

Дніпровський державний аграрно-економічний університет

Т. В. АНАНЬЄВА, В. І. ЧОРНА

РАДІОБІОЛОГІЯ

З ОСНОВАМИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ

ПОСІБНИК

*Присвячується
100-річчю Дніпровського
державного аграрно-економічного
університету (1922–2022)*

Дніпро | **ЛІРА** | 2022

*Друкується за рішенням науково-технічної ради ДДАЕУ
(протокол № 6 від 18 березня 2021 р.)*

РЕЦЕНЗЕНТИ:

Шугуров О. О. – доктор біол. наук, старший наук. співр., професор (кафедра загальної біології та водних біоресурсів Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара);

Ушакова Г. О. – докторка біол. наук, професорка (кафедра біохімії та фізіології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара);

Зайцева І. А. – кандидатка біол. наук, доцентка (кафедра садово-паркового мистецтва та ландшафтного дизайну Дніпровського державного аграрно-економічного університету).

Ананьєва Т. В., Чорна В. І.

А 64 Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології: посібник. Дніпро: ЛІРА, 2022. 168 с.

ISBN 978-966-981-641-2

У посібнику вміщено основні поняття про джерела іонізуючих випромінювань у навколишньому середовищі, вплив іонізуючих випромінювань на живі організми, засоби запобігання надходженню й накопиченню радіоактивних речовин у продукцію рослинництва і тваринництва, принципи захисту довкілля від радіонуклідного забруднення.

Посібник призначений для здобувачів першого та другого рівня вищої освіти, які вивчають дисципліни «Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології», «Радіоекологія» за освітньо-професійною програмою «Екологія» зі спеціальності 101 «Екологія», науково-педагогічних працівників, а також широкого кола читачів, зацікавлених у проблемах сільськогосподарської радіоекології

УДК 57.043:63:37.022

ЗМІСТ

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1.	
РАДІОБІОЛОГІЯ	7
1.1. Природні джерела опромінення людини й біоти іонізуючою радіацією.....	7
1.2. Історичні етапи становлення радіобіології як науки.....	15
1.3. Фізична природа і типи іонізуючих випромінювань.....	21
1.4. Радіочутливість і радіостійкість організмів	24
1.5. Механізм біологічної дії радіації.....	31
1.6. Вплив іонізуючих випромінювань на клітину	36
1.7. Тканини тваринного організму з високою радіочутливістю	41
1.8. Тканини тваринного організму з помірною радіочутливістю	47
1.9. Променева хвороба та віддалені наслідки опромінення	52
1.10. Біологічні наслідки опромінення організмів малими дозами.....	58
1.11. Надходження і нагромадження радіоактивних ізотопів в організмі	65
1.12. Біологічні ефекти інкорпорованих радіонуклідів	74
1.13. Токсикологічна дія деяких радіонуклідів α -випромінювачів	82
1.14. Токсикологічна дія радіоактивних ізотопів урану та продуктів його поділу.....	88

РОЗДІЛ 2.

ОСНОВИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ	96
2.1. Сільськогосподарська радіоекологія. Вступ	96
2.2. Атмосфера, ґрунт і водойми як вихідні ланки міграції радіонуклідів у природному середовищі.....	103
2.3. Міграція радіонуклідів у атмосфері та водоймах.....	111
2.4. Міграція радіонуклідів в ґрунті.....	119
2.5. Заходи із зменшення вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва.....	125
2.6. Засоби зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту у сільськогосподарські рослини.....	133
2.7. Основні прийоми зменшення переходу радіонуклідів у продукцію тваринництва	142
2.8. Очищення сільськогосподарської продукції від радіонуклідів	147
2.9. Захист навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення	153
2.10. Використання іонізуючих випромінювань в сільському господарстві	158
Рекомендована література	168

ВСТУП

В усьому світі зростає кількість технологій, які використовують іонізуючу радіацію, а разом з тим – кількість джерел випромінювань, що підвищує ймовірність їх виходу з-під контролю. 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. З'явились ознаки загрози ядерного тероризму, прояви ядерного шантажу з боку деяких країн. Тому фахівцям-екологам важливо знати особливості біологічної дії іонізуючих випромінювань на живий організм, елементарні відомості захисту від неї, що забезпечують радіологічні дисципліни.

Радіобіологія вивчає дію іонізуючих випромінювань на живі організми та їх угруповання, радіоекологія – концентрації та міграцію радіоактивних речовин у навколишньому середовищі та закономірності впливу ізотопів різних хімічних елементів, що є гамма-, бета- і альфа-випромінювачами, на живі організми та природні угруповання. Прерогативою радіоекології, як правило, є зовсім незначні потужності хронічного опромінення організмів за рахунок радіаційного фону і забруднення біосфери штучними радіонуклідами. Виявлення закономірностей, що лежать в основі цих процесів, має важливе значення для багатьох галузей народного господарства. Особливо важливими є вирішення в галузі радіоекології таких завдань:

- виявлення територій суші і акваторій з підвищеним вмістом радіонуклідів;
- дослідження шляхів міграції радіонуклідів харчовими ланцюгами і насамперед у ланці «ґрунт – рослини – тварини – людина»;
- припинення чи послаблення екологічних зв'язків на будь-якій ділянці цього шляху або створення спеціальних засобів запобігання тому, щоб вони не потрапили у рослини, тваринні і людські організми;

- прогнозування поведінки радіонуклідів у природних об'єктах і дозових навантажень на живі об'єкти, в тому числі на основі математичних моделей і комп'ютерних систем.

Після катастрофи на ЧАЕС, яку Україна пережила у 1986 році, особливої актуальності набула проблема проживання людей і ведення ними господарської діяльності на великих територіях, забруднених радіонуклідами, та прогнозування радіоекологічних наслідків у майбутньому. Такі рекомендації спроможні розробити та впровадити у виробництва фахівці з відповідною радіобіологічною і радіоекологічною підготовкою, які здатні кваліфіковано оцінити радіаційну ситуацію і розробити заходи, що забезпечать ведення окремих галузей аграрного виробництва на забруднених радіоактивними речовинами територіях і одержання чистої від радіонуклідів продукції.

РОЗДІЛ 1. РАДІОБІОЛОГІЯ

1.1. ПРИРОДНІ ДЖЕРЕЛА ОПРОМІНЕННЯ ЛЮДИНИ Й БІОТИ ІОНІЗУЮЧОЮ РАДІАЦІЄЮ

1.1.1. Природні джерела опромінення

Протягом усієї історії розвитку біосфери на живі організми нашої планети постійно діяли іонізуючі випромінювання, бо наявність їхніх полів – невід’ємна властивість довкілля. Академік В. І. Вернадський наголошував, що життя на Землі виходить із двох джерел енергії – сонячного світла та енергії атомного розпаду.

До природних джерел іонізуючих випромінювань належать: поширені в природі радіоактивні елементи й ізотопи, ядра яких у процесі радіоактивного розпаду випромінюють заряджені частинки та фотони високої енергії; космічні промені, що проникають крізь товщу атмосфери до поверхні Землі; ультрафіолетові промені, які є складовою світлового випромінювання Сонця.

Природна радіоактивність. За звичайних умов будь-який організм найбільшу дозу опромінення одержує від природних джерел іонізуючих випромінювань, насамперед від природних радіоактивних елементів.

У земній корі виявлено 340 ізотопів хімічних елементів, що мають радіоактивні ядра. З них близько 70 належать до важких металів. Усі елементи з атомним номером вищим за 80 є радіоактивними.

Виділяють три групи радіонуклідів, що містяться в земній корі:

- радіоактивні елементи, поява яких зумовлена ядерними реакціями із зарядженими частинками космічних променів, – космогенні природні радіонукліди;
- радіонукліди, походження яких не пов’язане з важкими радіоактивними елементами, – поодинокі природні радіонукліди;
- радіонукліди, що входять до радіоактивних сімейств.

Природне радіоактивне випромінювання утворюється більш як від 60 радіонуклідів, наявних у біосфері Землі, які поділяють на дві категорії: первинні і космогенні.

До першої групи відносять 32 радіонукліди урано-радієвого і торієвого рядів з продуктами розпаду та 11 довгоживучих радіонуклідів з $T_{1/2}$ від 10^7 до 10^{15} років (^{40}K , ^{87}Rb , ^{48}Ca , ^{96}Zr , ^{113}In та ін.). До другої групи відносять 14 радіонуклідів, що утворюються в результаті ядерних реакцій частинок первинного космічного випромінювання (нейтронів і протонів) з ядрами елементів, які входять до складу земної атмосфери. До них відносяться радіоактивні ізотопи ^3H , ^{14}C , ^7Be , ^{22}Na та ін. Потужність поглинутої дози в повітрі (на висоті 1 м) від природних радіонуклідів становить у середньому $3,7-9,4 \times 10^{-8}$ Гр/год залежно від вмісту ^{232}Th і ^{226}Ra в даній місцевості.

До поодиноких природних радіонуклідів належить досить багато радіоізоотопів різних хімічних елементів із такими масовими числами, що мають по кілька ізотопів, і деякі з них є радіоактивними. Внаслідок біогеохімічних або геохімічних перетворень елементів з указаними значеннями масових чисел їхній ізотопний склад практично не змінюється. Зрозуміло, періоди напіврозпаду поодиноких радіонуклідів дуже великі, бо інакше за час існування Землі вони мали б практично повністю розпастися.

Найбільше значення як джерело іонізуючого випромінювання має калій. Ядра радіоактивних ізотопів ^{40}K розпадаються таким чином: 89% ядер, що зазнають радіоактивного перетворення за типом бета-розпаду, утворюють ізотопи ^{40}Ca , а решта 11% – шляхом електронного захоплення перетворюються на ^{40}Ar . За акт радіоактивного розкиду виділяється енергія 1,35 Ме В.

