарев М.М. Радіоекологія. – К.: НУБіП України, 2011. – 368 с.; – Херсон: Олді Плюс, 2013. – 467 с.

Гудков И.Н., Кудяшева А.Г., Москалёв А.А. Радиобиология с основами радиоэкологии. – Сыктывкар: Изд-во СГУ, 2015. – 512 с.

Кудряшов Ю.Б., Баренфельд Б.С. Основы радиационной биофизики. – М.: Изд-во МГУ, 1982. – 302 с.

Кузин А.М., Каушанский Д.А. Прикладная радиобиология. – М.: Энергоатомиздат, 1981. – 222 с.

Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2011. – 543 с.

Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. – К.: Урожай, 1991. – 471 с.

Фриц-Ниггли Х. Радиобиология. Её основы и достижения: Пер. с англ. – М.: Госатомиздат, 1961. – 368 с.

Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. – М.: Высшая школа, 1984. – 375 с.; 1988. – 424 с.; Ярмоненко С.П. (Вайнсон А.А.) 2004. – 549 с.

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЗЧИК

- Аберації хромосом – **5-26,27,32; 10-37**
Аварія на Чорнобильській АЕС, див. Радіаційні аварії
Адсорбенти на забруднених радіонуклідами угіддях – **11-16,17**
Азот радіоактивний (^{13}N) – **13-4,28**
Азот стабільний для досліджень (^{15}N) – **13-5,7,26,27**
Актиній – **1-10**
Алкілуючі сполуки – **5-31**
Альгінати – **7-37; 11-26**
Альфа-розпад – **2-8,14**
Альфа-частинки, фізичні характеристики – **2-11,13**
Алюміній радіоактивний (^{26}Al) – **3-9**
Америцій, ізотопи – **3-16; 10-29; 14-16**
Амінокислоти, дія іонізуючих випромінювань – **4-17**
Анігіляція – **2-9**
Антропоцентрична концепція протирадіаційного захисту – **7-21; 14-1**
Антоціани – **7-39**
Апікальне домінування – **5-10; 8-12; 10-24**
Апоптоз – **1-14**
Атом – **2-2**
Атомна бомба, атомна зброя – **3-14-21**
Атомний (ядерний) реактор – **II-3, 3-21**
Атомна електростанція (АЕС) – **II-3,**
Безпорогова дія іонізуючих випромінювань, див. Концепція безпорогової дії
Бекерель, одиниця – **2-17,21**
Бер – **2-20,21**
Бергоньє і Трибондо закон (правило), див. Закон Бергоньє і Трибондо
Берилій радіоактивний (^{10}Be) – **3-9**
Бета-розпад – **2-8,14**
Бета-частинки, фізичні характеристики – **2-11,13**
Білки, дія іонізуючих випромінювань – **4-17**
Білок харчовий і кормовий, одержання з біомаси рослин – **11-32**
Брегга крива – **4-5**
Вапнування ґрунту – **11-6,7**
Взаємодія електромагнітних випромінювань із речовиною – **4-1**
Взаємодія корпускулярних випромінювань з речовиною – **4-4**
Випадання радіонуклідів з атмосфери вологі – **9-11**
- - - космічні – **9-11**
- - - локальні – **9-10**
- - - стратосферні – **9-11**
- - - сухі – **9-11**
- - - тропосферні – **9-10**
Віддалені наслідки дії іонізуючих випромінювань – **1-20,30**
Відкриті джерелі іонізуючих випромінювань – **14-18**

- поглинута – 2-18,20
 - подвоєння кількості мутацій – 5-27
 - річна ефективна – 14-8
 - стимулююча – 5-3,7; 12-6,21
- Дозиметрія – 2-17
- біологічна – 10-37
- Докорінне поліпшення кормових угідь – 11-21
- Донні відкладення – 9-23
- Допустимий (прийнятний) ризик – 14-5
- Допустимий рівень вмісту радіонукліду в раціоні тварин – 14-25
- Допустимі рівні вмісту радіонуклідів у різних об'єктах – 11-24; 14-8,10,11,24
- Екоцентрична концепція протирадіаційного захисту – 7-22
- Електромагнітне, або фотонне іонізуюче випромінювання – 2-8
- Електрон, фізичні характеристики – 2-2
- Електрон-вольт – 2-2
- Електрон-позитронних пар утворення – 4-3
- Електронне захоплення – 2-15
- Енергія зв'язку електрону в атомі – 2-2
- Ентеросорбенти – 11-26
- Еталон зв'язку радіоактивності і дози – 2-22
- Загибель організму при дії іонізуючих випромінювань, визначення – 5-23
- - - - - - - рослин – 5-23
 - - - - - - - тварин – 5-23
- Закон Бергоньє і Трибондо – 1-13; 6-11,29; 12-33
- Закон радіоактивного розпаду – 2-7
- Закриті джерела іонізуючих випромінювань – 14-17
- Залізо радіоактивне ($^{55,59}\text{Fe}$) – 3-17
- Захист водойм від надходження радіонуклідів – 7-30
- Захист ґрунтів від радіонуклідного забруднення – 7-24
- Захист лісу від радіонуклідного забруднення – 7-32
- Захист людини від надходження радіонуклідів – 7-35
- Захист рослин від надходження радіонуклідів – 11-3
- Захист тварин від надходження радіонуклідів – 11-12
- Збудження електрону – 2-3
- Зіверт, одиниця – 2-20,21
- Золото радіоактивне (^{198}Au) – 12-31
- Зрошення на забруднених радіонуклідами угіддях – 11-13–16
- Ізотопи – 2-4
- нестабільні, або радіоактивні – 2-4; 13-4
 - стабільні – 2-6; 13-5
 - - особливості застосування – 13-26
- Імунітет, дія іонізуючих випромінювань – 1-30; 10-27
- Індикаторна доза – 13-8
- Інкорпоровані радіонукліди, див. Радіонукліди інкорпоровані
- Інтерфазна загибель (див. Апоптоз)

Іони важкі – 2-12,13,15

Іонізація – 2-1

Іонізуюча радіація, див. Іонізуюче випромінювання

Іонізуюче випромінювання – 1-1, 2-1

- - космічне вторинне – 3-1–3,11
- - - галактичне – 3-1–3,11
- - - первинне – 3-1–3,10
- - - сонячне – 3-1–3,11
- - радіонуклідів природних – 3-1,2
- - - штучних – 3-1,2,16
- - рідкоіонізуюче – 4-7
- - штучних генераторів – 3-2
- - щільноіонізуюче – 4-8

Ітрій (^{90}Y) – 10-30

Йод радіоактивний ($^{125,131,133,135}\text{I}$) – 3-16,18; 5-21; 9-26; 10-3,14,17, 27,29,31; 11-33,34; 12-31, 34; 14-16

Калієфіли (рослини) – 7-36; 10-1,12; 11-12

Калій радіоактивний ($^{40,42}\text{K}$) – 1-11, 2-5,9,10; 3-9,10,11,13,15; 9-18; 10-17; 13-5; 14-16,28

Кальцефіли (рослини) – 7-36; 10-1,12,22; 11-12

Кальцій радіоактивний ($^{45,48}\text{Ca}$) – 3-9,10,16; 10-14,15,29,30,31

Камерні моделі в дозиметрії – 10-36

Категорії осіб, що опромінюються – 14-7

Керма – 2-21

Кисневий ефект визначення – 1-15; 4-10; 7-3

- - вплив температури – 7-7

Кістково-мозковий синдром – 10-30

Клітинний цикл, дія іонізуючих випромінювань – 6-26,27

Кобальт радіоактивний (^{60}Co) – 3-16; 9-9,25; 10-7; 12-2; 14-16,21

Коефіцієнт всмоктування радіонуклідів – 10-13,14,16

- кисневого підсилення – 4-11, 7-4
- концентрування радіонукліду – 9-22; 11-23
- накопичення радіонукліду – 9-5,17; 10-7,8,41,43; 11-19,20
- очищення продукції – 11-36
- первинного затримування радіонуклідів – 7-33
- переходу радіонукліду – 9-5; 10-8,16,18,43; 11-21,22
- якості випромінювання – 4-7

«Колос» – 12-7

Комбінована дія іонізуючої радіації та інших чинників – 1-30

Компенсаторне відновлення – 8-14–16

Комплексонати на забруднених радіонуклідами угіддях – 11-16,17

Комптон-ефект (комптонівське розсіяння, ефект Комптона) – 4-3

Комп'ютерна томографія – 3-27

Конвекційне перенесення радіонуклідів – 9-20

Конверсійне випромінювання – 2-10

Контрзаходи протирадіаційні довгострокові – **14-14**
 - - невідкладні – **14-13**
 - - термінові – **14-13**
 Контрольні рівні – **14-9**
 Концепція безпорогової дії іонізуючого випромінювання – **6-33; 14-4**
 - порогової - - - **14-2**
 - ризик биологічної дії іонізуючого випромінювання – **6-34**
 Корпускулярне іонізуюче випромінювання, визначення – **2-10**
 Критична маса – **3-18**
 Критичні органи і тканини визначення – **5-20, 24; 6-30**
 - - - рослин – **6-30; 10-22**
 - - - тварин і людини – **6-30; 7-36; 10-29,30,34; 14-11**
 Крохмаль, переробка продукції – **11-31**
 Кулон на кілограм – **2-18,21**
 Кюрі, одиниця – **2-17,21**
 Ланцюгова реакція – **3-14,17,18**
 Лінійна передача енергії – **4-6**
 Лінійний коефіцієнт послаблення іонізуючих випромінювань – **4-2**
 Ліпіди, дія іонізуючих випромінювань – **4-19**
 Ліпідна теорія дії іонізуючого випромінювання – **4-22**
 МАГАТЕ – **3-24; 12-11,22**
 Макрорадіоавтографія – **13-22**
 Малі дози іонізуючих випромінювань – **1-29, 5-8, 6-31**
 Марганець радіоактивний (⁵⁴Mn) – **3-17**
 Мас-спектрометр – **13-27**
 Межа дози – **14-8**
 - еквівалентної дози внутрішнього опромінення – **14-8**
 - - - зовнішнього опромінення – **14-8**
 Меліоранти хімічні – **11-6-7**
 Мембрани, дія іонізуючих випромінювань – **4-19**
 Метод ізотопних індикаторів – **13-1**
 Метод мічених атомів, див. Метод ізотопних індикаторів
 Миш'як радіоактивний (⁷⁴As) – **12-31**
 Міграція радіонуклідів в атмосфері – **9-10-12**
 - - - фактори впливу – **9-10**
 - - - в ґрунті – **9-12**
 - - - вертикальна – **9-12,19-21**
 - - - вплив окремих факторів – **9-12-18**
 - - - горизонтальна – **9-12,21**
 - - - в лісових біоценозах – **10-10-11**
 - - - загальні положення – **1-31, 9-1**
 - - - шляхи – **9-3,7**
 Мікроелементи – **11-10,25**
 Мікрорадіоавтографія – **13-24**
 Мічені атоми, визначення – **13-1**