Таблиця 1. Характеристика поодиноких радіонуклідів земного походження

Радіо-нуклід	Ізотопне збагачення, %	Період напів-розпаду роки	Головні типи випромінювання /енергія МеВ/ вихід,%	Питома активність елемента, Бк/л
^{40}K	0,012	$1,26 \times 10^9$	$\beta/1,33/89$ $\gamma(\text{EЗ})^*/1,46/11$	31,6
^{50}V	0,250	$6,0 \times 10^{15}$	$\gamma(\beta^-)/0,78/30$ $\gamma(\text{EЗ})/1,55/70$	$1,1 \times 10^{-4}$
^{87}Rb	27,000	$4,8 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,28/100$	$8,9 \times 10^2$
^{115}In	95,800	$6,0 \times 10^{14}$	$\beta^-/0,78/100$	0,18
^{123}Te	0,870	$1,2 \times 10^{14}$	EЗ/-/-	0,08

Закінчення таб. 1

Радіо- нуклід	Ізотопне збагачення, %	Період напів- розпаду роки	Головні типи випро- мінювання /енергія МеВ/ вихід,%	Питома активність елемента, Бк/л
¹³⁸ La	0,089	$1,12 \times 10^{11}$	$\beta^-/0,21/80$ $\gamma(E\beta)/0,81; 1,43/70$	0,77
¹⁴² Ce	11,070	$>5,0 \times 10^{16}$	$\alpha/-/-$	$0,9 \times 10^{-2}$
¹⁴⁴ Nd	23,900	$2,4 \times 10^{15}$	$\alpha/1,83/-$	$0,92 \times 10^{-2}$
¹⁴⁶ Sm	13,820	$>1,0 \times 10^{15}$	-	129,5
¹⁴⁷ Sm	15,100	$1,05 \times 10^{11}$	$\alpha/2,23/-$	$5,07 \times 10^{-2}$
¹⁴⁸ Sm	11,270	$>2,0 \times 10^{14}$	-	$1,22 \times 10^{-2}$
¹⁵² Cd	0,200	$1,1 \times 10^{14}$	$\alpha/2,1/-$	$1,6 \times 10^{-3}$
¹⁵⁶ Dy	0,052	$>1,0 \times 10^{14}$	-	$4,4 \times 10^{-8}$
¹⁷⁴ Hf	0,163	$2,0 \times 10^{15}$	$\alpha/2,5/-$	$6,2 \times 10^{-5}$
¹⁷⁶ Lu	2,600	$2,2 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,43/-$	88,8
¹⁸⁰ Ta	0,012	$>1,0 \times 10^{12}$	-	$0,9 \times 10^{-2}$
²²⁶ Re	62,900	$4,3 \times 10^{10}$	$\beta^-/0,003/-$	1036
¹⁹⁰ Pt	0,013	$6,9 \times 10^{11}$	$\alpha/3,18/-$	$1,3 \times 10^{-2}$

*ЕЗ – електронне захоплення

Сімейства важких природних радіоактивних елементів. Важкі природні радіоактивні елементи відрізняються від поодиноких радіонуклідів тим, що вони пов'язані між собою як продукти послідовних радіоактивних перетворень у трьох групах елементів, які дістали назву радіоактивних сімейств. Практичне значення в природі мають три радіоактивні сімейства: урану – радію, родоначальником якого є ²³⁸U.

У біосфері радіонукліди важких елементів містяться в будь-яких природних матеріалах у розсіяному стані. В ґрунтах важкі природні радіоактивні ізотопи можуть міститися в кристалічних ґратках алюмосилікатних мінеральних частинок, у формі розчинних у воді основ, у вигляді іонів і молекул, адсорбованих органічними й глинистими колоїдами, а також у формі окисних та інших важкорозчинних сполук. Лише в деяких із цих форм радіонукліди доступні для живих організмів, зокрема рослин, а відтак, здатні до біогеохімічної міграції. Співвідношення між доступними й малодоступними формами радіонуклідів важких природних елементів істотно залежить від типу ґрунту, кислотності ґрунтового розчину, обмінної ємності та деяких інших властивостей ґрунтів.

Середні значення коефіцієнтів нагромадження важких радіоактивних елементів у рослинах здебільшого доволі низькі – порядку 10^{-3} , проте іноді спостерігаються й істотні коливання їх у межах $(0,01-60) \cdot 10^{-3}$.

Найвагомішим радіонуклідом щодо дозоутворення найчастіше буває дочірній продукт $^{226}\text{Ra} - ^{222}\text{Rn}$. Середня концентрація цього радіонукліда в повітрі за межами приміщень варіює в межах $(0,37-1,85)10^{-2}$ Бк/л. До благородних газів належить також і продукт розпаду ^{224}Ra із сімейства ^{232}Th – радон (^{220}Rn). Радон і торон дифундують із ґрунту в атмосферу.

Навесні, внаслідок розморожування шару ґрунту, часом спостерігається вихід у атмосферу значних активностей радону, який нагромадився за зиму.

В приміщеннях будівель, споруджених із матеріалів, що мають підвищений вміст радію, концентрація радону може досягати небезпечно високих значень.

Розпад радіонукліда ^{222}Rn супроводжується появою низки короткотривалих ізотопів, які в ході радіоактивних перетворень випромінюють α - і β -частинки. Ці дочірні радіонукліди адсорбуються пиловими частинками, котрі в такий спосіб стають носіями радіоактивності й, потрапляючи під час дихання в організм, зумовлюють формування інгаляційної дози.

Уран, потрапивши з продуктами харчування в організм людини, відкладається в кістках. У кістязку дорослої людини міститься близько 25 мкг урану, що еквівалентно 0,3 Бк. Відповідно до цієї концентрації урану на кісткову тканину припадає доза порядку 10 мкГр. В організмі людини 80% радію міститься в кістках. Середня активність радію в тілі становить 0,85 Бк, хоча буває й вищою (до 3,7 Бк у кістязку).

1.1.2. Космічні промені

На всі земні об'єкти діють космічні промені – потоки заряджених частинок і атомних ядер, які безперервно надходять на Землю з космічного простору. Космічні промені поділяють на первинне космічне випромінювання, яке домінує на значних висотах у атмосфері (20–30 км над рівнем моря); й вторинне, що властиве малим висотам.

Первинне космічне випромінювання складається переважно з протонів (92%), альфа-частинок (7%), нейтронів і швидких ядер легких елементів (1%). Середня енергія космічних променів дуже велика – близько 10 ГеВ, проте деякі з частинок мають енергію набагато вищу за середню, порядку 10^5-10^{12} ГеВ, а часом навіть і більшу.

Вторинне космічне випромінювання виникає внаслідок взаємодії первинних променів з атомами речовин атмосфери й тропосфери. Під час зіткнення частинок первинних космічних променів з атомними ядрами відбувається розщеплення останніх, і це визначає склад вторинних космічних променів, до якого входять електрони, позитрони, γ -фотони (м'яка компонента), а також μ -, π - і K -мезони (жорстка компонента).

Більшість населення проживає на малих висотах над рівнем моря, де середньорічна індивідуальна ефективна доза від космічних променів становить 0,37 мЗв. У місцях, розташованих на значних висотах над рівнем моря, наприклад, у Ла-Пасі (Болівія), Боготі (Колумбія), цей показник досягає значення 1 мЗв.

1.1.3. Антропогенні зміни радіоактивного фону

Останніми десятиліттями до природних джерел іонізуючих випромінювань додалися штучні, зумовлені людською діяльністю: дедалі ширше використання джерел іонізуючих випромінювань у медичній практиці для діагностики й терапії; випробування ядерної зброї в різних середовищах Землі; промислові процеси, в яких використовуються штучні й природні радіонукліди; наукові дослідження із застосуванням методу мічених радіоактивних атомів; атомна енергетика.

Використання іонізуючих випромінювань у медицині. Опромінення в медичних цілях зумовлює істотну складову дозу, поглинуту людиною. Опромінення відбувається під час проведення рентгенодіагностики (загальна й стоматологічна рентгенографія) внаслідок вживання препаратів, до складу яких входять радіоактивні речовини, з метою діагностики, а також у ході радіаційної терапії при онкологічних та деяких інших захворюваннях.

У розвинених країнах щорічна рентгенодіагностика зумовлює до 95% загальної дози опромінення людини від застосування медичної техніки. При цьому рентгенодіагностика має масовий характер.

Щорічна середня доза опромінення, пов'язаного з методами медичного обстеження, становить 0,4–1 мЗв. Найчастіше здійснюється стоматологічна рентгенографія, з якою пов'язана середня індивідуальна доза 0,04 мЗв за одне обстеження. Проте найбільшою дозою опромінення супроводжується рентгенографія грудної порожнини.

В деяких випадках у діагностиці застосовують радіонукліди ^{131}I , $^{99\text{m}}\text{Te}$, що також зумовлює певні дози опромінення. Проте цей метод не є масовим. Це саме стосується використання високих доз опромінення для терапії при певних захворюваннях.

Наслідки випробувань ядерної зброї. За період з 1945 по 1980 р. здійснено понад 400 ядерних вибухів у атмосфері. Найінтенсивніше випробування ядерної зброї проводилися в 1957–1958 й 1961–1962 рр. (здійснено 128 вибухів атомних бомб, серед яких були дуже потужні, й сумарна активність наступних випробувань була приблизно в чотири рази менша за радіоактивність, що інжектowana в атмосферу внаслідок цих випробувальних вибухів). Випробування атомної зброї супроводжується викидами великої кількості різних радіонуклідів, що виникають внаслідок поділу урану, а також у ядерних реакціях за участю нейтронів.

Найбільшу небезпеку для сучасного та майбутніх поколінь становлять радіоактивні ізотопи (радіонукліди), які мають великі періоди напіврозпаду ($T_{1/2}$): ^{14}C ($T_{1/2} = 5730$ років), ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ років), ^{90}Sr ($T_{1/2} = 30$ років), тритій ($T_{1/2} = 12$ років). За рахунок цих радіонуклідів нагромаджується основна частка піввікової очікуваної дози, і найзначніша роль у цьому процесі належить радіовуглецю.