Мічені добрива – **13-7**
Мічені сполуки, визначення – **13-6**
Мішень дії іонізуючого випромінювання – **4-9; 14-3**
МКРЗ – **14-4,6,8,26**
МКРО – **2-20,21**
Модифікація радіаційного ураження, визначення – **7-1**
- - - фізичні фактори – **7-2**
Молоко, очищення від радіонуклідів – **11-33**
Монацит, монацитові піски – **3-10**
Морфологічні зміни визначення – **5-8**
- - у рослин – **5-8; 10-24**
- - у тварин – **5-12**
МРК – **14-26**
Мутагенез радіаційний – **1-16; 12-8,21**
Мутації генеративні – **5-26**
- генні, або точкові – **5-25**
- домінантні – **5-29**
- залежність від дози опромінення – **5-27**
- каріотипу – **5-26**
- летальні – **5-27**
- рецесивні – **5-29**
- соматичні – **5-26**
- хлорофілові – **10-24**
- хромосом, аберації – **5-26**
М'ясо, очищення від радіонуклідів – **11-35**
Надходження радіонуклідів в рослини – **10-1-12**
- - - кореневе – **10-6-10**
- - - позакореневе – **10-2-6**
- - - листове – **10-2**
- - - флоральне – **10-2**
- - до організму тварин – **10-12-19**
- - - аеральне – **10-12,34,35**
- - - перкутальне – **10-12**
- - - пероральне – **10-12**
Натрій радіоактивний (^{22}Na) – **3-9**
Нейтрони, фізичні характеристики – **2-3,11,13,15**
- повільні, теплові, швидкі – **2-12**
Неіонізуюча радіація, вплив на дію іонізуючих випромінювань – **7-9**
НКРЗУ – **14-8,26**
Нормування вмісту радіонуклідів в продукції – **14-23**
НРБУ-97 – **14-27**
Нуклон – **2-3**
Обробіток ґрунту на забруднених радіонуклідами угіддях – **11-4-6**
Олія, переробка – **11-31**

- Опромінення багаторазове – **2-24**
 - гостре – **2-23, 5-13**
 - загальне – **5-13**
 - локальне – **5-13,20**
 - одноразове – **2-24, 5-13**
 - пролонговане – **2-24**
 - фракціоноване – **5-13, 8-3**
 - хронічне – **2-24, 5-13**
- Опромінювальна техніка – **12-2**
- ОСПУ-2005 – **14-27**
- Очищення від радіонуклідів продукції рослинництва – **11-30**
 - - - - тваринництва – **11-33**
- Пектинові речовини – **7-38; 11-25**
- Передзабійний перевід тварин на «чисті» корми – **11-27**
- Перепрофілювання господарств як радіозахисний захід – **11-28**
- „Переураження” клітини – **4-8**.
- Період піввиведення радіоактивного ізотопу – **10-16**
 - - - - ефективний – **10-18**
 - піврозпаду - - - **2-7; 10-16; 13-4**
- Післярадіаційне відновлення визначення – **1-22,13; 8-1**
 - - - - компенсаторне, див. Компенсаторне відновлення
 - - - - мембран – **8-6**
 - - - - молекулярне – **8-3**
 - - - - хромосом – **8-5**
 - - - - регенераційне, див. Регенераційне відновлення
 - - - - репараційне, див. Репараційне відновлення
 - - - - репопуляційне, див. Репопуляційне відновлення
 - - - - типи (шляхи) – **8-3**
- Плутоній, ізотопи – **1-10; 3-16,17,18; 9-1,9; 10-17,29; 12-34; 14-16**
- Поверхнєве поліпшення кормових угідь – **11-20**
- Поділ клітини при дії іонізуючої радіації – **1-13, 5-4,14; 8-7**
- Позитрони, фізичні характеристики – **2-4,11,13,15**
- Покращення луків і пасовищ – **11-20**
- Поліплоїдія – **6-24**
- Полоній, ізотопи – **1-8; 3-7,9; 14-16**
- Потенційно летальне пошкодження – **8-2**
- Потужність дози – **2-23**
- Принцип виправданості – **14-5**
 - влучення – **1-18, 4-11**
 - еквівалентності – **2-2**
 - неперевищення – **14-5**
 - оптимізації – **14-5**

- - ALARA – 14-27
- Принципи захисту від іонізуючих випромінювань – 14-17
- Прискорення старіння при дії іонізуючих випромінювань – 5-21,22
- Променева хвороба визначення – 5-13
 - - рослин – 5-14
 - - тварин гостра – 5-16
 - - - хронічна – 5-19
- α -промені – 1-10
- β -промені – 1-10
- γ -промені – 1-10
- X-промені – 1-5,7,12
- Проникна здатність іонізуючих випромінювань – 4-1,4
- Протирадіаційний захист біологічний (хімічний, фармацевтичний) – 7-1,2,9
 - - фізичний – 4-1
- Протирадіаційні засоби визначення – 7-2,
 - - профілактичні – 7-1-2
 - - терапевтичні – 7-1-2
- Протони, фізичні характеристики – 2-3,11,13
- Пухлини у рослин – 5-10,11
 - у тварин – 5-13
- Рад, одиниця – 2-19,21
- Радіаційна аварія, визначення – 14-11
 - - на Південному Уралі – 3-18,24; 9-7; 10-26
 - - на Чорнобильській АЕС – П-1, 3, 1-23,24, 27; 3-5,18,24,25,28; 9-1,10,12,26; 10-3,5,22,29;
 - - у Бразилії – 7-40; 14-18
 - - у Великій Британії – 3-24; 9-7
 - - у США – 3-24
 - - у Японії – П, 3-18,24; 11-5; 13-4,25
 - генетика – 1-16
 - гігієна – 14-2
 - дезінсекція – 12-18
 - стерилізація комах – 12-16,21
 - - матеріалів – 6-15; 12-35
 - стимуляція, визначення – 1-14, 5-2
 - - мікроорганізмів – 5-7
 - - рослин – 5-2
 - - тварин – 5-6
 - терапія – 12-33
 - химера – 5-9
- Радіаційне знезараження продукції - 12-22,23
 - консервування – 12-23,26
- Радіаційний гормезис – 5-6,8
 - мутагенез – 1-9, 5-28,
 - фон – 3-15