Питома активність ґрунту, забрудненого радіонуклідами цезію та стронцію, на території Східної Європи становить одиниці й десятки беккерелів на кілограм.

Середня річна індивідуальна доза, яка зумовлена проведенням випробувань атомної зброї, становить 0,01 мЗв.

Оскільки глобальні радіоактивні опади підвищують рівень опромінення людей на всій планеті, було досягнуто міжнародну угоду про часткову заборону випробувань ядерної зброї. Відповідний Договір у 1963 р. підписали СРСР, Велика Британія та США. Відтоді випробування ядерної зброї в атмосфері здійснювали тільки Франція й Китай, проте потужність атомних бомб була значно меншою, ніж у попередні часи.

Все ж сумарна активність на планеті, зумовлена випробувальними ядерними вибухами, оцінюється в $(4,44\text{--}5,92)\cdot 10^{17}$ Бк.

Радіоактивні матеріали нагромаджуються в місцях випробувань ядерної зброї, які є джерелом міграції радіонуклідів у біосферу.

На нашій планеті було створено декілька ядерних полігонів для підготовки та проведення випробувань ядерної зброї. П'ять ядерних держав світу – Велика Британія, КНР, колишній СРСР, США й Франція – здійснювали ці випробування на п'яти основних полігонах світу: Невадському (США й Велика Британія за контрактом), Лобнорському (КНР), Новоземельському й Семіпалатинському (СРСР) та на полігоні Тихоокеанського експериментального центру на коралових атолах у Полінезії (Франція).

США здійснювали експериментальні вибухи також на чотирьох групах островів у Тихому океані. Підводні, надводні та атмосферні вибухи було проведено в районі атола Джонстон (на південь від Гаванських островів), поблизу атолів Бікіні та Еніветок; серію вибухів здійснено в Аламогордо (штат Нью-Мексико) й у штаті Аляска.

У колишньому СРСР військові навчання із застосуванням ядерної зброї проводилися в районі Тоцька (Оренбурзька область).

Велика Британія здійснювала підземні ядерні вибухи поблизу західного узбережжя й на півдні Австралії.

Франція для випробувань ядерної зброї використовувала полігони в Реггані й Ін-Екере в пустелі Сахара (Алжир), а також атол Муруроа в групі островів Туамоту (Французька Полінезія).

У 1998 р. випробування ядерної зброї розпочали Індія й Пакистан.

Колишній СРСР здійснив 715 вибухів, США – 1030, Велика Британія – 43, Франція – 198, КНР – 43. Із цими вибухами пов'язане поширення радіоактивних речовин по всіх континентах планети, а території, відведені під ядерні полігони, втрачені для людства на дуже тривалий час.

Промислові процеси, що збільшують дозоутворювальну здатність природних радіонуклідів. Є чимало промислових процесів, які призводять до винесення на поверхню землі матеріалів, у яких концентрація природних радіоактивних елементів істотно перевищує середній рівень. До таких процесів належить насамперед видобування урану, в ході якого на поверхню піднімаються урановмісні породи, й після відокремлення збагаченої цим елементом фракції залишаються ураноносні матеріали у вигляді флотаційних «хвостів» або в териконах.

У разі виробництва та використання фосфорних добрив також відбувається концентрування природних радіоактивних елементів, бо фосфорити й апатити формувалися в процесі співосадження ортофосфатів із радієм, який унаслідок цього й міститься у фосфорних мінералах.

Виробництво електроенергії на теплових електростанціях також призводить до збільшення опромінення населення, оскільки вугілля, як і більшість природних матеріалів, містить природні радіоактивні речовини, котрі під час його спалювання вивільняються й потрапляють у довкілля. Очікувана піввікова колективна доза від цього джерела опромінення становить 4 люд.Зв на 1 ГВт × рік виробленої електроенергії.

Атомна енергетика. Виробництво електроенергії на атомних електростанціях супроводжується викидами радіонуклідів у довкілля навіть за умов нормального функціонування цих електростанцій.

Для забезпечення атомних електростанцій паливом здійснюється так званий ядерний паливний цикл: видобування й переробка уранової руди, виробництво ядерного палива, експлуатація ядерних реакторів, переробка відпрацьованого ядерного палива, транспортування радіоактивних відходів та їх поховання.

В разі видобування урану шахтним способом виникає велика маса радіоактивних газів (викидаються крізь вентиляційну систему) й рідин (витікають із кар'єрів). Безперечно, найбільшого впливу радіації, пов'язаної з ураном і продуктами його радіоактивних перетворень, зазнають працівники уранових шахт.

Експлуатація реакторів неодмінно супроводжується викиданням у довкілля радіонуклідів, які входять до продуктів поділу урану, а також виникають внаслідок ядерних реакцій, що здійснюються за участю потоків нейтронів. До цих активованих нейтронами довготривалих радіонуклідів належать ^{60}Co , ^{14}C , ^3H та деякі інші, які виявляються в зоні розташування атомних реакторів.

Переробляється лише незначна частина відпрацьованого ядерного палива. Решта ж зберігається в тимчасових сховищах (до ухвалення рішень щодо технології довготривалого зберігання радіоактивних матеріалів). У разі переробки рідких радіоактивних відходів основні труднощі пов'язані з радіонуклідами ^3H , ^{14}C , ^{85}Kr , ^{129}I . Перебування дедалі більшої кількості радіоактивних відходів атомної енергетики в тимчасових сховищах і невирішеність питань надійного й довготривалого їх зберігання – це гострі проблеми, що мають екологічні й політичні аспекти. Не менш нагальною є проблема транспортування радіоактивних матеріалів для ядерного паливного циклу.

Запитання для самоконтролю

1. Назвіть і охарактеризуйте природні джерела опромінення.
2. Назвіть відмінності первинного і вторинного космічного випромінювання.
3. Як людська діяльність впливає на радіоактивний фон Землі?
4. В чому полягає небезпека випробувань та застосування ядерної зброї?
5. Наведіть приклади промислових процесів, які збільшують рівень радіоактивності на поверхні Землі.

1.2. ІСТОРИЧНІ ЕТАПИ СТАНОВЛЕННЯ РАДІОБІОЛОГІЇ ЯК НАУКИ

1.2.1. Перший період в історії радіобіології – описовий

Час виникнення радіобіології як науки визначається відкриттям X (рентгенівських) променів, радіоактивності і першими уявленнями про їхню дію на живий організм. У 1895 р В. К. Рентген відкрив існування катодних проникаючих X-променів, у 1896 р. французький вчений А. Беккерель виявив природний радіоактивний елемент – уран, у 1898 р. М. і П. Кюрі відкрили радіоактивність радю і полонію.

Відкриття у фізиці знайшли швидкий відгук у біологічних дослідженнях. У 1896 р. фізіолог Іван Романович Тарханов (м. Петербург) провів перші дослідження впливу рентгенівських променів на життєві функції живих організмів (жаб і комах). Юхим Семенович Лондон у 1896 р. почав багаторічні дослідження з рентгенорадіології й експериментальної радіобіології. Ю. С. Лондону належить перша у світі монографія «Радій у біології та медицині», яка була видана в 1911 р, в Лейпцигу німецькою мовою і узагальнила накопичений на той час фактичний матеріал з радіобіології та радіаційної медицини.

Перша офіційна інформація про патологічний вплив радіації на шкіру була опублікована в 1901 р. в роботі П. Кюрі і А. Беккереля, де вказувалося, що необережне поводження з радієм викликало опіки. Основним і важливим завданням радіобіології в той час була необхідність точної кількісної оцінки дози радіації. З необхідністю дозувати випромінювання зіткнулися рентгенологи, вимушені емпірично встановлювати хоча б умовні одиниці біологічних доз рентгенівських променів. Перша одиниця виміру дози – «шкірно-еритемна доза», яка реєструвалася через кілька діб і тижнів після опромінення за ступенем почервоніння шкіри.

Починаючи з 1901 р. з'явилося багато робіт про променеві ураження шкіри (дерматити, еритеми, променеві опіки та виразки, випадання волосся), а в 1902 р. описано перший випадок променевого раку шкіри.

Таким чином, відомості про високу біологічну ефективність випромінювань стимулювали потужний вибух радіобіологічних робіт, що характеризує *початковий, описовий період в історії радіобіології*.

Поступово накопичувалися дані про відмінності в радіостійкості окремих біологічних об'єктів і систем до летального опромінення та про високу радіочутливість процесів клітинного поділу. У 1906 р.

французькі радіобіологи І. Бергоньє і Л. Трибондо сформулювали фундаментальний закон (правило) радіочутливості клітин: *іонізуюче випромінювання має тим шкідливіший вплив на клітини, чим інтенсивніше ті діляться і чим менш точно виражені їх морфологія і функції, тобто чим менш вони диференційовані.*

1.2.2. Другий етап – період вивчення механізмів і кількісних закономірностей радіобіологічних ефектів.

У 1925 р. Анцель і Вінтенбергер в дослідженнях на курячих ембріонах виявили, що у опроміненого ембріона, утримуваного на холоді, радіаційні порушення не виявлялися, на відміну від виражених ознак, які були у ембріона, що опромінювався в тій же дозі, але знаходився в інкубаторі. Таким чином, інтенсивність обмінних процесів виявилася основоположною у формуванні проявів променевого ураження. Це спостереження дозволило авторам передбачити три істотні моменти у розвитку променевого ураження:

- наявність первинного радіаційного пошкодження;
- існування факторів, що сприяють посиленню цього пошкодження;
- вплив відновлювальних факторів.

Сформулювалося уявлення, що ступінь променевого ураження визначається не тільки інтенсивністю первинного ушкодження, а й фізіологічним станом організму і характером метаболічних процесів у ньому.

На підставі численних досліджень зроблено загальний висновок, що для виникнення гострої променевої хвороби повинен відбутися складний комплекс взаємопов'язаних змін в організмі, поява яких залежить від: 1) величини дози; 2) характеру і способу опромінення; 3) часу, що пройшов після променевого впливу, і 4) біологічних особливостей організму (його радіочутливості).

Розпочався 2-й етап радіобіології – період вивчення механізмів дії іонізуючих випромінювань на біологічні об'єкти і системи та кількісних закономірностей залежності біологічних ефектів від величини доз опромінення.

Почалися інтенсивні пошуки критичних біологічних молекул і клітинних структур, а також органів і тканин в організмі, відповідальних за розвиток променевого ураження, що призводить до летального результату.

У 1925–1927 рр. радянськими вченими Г.А. Надсоном і Г.С. Філіповим в експериментах на дріжджових клітинах, а пізніше Г. Мелле-

ром (США) на дрозофілах відкрито явище радіаційного мутагенезу, який проявляється не тільки в пошкодженні генома клітини, але і в утворенні стійких незворотних зв'язків у ньому, що передаються нащадкам. Було отримано докази виникнення мутацій під впливом опромінення. Вперше радіобіологи отримали можливість експериментально відтворити спадкову мінливість.

З відкриттям мутагенної дії випромінювань багато радіобіологів перейшли до вивчення одичної реакції дискретних біологічних структур (генів, хромосом) на радіаційний вплив. У цей же час значно вдосконалюються методи дозиметрії випромінювань і вводиться іонізаційна одиниця дози – рентген. З'являється можливість кількісного аналізу біологічного впливу випромінювань, заснованого на з'ясуванні залежності між спостережуваним біологічним ефектом і дозою радіації, поглинутої досліджуваною системою. Експерименти проводилися не тільки на генетичних структурах, а й на колоніях клітин, вірусних частинках, препаратах ферментів.

1.2.3. Третій етап – період вивчення біологічної дії високих доз радіації

В середині ХХ століття стали відомі трагічні наслідки для жителів Хіросіми і Нагасакі атомних бомбардувань у серпні 1945 р., що супроводжувалися високими дозами опромінення населення. Цей рік став рубіжним для вступу радіобіології в третій етап свого розвитку.

Ситуацію, що виникла в науці, досить точно охарактеризував О. М. Кузін: «На перше місце висувається проблема вивчення тотального опромінення вищих організмів, проблема захисту організмів від шкідливої дії іонізуючої радіації, створення теоретичних основ профілактики і лікування променевої хвороби. Виникає необхідність встановлення точних кількісних закономірностей залежності між біологічними проявами дії іонізуючої радіації і дозою, потужністю опромінення, енергією елементарних частинок і видом радіації». Серед названих проблем особливу увагу радіобіологів почали привертати первинні і початкові фізико-хімічні процеси в опроміненому організмі і, в зв'язку з розширенням масштабів випробування ядерної зброї, радіоекологічна проблема глобальних змін радіаційного фону.

Ще в 40-ві рр. при аналізі фізико-хімічної природи процесів, що відбуваються в період між первинною абсорбцією енергії випромінювання та кінцевим біологічним ефектом, було виявлено утворення в опромінених розчинах високоактивних продуктів радіолізу води – вільних радикалів, здатних дифундувати на значні відстані і пошкоджувати біологічні структури. Радіобіологія починає оперувати

уявленнями про «непряму дію» випромінювання, опосередковану активними продуктами радіолізу води. Було вивчено фізико-хімічні властивості первинних продуктів радіолізу води і характер їхньої взаємодії з макромолекулами клітини.

Це дало можливість приступити до дослідження хімічних засобів захисту (радіопротекторів) від дії іонізуючих випромінювань.

Так, у 1942 р. В. Дейлу вдається знизити нищівну силу радіації на ферменти введенням у розчин ряду речовин – перехоплювачів радикалів.

У досліджах Х. Патта зі співавторами введення цистеїну за 10 хв до опромінення захищало щурів від загибелі (тобто дії радіації в «мінімальній абсолютно летальній дозі»); З. Бак і А. Ерв виявили аналогічну дію ціаніду на мишах.

У багатьох лабораторіях світу почався інтенсивний пошук ефективних радіозахисних препаратів. Формується самостійний напрям радіобіології – з'ясування механізмів модифікованої радіочутливості біологічних об'єктів. Крім практичної значущості, ці роботи представляли теоретичний інтерес, оскільки було детально вивчено багато фізико-хімічних процесів як можливих точок докладання радіозахисного агента.

Спочатку було висловлено гіпотези, що пов'язували радіозахист виключно з інактивацією вільних радикалів і гальмуванням вільнорадикальних окислювальних процесів. Ці гіпотези знаходили підтвердження в модельних експериментах на простих молекулярних системах. Однак для складних біологічних систем такого пояснення було недостатньо. Наприклад, виявилась потужна радіозахисна ефективність у препаратів, що знижують вміст кисню в тканинах тварин.

Аналіз фізіологічних і біохімічних змін, які виникають в тканинах тварин після введення радіозахисних сполук, привів у середині 60-х рр. З. Бака і П. Александра до формулювання гіпотези «біохімічного шоку», згідно з якою різні радіопротектори однотипно змінюють метаболічні процеси, переводячи клітини в стан підвищеної стійкості до дії іонізуючої радіації.

У 70-ті рр. О. М. Гончаренко і Ю. Б. Кудряшов встановили, що різні радіозахисні агенти до моменту своєї максимальної ефективності знижують в тканинах тварин рівень продуктів перекисного окиснювання ліпідів – природних сенсibilізаторів променевого ураження – і збільшують уміст біогенних амінів, які, поряд з тіолами й іншими антиокиснювачами, належать до природних протипроменевих речовин. На підставі цих даних автори запропонували гіпотезу «ендогенного фону радіорезистентності» (1980).

1.2.4. Четвертий етап – період дослідження впливу низьких радіоекологічних доз

Аварія на Чорнобильській АЕС у 1986 р., а також наслідки інших радіаційних аварій та ядерних випробувань відкрили новий, четвертий період в історії радіобіологічних досліджень. На ЧАЕС сталася найбільша техногенна катастрофа глобального масштабу, в результаті якої величезна кількість радіоактивних речовин потрапила в біосферу. Форми надходження, характер міграції, шляхи накопичення і розсіювання чорнобильських радіонуклідів, особливості їхньої хронічної дії в малих дозах на живі організми і людину – всі ці питання вимагали негайного і ретельного вивчення.

Глобальний характер радіоекологічної кризи був пов'язаний також з постійним забрудненням біосфери іншими техногенними і промисловими чинниками: існуванням великої кількості могильників радіаційних і хімічних відходів, надходженням хімічних забруднювачів – важких металів, отрутохімікатів, нафтопродуктів тощо. Для вирішення проблем, що виникли після Чорнобильської катастрофи, накопичені знання і наявний досвід традиційної радіобіології і медицини виявилися явно недостатніми, тому в сучасній радіобіології стали розвиватися нові напрямки:

- 1) вивчення біологічної дії випромінювань в малих дозах і віддалених наслідків опромінення;
- 2) дослідження комбінованої дії широкого спектра радіонуклідів з хімічними забруднювачами середовища;
- 3) пошук принципово нових засобів захисту від хронічного опромінення.

Поряд з традиційними фундаментальними дисциплінами – загальною радіобіологією та медичною радіологією – швидкий розвиток отримала радіоекологія, що вивчає відповідні реакції біологічних об'єктів на дію іонізуючої радіації в забрудненому середовищі.

Найважливішим завданням радіобіології стало проведення фундаментальних досліджень механізмів радіобіологічних ефектів, що викликаються слабкими впливами, оскільки виявилось, що ефекти, викликані іонізуючим випромінюванням у малих дозах, не можна оцінювати за допомогою закономірностей, отриманих при великих дозах. Відкрилися принципово нові явища при вивченні ефектів малих доз.

1. Підвищена чутливість біооб'єктів до впливу радіації у надмалих дозах, що переходить до підвищеної радіорезистентності – адаптивної відповіді при вищих нелетальних дозах.
2. Стимулююча дія випромінювань на ріст, розвиток та інші фізіологічні показники (ефект гормезису).
3. Незвичайне зниження вираженості радіобіологічних ефектів у міру збільшення потужності малої дози (зворотний ефект потужності доз).

Замість прийнятої раніше концепції лінійної залежності радіобіологічних змін від високих доз опромінення, в діапазоні низьких доз радіації була виявлена немонотонна, синусоїдальна крива залежності «доза – ефект». Основною радіобіологічною мішенню в ефектах малих доз радіації стали розглядати біологічні мембрани.

Сучасний період, пов'язаний з проблемами радіоекологічної кризи, потребував також нових підходів і в розробці методів хімічного захисту від іонізуючої радіації:

1. З'явилася необхідність у дослідженнях природних харчових продуктів і препаратів, здатних, не надаючи шкідливого побічного впливу на організм, знижувати або попереджувати ефекти хронічного низькоінтенсивного опромінення в поєднанні з іншими екстремальними природними і техногенними факторами.
2. Велика увага також приділялася дослідженню засобів, що сприяють виведенню радіонуклідів з організму.
3. Розробка та проведення програм медичної реабілітації опроміненого населення.

Запитання для самоконтролю:

1. Які три фундаментальних відкриття у фізиці дали початок розвитку радіобіології?
2. Як формулюється фундаментальний закон (правило) І. Бергоньє і Л. Трибондо щодо радіочутливості клітин?
3. Які умови впливають на формування гострого променевого ураження організму?
4. Поясніть, що таке радіопротектор.
5. Які напрямки наукових досліджень почали розвиватися в радіобіології після аварії на Чорнобильській АЕС?