- - природний – **1-1, 3-1,2,13,28; 5-4**
- - - техногенно-підсилений – **3-15**

- Радіаційно-біологічні технології, визначення – **12-1**
- - - в медицині – **12-28**
- - - в рослинництві – **12-4**
- - - в тваринництві – **12-20**
- - - харчовій промисловості – **12-25**
- Радіаційно-гігієнічні регламенти – **14-14**
- Радій, ізотопи – **1-8,10; 2-10,21; 3-7,9,11,13,14; 10-29,30; 14-16,26**
- Радіоавтограф – **13-15,21;**
- Радіоавтографія – **13-20**
- Радіоадаптація – **8-19**
- Радіоактивна речовина визначення – **2-5**
- - метаболізм – **10-12**
- Радіоактивний елемент – **2-5**
- Радіоактивність, визначення – **2-7**
- наведена – **2-12, 3-17**
- питома – **2-17**
- поверхнева – **2-17**
- природна – **1-4, 2-7**
- штучна – **2-7**
- Радіоактивного розпаду закон, див. Закон радіоактивного розпаду
- Радіобіологічний парадокс – **1-15**
- Радіобіологічні ефекти близькі – **5-28**
- - визначення – **2-24, 5-1**
- - віддалені – **5-28,29**
- - генетичні – **5-1**
- - детерміновані – **5-30**
- - соматичні – **5-1**
- - стохастичні - **5-30**
- Радіобіологічні технології – **6-4**
- Радіобіологія ветеринарна – **1-4**
- визначення – **1-1,3**
- етапи розвитку, перший – **1-14**
- - - другий – **1-19**
- - - третій – **1-20,27**
- - - четвертий – **1-27**
- задачі – **1-4**
- історія – **1-4**
- медична – **1-4**
- напрями – **1-3**
- об'єкти досліджень – **1-2**
- прикладна – **1-4; 12-1**
- проблеми – **1-28**

- сільськогосподарська – **1-4**
- Радіоблокатори – **7-19, 35; 11-28**
- Радіодекорпоранти – **7-20,40; 11-28**
- Радіоекологія визначення – **1-3**
 - історія – **1-19,11,14**
- Радіозахисна роль лісу – **7-32**
- Радіозахисні добавки до кормів – **11-23–26**
 - заходи в рослинництві – **11-3–18**
 - - в тваринництві – **11-18–27**
 - речовини – **7-9; 14-22**
- Радіоізотопи, радіоактивні ізотопи, визначення – **2-5**
 - довгоживучі – **2-8**
 - короткоживучі – **2-8**
 - наддовгоживучі – **2-8**
 - середньо живучі – **2-8**
- Радіоізотопна діагностика – **12-30**
- Радіоімунний аналіз – **12-32**
- Радіоліз води – **4-10**
- Радіологія – **1-3**
- Радіометрія – **2-16**
- Радіоміметики – **5-31**
- Радіонукліди атомних вибухів – **3-17**
 - атомних (ядерних) реакторів – **3-20**
 - виведення з організму – **1-31**
 - визначення – **2-5**
 - довгоживучі – **3-19**
 - ізотопи трансуранових елементів – **3-19**
 - інкорпоровані визначення – **1-31, 10-19**
 - дозиметрія – **10-34**
 - особливості біологічної дії – **10-20,21**
 - короткоживучі – **3-19**
 - космогенні – **3-10**
 - нормування вмісту в продукції – **11-23**
 - остеотропні – **10-30**
 - позародинні – що не утворюють родин – **3-5,8,9**
 - природні – **3-4**
 - важкі – **3-13**
 - - вміст у середовищі – **3-12**
 - - вторинні – **3-10**
 - - легкі – **3-13**
 - - первинні – **3-9**
 - продукти наведеної радіоактивації – **3-19**
 - розподіл в організмі тварин – **10-15**
 - - - дифузний – **10-15**
 - - - ретикулоендотеліальний – **10-15**

- - - - скелетний – **10-15**
- - - - тиреоїдний – **10-15**
- середньоживучі – **3-19**
- штучні – **3-4**
- що виникають у реакціях поділу ядер – **3-19**
- що утворюють родини – **3-5,6**
- Радіонуклідні аномалії природні – **3-15**
- Радіопротектори аскорбінова кислота – **7-13**
 - визначення – **1-21,17; 7-9**
 - вимоги – **7-9**
 - відновники – **7-12**
 - вітаміни **7-17**
 - елементи живлення – **7-17-18**
 - інгібітори метаболізму – **7-16**
 - істинні – **7-10**
 - класифікація – **7-10**
 - метали (залізо, цинк, марганець, селен) – **7-13-15,19**
 - природні метаболіти – **7-16-17**
 - пролонгованої дії – **7-19**
 - ростові речовини – **7-15-16**
 - специфічні – **7-10**
 - спирти – **7-13**
 - сульфгідрильні сполуки – **7-10-12**
 - цистамін – **7-10**
 - цистеамін – **1-21,17; 7-9-11,**
 - цистеїн – **1-21, 7-9- 11**
 - ціаніди – **1-21,7-9**
- Радіосенсибілізатори, визначення – **7-20**
 - волога – **7-5**
 - застосування – **7-21-22**
 - йодацетамід – **7-21**
 - кадмій – **7-21**
 - кисень – **7-3,20**
 - метронідазол – **7-21**
 - мідь – **7-21**
 - мізонідазол – **7-21**
 - температура – **7-7**
- Радіосенсибілізація визначення – **7-2**
- Радіостійкість, визначення – **6-2**
- Радіотаксони – **6-22**
- Радіотоксичність, визначення – **14-16**
 - групи – **14-16**
- Радіочутливість, визначення – **6-2**
 - бактерій – **6-8,11,12**
 - біоценозів – **6-12-16**