1.3. ФІЗИЧНА ПРИРОДА І ТИПИ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ

1.3.1. Електромагнітні випромінювання – рентгенівське, гамма-випромінювання

До іонізуючих випромінювань відносять фотони електромагнітного випромінювання (гамма- і рентгенівське випромінювання з довжиною хвилі менше 19 нм) і корпускулярні випромінювання (прискорені частинки і ядра різних елементів). Термін «корпускулярне випромінювання» застосовують до будь-яких частинок з ненульовою масою. До цього виду випромінювань відносять електрони, позитрони, нейтрони, альфа-частинки, протони, прискорені іони, ядерні фрагменти і осколки поділу ядер, а також багато нестабільних частинок.

В радіаційній фізиці і хімії за одиницю енергії іонізуючих випромінювань приймається електрон-вольт (eV). 1 eV – це енергія, що набувається одним електроном, який рухається в постійному полі з різницею потенціалів в один вольт; $1 \text{ eV} = 1,602 \times 10^{-19} \text{ Дж}$.

Енергія електромагнітних випромінювань пропорційна частоті коливань і визначається за формулою:

$$E = h\nu,$$

де h – універсальна постійна Планка або енергетичний еквівалент ($h = 4,13 \times 10^{-21} \text{ MeV/c}$); ν – частота коливань в секунду, $\nu = 1/\lambda$. Чим менша довжина хвилі або більша частота коливань випромінювання, тим більша його енергія і, отже, проникаюча здатність.

Рентгенівське випромінювання. Фотонне випромінювання з енергією від 50 eV до 500 keV називають рентгенівським випромінюванням, а при вищих енергіях прийнято говорити про гамма-випромінювання.

Рентгенівське випромінювання поділяють на м'яке ($E < 50 \text{ keV}$) і жорстке ($E > 50 \text{ keV}$). Енергії гамма-квантів лежать в діапазоні від десятків keV до декількох MeV.

Рентгенівське випромінювання виникає при гальмуванні швидких електронів в електричному полі ядра атомів речовини (гальмівне рентгенівське випромінювання) або при перебудові електронних оболонок атомів при іонізації і або збудженні атомів і молекул (характеристичне рентгенівське випромінювання).

Рентгенівське випромінювання генерується за допомогою рентгенівської трубки.

Інтенсивність залежить від напруги і сили струму на аноді, тому можна отримувати випромінювання з заданими вихідними характеристиками.

Рентгенівське випромінювання з енергією 180–250 кеВ використовують як еталонне.

Гамма-кванти – це випромінювання ядерного походження. Вони випускаються ядрами атомів при розпаді природних і штучних радіонуклідів у тих випадках, коли в дочірньому ядрі виявляється надлишок енергії, що не захоплений корпускулярним випромінюванням (α - або β -частинкою). Цей надлишок висвічується у вигляді γ -квантів.

Фотони позбавлені маси спокою й існують тільки в русі. Вони не мають заряду, тому не відхиляються в електричному магнітному полі. У речовині і вакуумі γ -промені поширюються прямолінійно і рівномірно на всі боки від джерела. Швидкість їх поширення у вакуумі дорівнює швидкості світла (3×10^{10} см/с).

Енергія γ -випромінювання природних радіоактивних елементів коливається від кількох кеВ до 2–3 МеВ, рідко досягає 5–6 Ме В. Гамма-кванти викликають відносно слабку іонізуючу дію, але мають велику проникаючу здатність. Шлях пробігу в повітрі досягає 100–150 м. В якості екрана використовують свинець.

1.3.2. Механізми взаємодії електромагнітних випромінювань з речовиною

Розмін енергії відбувається за трьома основними механізмами:

1. *Фотоелектричний ефект* характерний для довгохвильового Р-випромінювання з енергією $E < 0,1$ Ме В. Енергія падаючого кванта повністю поглинається речовиною, в результаті з'являються вільні електрони, які з'єднуються з нейтральними атомами з утворенням негативних іонів.
2. *Ефект Комптона* ($E < 1$ МеВ) – частина енергії падаючого фотона передається вільному електрону, частина розсіюється у вигляді вторинних фотонів, які можуть зазнавати вторинного комптон-ефекту.
3. Утворення електронно-позитронних пар ($E > 1,02$ МеВ) при взаємодії гамма-кванта з атомним ядром.

При опроміненні біологічних об'єктів енергія електромагнітних випромінювань $E = 0,2$ –2 МеВ, тому найбільш імовірний комптон-ефект.

1.3.3. Корпускулярні випромінювання – альфа-, бета-, нейтронне випромінювання, пі-мезони

Альфа-випромінювання являє собою потік ядер гелію, що складаються з двох протонів і двох нейтронів; вони мають подвійний позитивний заряд і відносно велику масу, рівну 4,003 а.е.м. Альфа-частинки перевищують масу електрона в 7300 разів; енергія їх коливається в межах 2–11 Ме В. Для кожного даного ізотопу енергія α -частинок постійна.

Пробіг α -частинок у повітрі становить 2–10 см, в біологічних тканинах – кілька десятків мікрон.

Альфа-промені може затримувати тонкий бар'єр, наприклад, лист картону товщиною 0,2 м.

Оскільки α -частинки масивні і володіють порівняно великою енергією, їхній шлях у речовині прямолінійний, вони викликають сильно виражені ефекти іонізації. У повітрі на 1 см шляху α -частинка утворює 100–250 тис. пар іонів. Тому α -випромінювачі при попаданні в організм вкрай небезпечні для людини і тварин. Вся енергія α -частинок передається клітинам організму, що завдає їм шкоди.

Радон – ^{222}Rn (уран-238), ^{220}Rn -торон (торій-232) – невидимий важкий газ без смаку і запаху, в 7,5 разів важчий за повітря. Радон і його дочірні продукти формують $\frac{3}{4}$ річної індивідуальної дози, яку отримує людина від земних джерел радіації, і $\frac{1}{2}$ від всіх джерел природної радіації. Радон виділяється із земної кори і концентрується усередині приміщень. Певна його частина виділяється з будівельних матеріалів. Джерелом радону може бути вода.

Бета-випромінювання представляє потік часток (електронів і позитронів), що випускаються ядрами при бета-розпаді. Фізичні характеристики електронів ядерного походження (маса, заряд) такі самі, як і у електронів атомної оболонки.

На відміну від α -частинок, β -частинки одного і того ж радіоактивного елемента володіють різним запасом енергії.

Шлях β -частинок в речовині звивистий, оскільки, володіючи вкрай малою масою, вони легко змінюють напрямок руху під дією електричних полів зустрічних атомів.

Бета-випромінювання має менший ефект іонізації, ніж α -випромінювання. Воно утворює 50–100 пар іонів на 1 см шляху в повітрі і має «розсіяний тип іонізації». Пробіг β -частинок в повітрі може складати залежно від енергії до 25 м, у біологічних тканинах – до 1 см. Ефективний захист від β -частинок забезпечує, наприклад, алюмінієвий екран товщиною не менше 6 мм.

Максимальна енергія β -частинок різних елементів має широкі межі: від 0,015–0,05 MeV (м'яке випромінювання) до 3–12 MeV (жорстке випромінювання).

Нейтронне випромінювання проникає безперешкодно вглиб атомів. Нейтрони або поглинаються ядрами, або відштовхуються від них, вибиваючи протон. При розсіянні на ядрах C, N, O втрачається 10–15% енергії нейтрона; при зіткненні з протоном, рівним за масою, енергія втрачається практично вдвічі, тому для захисту використовують графіт, воду, парафін – речовини, що містять велику кількість атомів водню.

Кінцевий біологічний ефект нейтронного випромінювання пов'язаний з іонізацією, що виробляється вторинними частками.

Швидкі нейтрони ($E > 100$ кеВ) мають найбільше практичне значення в радіобіології. Існують також проміжні (від 100 до 1 кеВ), повільні (менше 1 кеВ), теплові (0, 025 кеВ).

Пі-мезони – негативно заряджені елементарні частинки, за масою в 273 рази перевищують електрони. Володіють енергіями 25–100 MeV, проходять весь шлях до повного гальмування без розсіювання і в кінці пробігу передають всю енергію ядер атомам тканини. Використовують для радіотерапії пухлин.

Запитання для самоконтролю:

1. Наведіть приклади природних і штучних електромагнітних випромінювань.
2. Дайте визначення електрон-вольта (еВ).
3. Назвіть механізми взаємодії електромагнітних випромінювань з речовиною.
4. Які випромінювання належать до корпускулярних?
5. Які з випромінювань мають найбільшу здатність до іонізації?

1.4. РАДІОЧУТЛИВІСТЬ І РАДІОСТІЙКІСТЬ ОРГАНІЗМІВ

1.4.1. Лінійна передача енергії (ЛПЕ) та відносна біологічна ефективність (ВБЕ) іонізуючих випромінювань

Характеристикою проникаючої здатності іонізуючих випромінювань (ІВ) є лінійна передача енергії (ЛПЕ) – енергія, що

втрачається зарядженою часткою на одиниці довжини її пробігу в речовині.

Одиниця ЛПЕ – 1 кеВ/мкм = 62 Дж/м.

Залежно від значення ЛПЕ всі ІВ ділять на *рідко-* або *щільноіонізуючі* (менше або більше 10 кеВ/мкм). До перших відносять електромагнітні випромінювання, до других – пучки важчих заряджених частинок. ЛПЕ залежить від швидкості польоту частки та її заряду.

В кінці пробігу віддача енергії будь-якої частки максимальна, описується кривою Брегга з кінцевим максимумом – піком Брегга.

Для порівняльної кількісної характеристики біологічної дії різних видів ІВ визначають їх відносну біологічну ефективність (ВБЕ), яка визначається в основному ЛПЕ. ВБЕ оцінюють порівнянням дози досліджуваного ІВ з дозою стандартного (рентгенівського) випромінювання, які обумовлюють однотипні, кількісно рівні біологічні ефекти.

$$WR (ВБЕ) = D_{Ro}(еф) / D_x(еф)$$

– для біологічних ефектів, порівнюваних за адекватним критерієм, наприклад, за загибеллю клітин в культурі.

1.4.2. Дози радіації та одиниці їх вимірювання

Доза – величина енергії, що передається від іонізуючої радіації до речовини, яка опромінюється

Експозиційна доза рентгенівського і гамма-випромінювання – кількісна характеристика полів випромінювання з енергією квантів понад 3 МеВ, що відображає здатність випромінювань іонізувати повітря і виміряна в умовах електронної рівноваги. Одиницею експозиційної дози є Кл/кг, який означає, що сполучена корпускулярна емісія (тобто електрони) на 1 кг сухого атмосферного повітря виробляє іони, що несуть заряд в 1 Кл електрики кожного знака.

Поглинена доза – фундаментальна дозиметрична величина, яка визначається як відношення середньої енергії dE, переданої іонізуючим випромінюванням речовині в елементарному об'ємі, до маси dm речовини в цьому об'ємі. Одиниці – 1 Гр = 1 Дж/кг.

Еквівалентна доза – поглинена доза в органі чи тканині, помножена на зважений коефіцієнт для даного випромінювання.

$$H_R = WR \times D_R,$$

де WR – зважувачий фактор для випромінювання R, D – середня поглинена доза.

Таблиця 2. Значення радіаційних зважуючих факторів (WR) для розрахунку еквівалентних доз

Вид випромінювання	WR
Фотони, всі енергії	1
Електрони і мюони, всі енергії	1
Протони з енергією >2 MeV	5
Нейтрони з енергією <10 keV	5
з енергією 10–100 keV	10
з енергією від 100 keV до 2 MeV	20
з енергією 2–20 MeV	10
з енергією >20 MeV	5
Альфа-опромінювання, важкі ядра віддачі	20

Якщо поле радіації складається з кількох видів випромінювань з різними величинами WR, то еквівалентна доза визначається як сума всіх дозових складових:

$$H_R = (WR_\alpha \times D_{Ra}) + (WR_\beta \times D_{R\alpha\beta}) + (WR_\gamma \times D_{R\gamma})$$

Одиниця – зіверт (Зв).

Ефективна доза – величина, яка використовується як міра ризику виникнення віддалених наслідків опромінювання всього тіла людини та окремих його органів з урахуванням їхньої радіочутливості. Відповідно до НРБУ-97 – сума добутків еквівалентних доз НТ в окремих органах і тканинах на відповідні тканинні зважені фактори WT.

Вживання поняття ефективної дози допускається при значеннях еквівалентних доз, що знаходяться нижче порога гострого радіаційного ураження.

Таблиця 3. Основні дозиметричні одиниці та їх співвідношення

Дозиметрична одиниця	Одиниця виміру		Співвідношення одиниць
	СІ	позасистемна	
Активність, А	Бекерель, Бк	Кюрі, Кі	1Бк = 2,7 × 10 ¹¹ Кі
			1Кі = 3,7 × 10 ¹⁰ Бк
Питома активність, Ат	Бекерель на кілограм, Бк/кг	Кюрі на грам, Кі/г	1Кі/г = 3,7 × 10 ¹¹ Бк/кг
			1Бк/кг = 2,7 × 10 ⁻¹⁴ Кі/г
Експозиційна доза випромінювання	Кулон на кілограм, Кл/кг	Рентген, Р	1Кл/кг = 3876Р
			1Р = 2,58 × 10 ⁻⁴ Кл/кг

Дозиметрична одиниця	Одиниця виміру		Співвідношення одиниць
	СІ	позасистемна	
Потужність експозиційної дози	Ампер на кілограм, А/кг	Рентген за секунду, Р/с	1А/кг = 3879Р/с
			1Р/с = $2,58 \times 10^{-4}$ Кл/кг
Поглинена доза, <i>D</i>	Грей, Гр	Рад	1Гр = 100рад
			1рад = 0,01Гр
Потужність поглненої дози, <i>D</i>	Грей за секунду, Гр/с	Рад за секунду, рад/с	1Гр/с = 100рад
			1рад/с = 0,01Гр
Еквівалентна доза, <i>H</i>	Зіверт, Зв	Біологічний еквівалент раду, бер	1Зв = 100бер
			1бер = 0,01Зв
Потужність еквівалентної дози, <i>H</i>	Зіверт за секунду, Зв/с	Бер за секунду, бер/с	1Зв/с = 100бер
			1бер/с = 0,01Зв
Ефективна доза, <i>E</i>	Зіверт, Зв	Біологічний еквівалент раду, бер	1бер = 0,01Зв
			1Зв = 100бер
Щільність забруднення, <i>b</i>	Бекерель на 1 квадратний кілометр, Бк/км ²	Кюрі на 1 квадратний кілометр, Кі/км ²	1Кі/км ² = $3,7 \times 10^4$ Бк/м ²

1.4.3. Поняття і критерії радіостійкості і радіочутливості

Біологічна ефективність іонізуючих випромінювань надзвичайно висока. За глибиною і силою впливу на організм іонізуюча радіація значно перевершує всі відомі види випромінювань.

Кількісні експерименти, розпочаті ще у 20-х роках минулого століття, завдяки розвитку методів дозиметрії, показали глибокі відмінності в чутливості різних організмів до дії радіації. Ссавці гинуть після опромінення в дозі 1–10 Гр, інші хребетні – тільки після опромінення в дозах, що становлять десятки і сотні Гр. Значні варіації радіочутливості виявляються як при переході від одного таксону до іншого, так і всередині кожної філогенетичної групи.

Відмінності в радіостійкості організмів неможливо пояснити фізичними особливостями поглинання енергії радіації їхніми тканинами. Ефективність поглинання визначається електронною щільністю поглинача, а вона приблизно однакова для всіх тканин і організмів.

Отже, пояснення слід шукати в біологічних особливостях об'єктів, таких як: а) характер їхньої структурної та функціональної організації; б) адаптивні і регенераторні можливості; в) специфічність перебігу початкових реакцій посилення і відновлення первинних радіаційних ушкоджень; г) інтенсивність метаболічних і проліферативних процесів та інших унікальних чинників, властивих тільки живому організму.

В даний час терміном «радіочутливість» позначають величину, обернену відношенню доз іонізуючого випромінювання, що викликають кількісно рівні ефекти одного типу в порівнюваних біологічних системах. Поряд з радіочутливістю використовують альтернативні поняття – «радіорезистентність» або «радіостійкість».

Радіочутливість організму – це його здатність реагувати на мінімальні дози іонізуючої радіації, вловлювати за допомогою різних клітинних і молекулярних систем незначні рівні опромінення.

Радіостійкість – це здатність організму переносити високі рівні опромінення, здійснювати процеси життєдіяльності в умовах певного радіаційного навантаження.

Відповідно до цих визначень, чим менша доза, яка викликає нелетальні радіобіологічні ефекти, тим вища радіочутливість організму. І чим більша доза, яка веде до загибелі організму, тим вища його радіостійкість.

Організм можна охарактеризувати двома рівнями доз: нижнім – для радіочутливості і верхнім – для радіостійкості. Інтервал між цими дозами – це діапазон радіобіологічних, або біологічно ефективних доз.

Найпоширенішим інтегральним показником для характеристики радіочутливості та радіостійкості, який застосовується до організмів різного рівня складності, служить відсоток смертності (виживання) або інший показник, однозначно пов'язаний зі смертністю (виживанням). Найчастіше для цієї мети використовують летальну дозу, що викликає загибель 50 або 100% особин в опроміненій популяції – дози LD_{50} і LD_{100} відповідно. Для визначення радіочутливості більшості ссавців обмежуються визначенням виживання тварин до 30-го дня після опромінення. Цей термін обрано у зв'язку з тим, що гострий період променевого ураження у ссавців зазвичай закінчується в перший місяць після радіаційного впливу. Для інших живих об'єктів часовий інтервал вибирають відповідно до середньої тривалості життя опромінених організмів.

1.4.4. Генетична й індивідуальна радіостійкість; модифікація радіостійкості

Діапазон стійкості до радіації в живій природі надзвичайно широкий. Найстійкіші до дії іонізуючих випромінювань мікроорганізми – дози, що викликають їх загибель, складають сотні і тисячі Гр. Для безхребетних тварин діапазон летальних доз на порядок нижчий; для хребетних вони становлять десятки Гр, а найбільш радіочутливими є ссавці. В міру ускладнення організації об'єктів їх стійкість до радіації різко знижується.

Генетично детерміновані відмінності в радіочутливості спостерігаються не тільки між різними таксонами, але й між спорідненими видами. Найбільшу радіостійкість серед хребетних тварин виявляють змії (80–200 Гр), пустельні гризуни (у монгольської піщанки $LD_{50/30}$ –10,0–13,0 Гр).

Віруси – 4500–7000 Гр
Бактерії – 1500 Гр
Найпростіші – 1000 Гр
Молюски – 200 Гр
Комахи – 900 Гр
Хребетні – 5–30 Гр
Щур, миша – 4,0–6,5 Гр
Людина – 2,5–4,0 Гр
Морська свинка –1,5–3,5 Гр.

Радіочутливість окремих особин може бути *модифікована штучно*. Зміни газового складу атмосфери, температури під час опромінення, заморожування об'єктів, зміна вмісту води в тканинах, введення в організм хімічних речовин перед опроміненням може значно змінити стійкість до радіації.

Стійкість до радіації може модифікуватися не тільки за рахунок хімічних і фізичних впливів, але й при зміні дієти, інтенсивності обмінних процесів, у ході онтогенетичного розвитку.

Наприклад, при утриманні пустельних гризунів на стандартному раціоні віварію їх радіостійкість знижується, і, навпаки, харчування лабораторних щурів і мишей пустельними травами підвищує їх радіостійкість.

Спостереження за кажанами показали, що в природних умовах їхня стійкість до радіації така сама, як у більшості ссавців, проте в неволі вони відмовляються від їжі і при цьому стають в 20–50 разів стійкіші до радіаційного впливу.