- вірусів – 6-12
- грибів – 6-8
- клітин на різних фазах розвитку – 6-20–24, 8-7
- рослин – 6-4–9
 - - вегетуючих – 6-6
 - - вищих – 6-8
 - - деревних порід – 6-5
 - - насіння – 6-5
 - - нижчих – 6-8
 - - трав'янистих – 6-6
- тварин – 6-9–11
 - - амфібій – 6-11
 - - комах – 6-11
 - - людини – 6-9,10
 - - моллюсків – 6-11
 - - найпростиших – 6-11
 - - плазунів – 6-11
 - - птахів – 6-11
 - - риб – 6-11
 - - ссавців – 6-9,10
- Радон, ізотопи – 1-10, 3-7,9; 14-16,28
- Раціон тварин, радіозахисна роль – 11-21–23
- Регенераційне відновлення (регенерація) – 8-10–14
- Рентген, одиниця – 2-18,21
- Рентгенівська діагностика – 12-29
- Рентгенівська комп'ютерна томографія – 12-29
- Рентгенівське випромінювання, визначення – 2-9,10
 - - м'яке – 2-10
 - - жорстке – 2-10
- Рентгенівський апарат – 3-26,27
- Репараційне відновлення (репарація) – 8-2–7
- Репарація ексцизійна – 8-4
- Репопуляційне відновлення (репопуляція) – 8-7–10
- Ризики біологічної дії іонізуючих випромінювань, див. Концепція ризику ...
- РНК, дія іонізуючого випромінювання – 4-16
- Ростові фактори, див. Радіовідновники
- Ртуть радіоактивна ($^{197,203}\text{Hg}$) – 12-31
- Рубідій радіоактивний (^{86}Rb) – 3-9,10; 13-4,5,7
- «Рудий ліс» – 5-24; 10-23
- Сало, очищення від радіонуклідів – 11-36
- Сепарація молока з метою очищення, див. Молоко...
- Синтез мічених сполук – 13-6
- Сівозміни на забруднених радіонуклідами угіддях – 11-11–13
- Сірка радіоактивна (^{35}S) – 10-17
- Скорочення тривалості життя при дії іонізуючої радіації – 5-21

«Смерть під променем» – 5-18,25
Спирт етиловий, переробка продукції – 11-31
«Старіння» радіонуклідів – 7-26, 9-11,19
Стимулююча доза, див Доза стимулююча
Стронцій радіоактивний (^{90}Sr) – 3-16,18; 5-21; 9-1,9,16,17,25; 10-1,4,5,8,9,
11,12,14,15,24–30; 11-6,12,14,18,23,32,33,35; 14-11,16
Структурно-метаболична гіпотеза (теорія) – 1-14
Сублетальне пошкодження – 8-2
Твел – 3-20; 12-3
Твердий стік радіонуклідів – 9-22
Температура, вплив на радіочутливість – 7-6
Теорія мішені – 1-18,14
Теорія непрямой дії іонізуючих випромінювань – 1-11,14; 4-9
Теорія прямої дії іонізуючих випромінювань – 1-11,14; 4-9
Теорія точкового тепла – 1-10
Тимчасово допустимі рівні вмісту радіонуклідів – 14-10
Торій, ізотопи – 1-10; 3-6,9,11,13,14; 10-29; 14-16
Трансплантація органів – 12-12,37
Трансуранові елементи – 2-12; 3-17; 10-27
Тритій, див. Водень радіоактивний
Трофічний ланцюг – 9-2,4,6
Уран, ізотопи – 1-5, 2-5, 3-6,9,11,13,14,17,18,20,24; 10-14,17,29; 14-16
Фактор зміни дози – 7-4,10–11
Фероцин – 7-37; 11-26,35
Фільтрація радіонуклідів в ґрунті – 9-20
Фітодезактивація – 7-25; 11-18,33
Флоральний захват радіоактивних речовин – 10-3,32
Фосфор радіоактивний (^{32}P) – 3-12,16; 10-17,20; 14-16
Фосфорнокислі солі – 11-23
Фотоелектричний ефект (фотоефект) – 4-2
Фотосинтез, дія іонізуючих випромінювань – 4-19
Харчовий ланцюг, див. Трофічний ланцюг
Химерність – 5-8
Хіросіма і Нагасакі – 1-33
Хлор радіоактивний (^{36}Cl) – 3-9
Хромосомні аберації, див. Аберації хромосом
Хронічна дія іонізуючої радіації – 1-29
Цезій радіоактивний ($^{134,137}\text{Cs}$) – 2-1,3,5,6,10; 3-16,18; 9-1,9,13,16,17,25;
10-1,3,4,8,9,14,17,24,25,31; 11-7,12,14,18,19,32,33,35; 12-2; 14-11,16
Центр спокою меристеми – 8-11
Цеоліти – 11-26
Церій радіоактивний ($^{141,144}\text{Ce}$) – 3-17,18; 9-25,26
Цикл Калвина – 13-15
Цистеамін, див. Радіопротектори

Цукор, переробка продукції – **11-31**
Шар половинного послаблення іонізуючих випромінювань – **14-21**
Шкала ядерних подій – **3-24**
Щитоподібна залоза – **10-15,27-29; 12-34**
Ядерна зброя – **1-12,13,21; 9-11**
Ядерний паливний цикл – **1-1, 3-20**
Ядерні перетворення – **2-6**
Ядра поділу, фізичні характеристики – **2-12,13**
Ядро атому – **2-4**

АВТОРСЬКИЙ ПОКАЗЧИК

- Авсеєнко В.Ф. – 2-23
Александр П. – Пм-3
Алексахін Р.М. – 1-23, 3-11,28; 7-33; 9-14,16; 10-8,11; Пм-3
Анненков Б.М. – 10-41,44; Пм-3
Анцель П. – 1-16
Бак З. – 1-21; 7-9,12; Пм-3
Баренфельд Б.С. – Пм-3
Батигін М.Ф. – 6-9
Беккерель А. – 1-5,7; 13-20
Белов А.Д. – Пм-3
Бенкс Д. – 5-11
Бергоньє І. – 1-13
Бледзо Р.В. – 13-17
Бондар П.Ф. – 11-9
Бондаренко О.О. – 10-39
Боні Г. – 1-13
Бреславець Л.П. – 5-4
Булах А.А. – 10-33; 12-12
Вернадський В.І. – 1-19,12
Війяр П. – 1-10
Вінничук М.М. – Пм-3
Винтембергер П. – 1-16
Власюк П.А. – 1-23
Вожаковська-Натканець Х. – 6-15
Войціцький В.М. – Пм-3
Гайченко В.А. Пм-3
Гертвіг О. – 1-13
Городецький О.О. – 1-21
Грей Л.Х. – 2-18, 4-10, 7-3
Гродзинський Д.М. – 1-23,24; 5-12, 6-7, 8-8,9; 12-12; Пм-3
Груббе Д. – 1-11; 12-28
Гудков Д.І. – 9-29,31; Пм-3
Гудков І.М. – 5-30,32, 6-24,27,32; 8-2,9,11; 10-38; 11-14; Пм-3
Гулякін І.В. – 10-4,8
Густафссон А. – 12-9
Даниленко А.І. – 1-25
Делоне Л.М. – 1-16
Дельбрюк М. – 1-18
Де-Метц Г.Г. – 1-13
Дессауер Ф. – 1-17
Джиллман Г. – 1-11; 12-28
Довгій М.Л. – 11-36
Ейнштейн А. – 2-2,6

Ейхгорн Г. – 7-13
Ерве А. – 7-9
Еренберг Л. – 7-6
Жоліо-Кюрі Ф. – 1-10
Зіверт Р.М. – 2-20
Калвін М. – 13-15
Каушанський Д.А. – 12-6; ПМ-3
Кашпаров В.О. – 3-4, 10-32; ПМ-3
Кернике М. – 1-13
Кіршин В.О. – 5-19; ПМ-3
Клаус Ф. 8-11
Клечковський В.М. – 1-23
Козлов В.Ф. – 10-17
Козубов Г.М. – 5-12
Колер П. – 5-34
Корнеєв М.А. – 1-23; 10-5,44; 11-5,23,25
Корогодін В.І. – 1-22
Краус М. – 6-10
Кроутер Д. – 1-18
Кудряшов Ю.Б. – ПМ-3
Кудяшева А.Г. – ПМ-3
Кузін О.М. – 1-26; 5-5; 12-6; ПМ-3
Кулон Ш.О. – 2-18
Кундт А. – 1-7
Кутлахмедов Ю.О. – 7-27, 9-21; ПМ-3
Кьорнике М. – 4-12
Кюрі І. – 1-10
Кюрі П. – 1-5,9
Лазарєв М.М. – 11-24; ПМ-3
Левіна Е.М. – 10-9
Ліндон Л. – 5-22
Лондон Ю.С. – 1-12
Лоцилов Н.А. – ПМ-3
Лучник М.В. – 1-22
Лысенко Н.П. – ПМ-3
Мальдіней – 1-14, 5-2
Матола Л.О. – 11-36
Мьоллер Г. – 1-16,10
Менделєєв Д.І. – 1-4; 10-2
Митрофанов Ю.О. – 6-33
Міхеєв О.М. – 10-25
Москалєв А.А. – ПМ-3
Москальов Ю.І. – 10-15
Моттрем Л. – 7-3
Надсон Г.А. – 1-14,16

Наришкін М.А. – 7-33; 10-11
Немец О.Ф. – ПМ-3
Пак В.В. – ПМ-3
Панет Ф. – 13-2
Парибок В.П. – 1-22
Патт Г.М. – 7-9
Петерс Г. – 1-13
Петрі Е. – 1-15, 7-3
Полікарпов Г.Г. – 1-25
Потапова С.М. – 6-9
Преображенська О.І. – 6-6; 12-9
Прістер Б.С. – 1-23; 11-7,24; ПМ-3
Пулюй І.П. – 1-6
Райли Х. – 7-12
Раф Д. – 5-13
Рачинський В.В. – 13-11,15
Резерфорд Е. – 1-10,19
Рентген В.К. – 1-5,6; 12-28
Риссе О. – 1-18
Рогожина Л.В. – ПМ-3
Розенблат Д. – 5-22
Романов Л.М. – 11-24
Сапегін А.П. – 1-16
Сарос'єк І. – 6-15
Сахаров В.К. – 9-6
Сеченов І.М. – 1-11
Сироткін А.М. – 10-14,44; 11-21,25,35
Складовська-Кюрі М. – 1-5,8,9,10
Соболев А.С. – 11-33
Сперроу А.Х. – 5-11, 6-5,7,16,17,20-23
Старл Х. – 6-33
Стедлер Л. – 1-16
Тарханов І.Р. – 1-11
Таскаєв А.І. – 5-12, 6-15
Теверовський Є.М. – 10-18
Тимофєєв-Ресовський М.В. – 1-18
Тихоміров А.Ф. – 10-26
Трибондо Л. – 1-13
Тувинен К. – 1-14, 5-2
Ульріх А. – 13-18
Федін Ф.А. – 11-34
Філіппов Г.С. – 1-16
Френсіс Д. – 7-3
Фридерикссон Л. – 10-9
Фрик Г. – 1-18