Зниження температури тіла щурів, мишей, хом'яків до $+5-0^{\circ}\text{C}$ має виражений радіозахисний ефект.

Спостереження за бабаками, ховраками в стані зимової сплячки показують значне підвищення їхньої радіостійкості в цей період. Летальна доза збільшується до десятків і сотень Гр. Якщо ж відразу після опромінення вивести тварину зі стану сплячки, променеве ураження розвивається швидко і спостерігається при тих же дозах, що й у решти тварин – 1–10 Гр.

У деяких випадках зниження температури тіла призводить до збільшення радіочутливості у теплокровних (гомойотермних) тварин. Ймовірно, це пов'язано з компенсаторним посиленням метаболізму і, як наслідок, призводить до зростання променевого ураження.

Зв'язок радіочутливості з етапами онтогенезу спостерігається у комах. У міру розвитку яєць дрозофіли їхня радіостійкість збільшується в кілька разів, на стадії лялечки – в десятки разів, у дорослої особини – в сотні разів. Припускають, що висока радіостійкість дорослих особин пов'язана: 1) з підвищеним вмістом у гемолімфі ендогенних захисних речовин – амінокислот, поліпептидів, амінів, а також 2) з особливостями трахейного дихання, яке призводить до зниженого вмісту кисню в тканинах.

Таким чином, відмінності в радіочутливості тварин пов'язані з: 1) вмістом ДНК в їхніх клітинах; 2) вразливістю для іонізуючих частинок окремих хромосом і геному в цілому; 3) ефективністю систем репарації; 4) вмістом ендогенних захисних та сенсibiliзуючих речовин; 5) напругою кисню в тканинах; 6) ступенем накопичення токсичних речовин; 7) інтенсивністю метаболічних процесів; 8) адаптивними можливостями окремих клітин і фізіологічних систем.

Запитання для самоконтролю:

1. Як характеризує іонізуючі випромінювання значення їх лінійної передачі енергії (ЛПЕ)?
2. Поясніть поняття відносної біологічної ефективності (ВБЕ) як характеристики іонізуючих випромінювань.
3. Дайте визначення експозиційної дози опромінення.
4. Дайте визначення поглиненої дози опромінення.
5. Дайте визначення еквівалентної дози опромінення.
6. Дайте визначення ефективної дози опромінення.
7. Поясніть, як розраховується еквівалентна доза при змішаному опроміненні кількома видами випромінювань.
8. Дайте визначення радіочутливості і радіостійкості організму.

9. Від чого залежать відмінності в радіочутливості тварин?
10. Назвіть чинники, за допомогою яких можна модифікувати індивідуальну радіостійкість організмів.

1.5. МЕХАНІЗМ БІОЛОГІЧНОЇ ДІЇ РАДІАЦІЇ

Іонізуючі випромінювання володіють дуже високою біологічною активністю. Вони здатні викликати іонізацію будь-яких хімічних сполук у біологічних субстратах, утворення активних радикалів і цим індукувати в живих тканинах реакції окислення з тривалим перебігом. Тому результатом біологічної дії радіації є, як правило, порушення нормальних біохімічних процесів з подальшими функціональними і морфологічними змінами в клітинах і тканинах живого організму.

Механізм біологічної дії радіації на тваринний організм дуже складний, але у різних видів випромінювань він однаковий, починаючи від вихідних актів поглинання і перенесення енергії через первинні радіаційно-хімічні та біохімічні процеси і закінчуючи фізіологічними та морфологічними змінами в опроміненому організмі.

Особливостями біологічної дії радіації є: *по-перше*, те, що у тварин відсутні спеціальні аналізатори для сприйняття випромінювання, і, *по-друге*, що вона пов'язана в основному з формою передачі енергії клітинам. Наприклад, при гамма-опроміненні дозою 1000 р, смертельною для більшості ссавців, тканини поглинають мізерно малу енергію, близько 8,4 кДж/г (2 ккал/г). Для порівняння можна сказати, що така кількість енергії витрачається при підвищенні температури тіла на 0,001 °С.

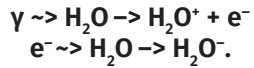
У механізмі біологічної дії на цілісні живі організми умовно можна виділити 2 основних етапи. *Перший етап* визначається як первинний (безпосередній) вплив випромінювання на біохімічні процеси, функції і структури органів і тканин. *Другий етап* – опосередкований вплив, обумовлений нейрогенними і гуморальними зрушеннями, що виникають в опроміненому організмі.

1.5.1. Прямий і непрямий вплив іонізуючих випромінювань

Під *прямою дією* випромінювань прийнято вважати радіаційно-хімічні перетворення молекул, що виникають під безпосереднім впливом радіації в місці поглинання її енергії. При цьому основна нищівна сила пов'язана з самим актом іонізації.

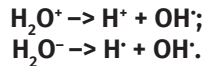
Непрямою, або опосередкованою дією іонізуючих випромінювань називають радіаційно-хімічні зміни структур (молекул, клітин і т.д.), обумовлені продуктами радіолізу води або розчинених в ній речовин.

Гамма-квант або заряджена частка, взаємодіючи з молекулою води, іонізує її, в результаті утворюються два іони:

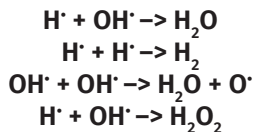


Фізико-хімічні властивості іонізованих молекул води будуть відрізнятися від нейтральних молекул.

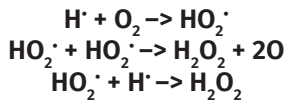
Тривалість існування іонів води й іонізованих молекул розчинених в ній речовин становить 10^{-10} с. За цей час вони зазнають ряду перетворень, утворюючи вільні радикали. Позитивний іон води розпадається на протон і гідроксильний залишок, негативний – на атомарний водень і гідроксильний залишок:



Маючи дуже високу хімічну активність за рахунок наявності неспареного електрона, вільні радикали взаємодіють один з одним або з розчиненими у воді речовинами. Реакції можуть іти такими шляхами:



За наявності вільного кисню у воді утворюються й інші перекиси:



Поява вільних радикалів та їх взаємодія складають етап ушкодження первинних хімічних сполук води і розчинених в ній речовин, а у випадках опромінення тварин і рослин – і біологічних молекул. Взаємодія вільних радикалів з органічними і неорганічними речовинами йде по типу окисно-відновних реакцій і становить ефект непрямого впливу.

У тваринних тканинах приблизно 45% поглиненої енергії опромінення діє безпосередньо на молекулярні структури – пряма дія, а решта 55% енергії викликають непряму дію.

1.5.2. Докази непрямой дії радіації на біологічні об'єкти

Доказами непрямой дії радіації на біологічні об'єкти служать два феномени – ефект розведення і кисневий ефект.

Ефект розведення – це стан, при якому абсолютна кількість пошкоджених молекул речовини в слабкому розчині не залежить від його концентрації і залишається постійною для даної експозиційної дози, оскільки в цих конкретних умовах в розчині утворюється постійна кількість вільних радикалів води. Ефект розведення досить чітко проявляється в досліджах *in vitro* з розчинами і суспензіями макромолекул, вірусів, фагів. Однак він не реєструється при опроміненні багатоклітинних організмів.

Кисневий ефект проявляється в посиленні променевого ураження при підвищенні концентрації кисню в навколишньому середовищі і тканинах, що опромінюються, і, навпаки, при зниженні концентрації кисню зменшується ступінь променевого ефекту. Вираженість кисневого ефекту залежить від ЛПЕ випромінювань: для рідкоіонізуючих випромінювань він максимальний, для випромінювань з високими значеннями ЛПЕ (альфа-частинки) він може взагалі бути відсутнім. Кисневий ефект є загальнобіологічним, проявляється у тваринних і рослинних організмах у всіх радіобіологічних реакціях (біохімічні зміни, мутації) і на всіх рівнях організації – молекулярному, субклітинному, клітинному, тканинному.

Кисневий ефект застосовується при терапії хворих з онкоутвореннями. Для посилення променевого ураження клітин пухлини створюють умови підвищеного вмісту кисню в ній і одночасно для зменшення радіаційного пошкодження здорових клітин забезпечують гіпоксичний стан навколишніх тканин.

У ссавців максимальна радіочутливість тканин відзначається при нормальному надходженні кисню в організм. Знижуючи насиченість тканин киснем у момент опромінення, можна підвищити радіостійкість організму.

Підвищення вмісту кисню в навколишньому середовищі й об'єктах опромінення після променевого впливу позитивно впливає на процеси відновлення організму.

1.5.3. Теорії прямого впливу іонізуючих випромінювань

Принцип «влучень» і теорія «мішеней» виникли на основі уявлень про пряму дію радіації. Згідно з принципом «влучень», початковий фізичний пусковий механізм, необхідний для виникнення

кінцевої біологічної реакції, обумовлений випадковою взаємодією іонізуючого випромінювання з речовиною. В кожен молекулу або клітину відбувається неоднакове число влучень.

Із принципом влучень тісно пов'язана теорія «мішеней», заснована на принципі гетерогенності будови живих систем: ураження випромінювання окремих складових елементів має неоднакове значення для даної системи. Наприклад, постійне ураження унікальних клітинних структур фатальне для клітини, тоді як таке ж ушкодження інших, множинних структур для виживаності клітини може мати істотно менше значення. У численних роботах отримано факти високої радіочутливості клітин під час поділу, клітинних ядер, молекул ДНК. Зараз добре відомо, що променеві порушення генетичних структур можуть проявлятися як відразу після опромінення, так і віддалено, в потомстві, навіть через кілька поколінь, стаючи в організмі причиною виникнення злоякісних пухлин, а також вад розвитку.

При опроміненні біологічного об'єкта іонізуюча радіація поглинається не вибірково, а будь-якими молекулами, клітинами, органами і тканинами. Навіть при опроміненні в малих дозах відбувається багато тисяч актів іонізації молекул, а це може призвести до різноманітних порушень структури і функції клітин. І тільки деякі з цих порушень призводять клітину до втрати здатності до поділу і загибелі. Такою «критичною структурою», мішенню в клітині є унікальна макромолекула ДНК, що несе генетичну інформацію.