Фриц-Ниггли Х. – Пм-3
Хевеші Д. – 13-2
Хеншоу С. – 7-3
Хижняк С.В. – Пм-3
Хіроно Я. – 5-11
Хольвек Ф. – 1-18
Циммер К. – 1-18
Шварц П. – 5-13
Шевченко В.А. – 5-27, 6-16,
Шевченко І.М. – 1-25
Юдинцева К.В. – 10-4,8,9,41,42,44; Пм-3
Ярмоненко С.П. – 14-3; Пм-3

ЗМІСТ

Передмова		
1	ВСТУП. РАДІОБІОЛОГІЯ ТА РАДІОЕКОЛОГІЯ ЯК СУЦІЛЬНА НАУКА	
1.1	Визначення радіобіології та радіоекології, їх місце серед суміжних наук	
1.2	Напрями розвитку радіобіології та її задачі	
1.3	Історія радіобіології	
1.3.1	Три відкриття в галузі фізики, що передували виникненню радіобіології	
1.3.2	Етапи розвитку радіобіології	
1.4	Сучасні проблеми радіобіології	
1.5	Необхідність широкої пропаганди радіобіологічних знань	
2	РАДІОАКТИВНІСТЬ, ТИПИ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ЇХ ДОЗИМЕТРІЯ	
2.1	Будова атома. Ізотопи	
2.2	Явище радіоактивності. Закон радіоактивного розпаду	
2.3	Типи ядерних перетворень	
2.4	Типи іонізуючих випромінювань	
2.4.1	Електромагнітне іонізуюче випромінювання	
2.4.2	Корпускулярне іонізуюче випромінювання	
2.5	Радіометрія і дозиметрія іонізуючих випромінювань	
2.6	Одиниці радіоактивності та доз	
2.7	Зв'язок між радіоактивністю та дозою іонізуючого випромінювання	
2.8	Види опромінення	
3	ДЖЕРЕЛА ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА ЗЕМЛІ	
3.1	Космічне випромінювання	
3.2	Випромінювання радіонуклідів	
3.2.1	Випромінювання природних радіонуклідів	
3.2.2	Випромінювання штучних радіонуклідів	
3.3	Радіаційні аварії	
3.4	Генератори іонізуючих випромінювань	
3.5	Внесок різних джерел іонізуючих випромінювань у формування дози опромінення людини	
4	ФІЗИЧНІ ТА ХІМІЧНІ ОСНОВИ ВЗАЄМОДІЇ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ІЗ РЕЧОВИНАМИ КЛІТИН ЖИВИХ ОРГАНІЗМІВ	
4.1	Взаємодія електромагнітних випромінювань із речовиною	
4.2	Взаємодія корпускулярних випромінювань із речовиною	
4.3	Лінійна передача енергії іонізуючих випромінювань атомам і молекулам речовини та їх відносна біологічна ефективність	
4.4	Пряма і непряма дія іонізуючих випромінювань	
4.5	Дія іонізуючого випромінювання на основні молекулярні компоненти клітини і процеси метаболізму	
4.5.1	Дія випромінювання на нуклеїнові кислоти	
4.5.2	Радіаційно-хімічні зміни білків, амінокислот і вуглеводнів	
4.5.3	Дія випромінювання на білково-ліпідні мембрани	
4.5.4	Дія випромінювання на деякі фізіолого-біохімічні процеси рослин	
5	БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У РОСЛИН І ТВАРИН	

5.1	Класифікація радіобіологічних ефектів	
5.1.1	Радіаційна стимуляція	
5.1.2	Морфологічні зміни	
5.1.3	Променева хвороба	
5.1.4	Прискорення старіння і скорочення тривалості життя	
5.1.5	Загибель	
5.1.6	Генетичні, або мутагенні, ефекти	
5.1.7	Близькі та віддалені, детерміновані та стохастичні ефекти	
5.2	Біологічні ефекти радіоміметиків	
6	РАДІОЧУТЛИВІСТЬ РОСЛИН, ТВАРИН ТА ІНШИХ ОРГАНІЗМІВ	
6.1	Радіочутливість та радіостійкість	
6.2	Порівняльна радіочутливість організмів	
6.2.1	Радіочутливість рослин	
6.2.2	Радіочутливість тварин	
6.2.3	Радіочутливість бактерій і вірусів	
6.2.4	Радіочутливість біоценозів	
6.3	Причини широкої варіабельності радіочутливості організмів	
6.4	Порівняльна радіочутливість клітин на різних фазах розвитку	
6.5	Критичні органи	
6.6	Особливості дії на живі організми малих доз іонізуючих випромінювань	
7	ПРОТИРАДІАЦІЙНИЙ ЗАХИСТ І РАДІОСЕНСИБІЛІЗАЦІЯ	
7.1	Протирадіаційний біологічний захист і радіосенсибілізація	
7.1.1	Фізичні радіозахисні та радіосенсибілізуючі фактори	
7.1.2	Хімічні радіозахисні речовини і радіосенсибілізатори	
7.1.3	Класифікація радіопротекторів та механізми їх дії	
7.1.4	Радіопротектори пролонгованої дії	
7.1.5	Радіоблокатори і радіодекорпоранти	
7.1.6	Радіосенсибілізатори	
7.2	Захист навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення	
7.2.1	Захист ґрунтів від радіонуклідного забруднення	
7.2.2	Захист водойм від надходження радіонуклідів	
7.2.3	Захист рослин і тварин від надходження радіонуклідів	
7.2.4	Роль лісу у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення і захист лісу	
7.2.5	Особливості мінімізації надходження і накопичення радіонуклідів в організмі людини	
8	ПІСЛЯРАДІАЦІЙНЕ ВІДНОВЛЕННЯ РОСЛИН І ТВАРИН	
8.1	Класифікація видів післярадіаційного відновлення	
8.2	Репараційне відновлення	
8.3	Репопуляційне відновлення	
8.4	Регенераційне відновлення	
8.5	Компенсаторне відновлення	
8.6	Управління процесами післярадіаційного відновлення	
8.7	Радіоадаптація	
9	АТМОСФЕРА, ҐРУНТ І ВОДОЙМИ ЯК ВИХІДНІ ЛАНКИ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРИРОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ	
9.1	Загальні закономірності міграції радіонуклідів у природному середовищі	

9.2	Міграція радіонуклідів в атмосфері	
9.3	Міграція радіонуклідів у ґрунті	
9.4	Міграція радіонуклідів у водоймах	
10	НАДХОДЖЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ В РОСЛИНИ ТА ОРГАНІЗМ ТВАРИН. ІНКОРПОРОВАНІ РАДІОНУКЛІДИ	
10.1	Надходження радіонуклідів в рослини	
10.1.1	Позакореневе надходження	
10.1.2	Кореневе надходження	
10.1.3	Особливості поведінки радіонуклідів в лісових біоценозах	
10.2	Надходження радіоактивних речовин до організму тварин	
10.3	Особливості біологічної дії інкорпорованих радіонуклідів	
10.3.1	Дія інкорпорованих радіонуклідів на рослини	
10.3.2	Дія інкорпорованих радіонуклідів на організм тварин	
10.3.3	Небезпека інкорпорування гарячих частинок	
10.3.4	Принципи дозиметрії випромінювань інкорпорованих радіонуклідів	
10.4	Прогнозування надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини і організм сільськогосподарських тварин	
11	ЗАХОДИ ІЗ ЗМЕНШЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ В ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА І ТВАРИННИЦТВА	
11.1	Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях	
11.2	Засоби зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту у сільськогосподарські рослини	
11.2.1	Обробіток ґрунту	
11.2.2	Застосування хімічних меліорантів і добрив	
11.2.3	Зміна складу рослин у сівозміні	
11.2.4	Зміна режиму зрошення	
11.2.5	Застосування спеціальних речовин та прийомів	
11.3	Основні прийоми зменшення переходу радіонуклідів в продукцію тваринництва	
11.3.1	Покращення кормової бази	
11.3.2	Зміна раціонів	
11.3.3	Включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів в продукцію	
11.4	Очищення сільськогосподарської продукції від радіонуклідів	
11.4.1	Очищення продукції рослинництва	
11.4.2	Очищення продукції тваринництва	
12	ВИКОРИСТАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ У БІОЛОГО-ПРИРОДНИЧИХ СФЕРАХ ДІЯЛЬНОСТІ ЛЮДИНИ	
12.1	Радіаційна техніка, що використовується в радіаційно-біологічних технологіях	
12.2	Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві	
12.2.1	Радіаційно-біологічні технології в рослинництві	
12.2.2	Радіаційно-біологічні технології в тваринництві	
12.3	Використання іонізуючих випромінювань в харчопереробній промисловості	
12.4	Використання іонізуючих випромінювань в медицині	
13	МЕТОД ІЗОТОПНИХ ІНДИКАТОРІВ В БІОЛОГІЇ ТА ЕКОЛОГІЇ	
13.1	Мічені атоми	

13.2	Радіоактивні і стабільні ізотопи	
13.3	Мічені сполуки	
13.4	Індикаторна доза	
13.5	Основні шляхи застосування ізотопних індикаторів у дослідження з рослинами	
13.5.1	Дослідження транспорту та розподілу в рослині окремих елементів	
13.5.2	Вивчення ролі певних речовин у метаболізмі рослин	
13.6	Особливості використання радіоактивних ізотопів у вегетаційних та польових дослідженнях	
13.7	Радіоавтографія	
13.7.1	Макрорадіоавтографія	
13.7.2	Мікрорадіоавтографія	
13.8	Особливості використання стабільних ізотопів	
14	БІОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ ТА ОСНОВИ РАДІАЦІЙНОЇ ГІГІЄНИ	
14.1	Безпорогова концепція дії іонізуючих випромінювань на живі організми та основні принципи біологічного нормування	
14.2	Поняття допустимого (прийняттого) ризику	
14.3	Категорії осіб, що опромінюються, та їх регламентація	
14.4	Допустимі рівні та тимчасово допустимі рівні вмісту радіонуклідів в продуктах харчування	
14.5	Населення в умовах радіаційних аварій	
14.6	Радіаційно-гігієнічні регламенти	
14.7	Групи радіотоксичності радіоактивних ізотопів	
14.8	Принципи захисту від закритих та відкритих джерел іонізуючих випромінювань	
14.9	Нормування вмісту радіонуклідів в сільськогосподарській продукції	
14.10	Основні документи регламентації норм радіаційної безпеки	
Післямова		
Додаткова література		
Предметний покажчик		
Авторський покажчик		
Зміст		
Відомості про автора		

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРА



Гудков Ігор Миколайович – доктор біологічних наук, професор, академік Національної академії аграрних наук України, Заслужений діяч науки і техніки України, лауреат премії імені М.Г. Холодного НАН України, завідувач кафедри радіобіології та радіоекології Національного університету біоресурсів і природокористування України. Сфера наукових інтересів – протирадіаційний захист та післярадіаційне відновлення рослин і тварин. Автор 640 наукових праць, у т.ч. 19 підручників і навчальних посібників з загальної та сільськогосподарської радіобіології і радіоекології українською, російською та англійською мовами. Учасник ліквідації наслідків аварії на Чорнобильській АЕС.