З цієї теорії випливає, що іонізуюча частка або гамма-квант одномоментно діє на чутливу частину (мішень) структури або молекули клітини, викликаючи її загибель або генетичні зміни. Існує кількісна залежність між дозою і біологічним ефектом: зі збільшенням дози відбувається збільшення в геометричній прогресії кількості пошкоджених одиниць в опроміненому об'ємі. При *одноударному* ураженні інактивація опроміненого об'єкта (загибель клітин, руйнування молекул, інактивація ферментів) відбувається під дією одного влучення, залежність «доза – ефект» описується експоненційною кривою. Клітини рослинних і тваринних тканин пошкоджуються за S-подібною кривою, накресленою у нормальних координатах; це означає, що для їх інактивації або руйнування потрібно більше одного влучення в мішень, тому процес називається *багатоударним*.

Теорія мішені з її варіантами одно- і багатоударних процесів не враховує кінетики первинних реакцій, не пояснює розвиток первинних фізико-хімічних реакцій в часі та їхню залежність від умов зовнішнього і внутрішнього середовища організму. Вона може бути

справедлива тільки в окремих випадках при інактивації бактерій, вірусів, одноклітинних організмів, виникненні мутацій.

Стохастична (імовірнісна) гіпотеза є подальшим розвитком теорії прямої дії випромінювань первинних радіобіологічних процесів. На відміну від теорії влучень, взаємодія випромінювань з певною ділянкою клітини розглядається як випадковий, імовірнісний процес, а залежність «доза – ефект» обумовлюється не тільки мішенню попадання, але і (в більшій мірі) станом біологічного об'єкта як динамічної системи.

Виявилось, що застосування теорії мішені вельми обмежене і дозволяє кількісно інтерпретувати залежність ефекту від дози лише для елементарних або порівняно простих реакцій біологічних систем. Кінцева відповідна реакція на опромінення складної системи (наприклад, загибель клітини) залежить не тільки від події влучення в ДНК, але і від системної відповіді клітини і цілісного організму на опромінення, тобто від ряду властивостей самого біологічного об'єкта, наприклад, від здатності усувати або відновлювати пошкодження.

1.5.4. Теорії непрямого впливу іонізуючих випромінювань

Теорія ліпідних радіотоксинів пояснює молекулярно-клітинні механізми непрямої дії іонізуючої радіації на біологічні об'єкти. Роль токсичних речовин у первинних радіохімічних процесах при опроміненні клітин була експериментально показана Б. Н. Тарусовим, Ю. Б. Кудряшовим та ін. Вони встановили, що при дії іонізуючої радіації в тканинах тварин, особливо в печінці, селезінці та інших органах, утворюються ліпідні (первинні) радіотоксини.

Процеси вільнорадикального окислення, що активуються в початковий період розвитку променевого ураження, перебігають у здоровому організмі з малою швидкістю внаслідок дії гальмуючих речовин – антиоксидантів. Під впливом активних радикалів, що утворюються при променевому впливі, відбувається посилення окислювальних ланцюгових реакцій біоліпідів, в результаті чого з'являються продукти окислення ненасичених жирних кислот (альдегіди, кетони).

Для здійснення ланцюгових реакцій необхідні радикали з великою енергією, достатньою для утворення наступних радикалів. У разі, коли на один радикал утворюється два або три, виникає самоприскорений процес – реакції з розгалуженими ланцюгами.

В організмі тварин у нормальних умовах низький рівень окислення біоліпідів контролюють антиокислювачі. При променевому впливі така рівновага порушується внаслідок утворення великої

кількості радикалів. Автокаталітичний режим ланцюгових реакцій виникає в разі, коли вміст природних антиокислювачів зменшується на 10–15%. На думку авторів гіпотези, при опроміненні спочатку уражуються ліпіди клітинних мембран, порушується хімізм клітини, а потім утворюються ліпідні токсини, що викликають окислення молекул інших органічних сполук живих тканин.

Структурно-метаболична теорія пояснює порушення обмінних процесів при дії радіації uszkodженнями цитоплазматичних структур у живій клітині. За основу теорії взято дію первинних радіотоксинів, які являють собою комплекс речовин-метаболітів, що володіють токсичними властивостями, – це хінони або ортохінони. Деякі з токсичних метаболітів завжди в невеликих кількостях містяться в клітинах здорових тканин. При дії радіації вміст їх значно збільшується і додатково з'являються нові токсичні сполуки. Первинні токсини утворюють велику кількість вторинних радіотоксинів, які відіграють істотну роль у патогенезі кінцевого променевого ураження.

Запитання для самоконтролю:

1. Які особливості біологічної дії радіації відрізняють її від впливів інших чинників?
2. Поясніть поняття прямої і непрямой дії радіації на біологічні субстрати.
3. У чому полягає небезпечність утворення вільних радикалів для життєдіяльності біологічної клітини?
4. Поясніть сутність кисневого ефекту.
5. Який радіаційно-хімічний механізм є провідним у формуванні променевого ураження біологічних тканин?

1.6. ВПЛИВ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ НА КЛІТИНУ

1.6.1. Фізіологічні кумулятивні ефекти опромінення

Клітини організму навіть в межах однієї тканини мають різну чутливість до радіації. Це залежить: 1) від їхньої стадії розвитку; 2) віку; 3) функціонального стану.

У 1906 р. французькі радіобіологи І. Бергоньє і Л. Трибондо сформулювали фундаментальний закон (правило) радіочутливості клітин: *чутливість клітин до іонізуючих випромінювань прямо пропор-*

ційна їхній здатності до поділу і обернено пропорційна ступеню їх диференціації. Іонізуюче випромінювання має тим шкідливішу дію на клітини, чим інтенсивніше ті діляться і чим менш виражені їх морфологія і функції, тобто чим менш вони диференційовані.

В опроміненій клітині розрізняють два типи пошкодження – потенційно летальне та сублетальне. *Потенційно летальними* пошкодженнями називають такі, які можуть призвести до загибелі клітини, але в певних умовах можуть бути відновлені. Під *сублетальними* розуміють такі типи пошкоджень, які самі по собі ще не призводять до загибелі клітини, але при наступному опроміненні здатні її викликати. Дози до 10 Гр викликають сублетальні пошкодження, або *фізіологічні кумулятивні ефекти опромінення*. Негайних морфологічних змін після опромінення в таких дозах не виявляється. Залежно від величини дози вони проявляються на 2–3 добу.

Неспецифічні реакції клітини на дію зовнішніх чинників, в тому числі іонізуючої радіації:

1. Зміна швидкості активного мембранного транспорту.
2. Зміна проникності мембран для іонів і води.
3. Зміна рухливості мембран і форми клітин.
4. Генерація вільних радикалів.
5. Зниження синтезу АТФ.
6. Затримка поділу.

Першим і найбільш неспецифічним вираженням пошкодження клітини є порушення нерівноважного стану клітини і середовища, що є загальною характеристикою всього живого незалежно від рівня організації. Повне припинення життя – смерть характеризується поступовим припиненням нерівноважного стану і переходом його в стан повної рівноваги з навколишнім середовищем. Пошкодження клітин виражається ще й порушенням структури і функції мембран. Взагалі, здатність формувати мембрани є вирішальною в підтримці життєздатності та утворення клітини та її органел. Будь-яке порушення супроводжується зміною проникності клітинних мембран і стану цитоплазми пошкодженої клітини. Пошкодження клітинних мембран, згідно з моделлю Сінгера, може бути обумовлене деструкцією їхніх ліпідних або білкових (ферментних) компонентів.

Летальні реакції клітини – інтерфазна і репродуктивна загибель.

1.6.2. Причини інтерфазної загибелі клітини

Загибель опроміненої клітини внаслідок незворотного порушення метаболізму і нагромадження токсикантів до настання поділу (у період інтерфази) називається *інтерфазною*.

У цитоплазмі після опромінення відбуваються: а) зміни в'язкості: при малих дозах вона знижується, при високих – підвищується); б) вакуолізація цитоплазми, яка чітко проглядається у клітин крові, червоного кісткового мозку, паренхіматозних органів (печінка та ін.); в) підвищення проникності мембран для електролітів і води, особливо для калію і натрію; г) підвищення променезаломлення, пов'язане з денатурацією білків цитоплазми. Може реєструватися відмінність у ступені прижиттєвого фарбування, зміна сприйняття кислих і основних барвників.

Рухливі клітини після опромінення приймають округлу форму. Відбувається набухання і збільшення обсягу цитоплазми; у еритроцитів такі зміни в електролітному складі можуть призводити до гемолізу.

В опромінених клітинах спостерігається набухання і збільшення розмірів ядер. У подальшому змінюється форма ядра, з'являються гігантські ядра, множинні ядра в клітинах, некротичні явища – пікноз, рідше лізис ядер.

Одночасно зі структурними порушеннями в опроміненій клітині змінюються функції внутрішньоклітинних мембран, знижується енергетичний обмін у мітохондріях і пригнічуються інші сторони метаболізму.

Зміна розмноження і росту клітин під впливом опромінення йдуть не паралельно. Ріст клітин, їх збільшення в обсязі змінюються в меншому ступені, ніж здатність до розмноження. Цим пояснюється, що тканини, в яких відбувається інтенсивне утворення нових клітин, особливо чутливі до опромінення.

1.6.3. Причини репродуктивної загибелі клітини

Втрата клітиною спроможності до нормального поділу й утворення колоній в культурі після впливу іонізуючого випромінювання називається *репродуктивною загибеллю*.

Затримка мітозу – універсальна клітинна реакція адаптивного характеру; час затримки залежить від дози: приблизно на 1 годину на кожен 1 Гр. Час затримки мітозу залежить від стадії клітинного циклу: при опроміненні в момент поділу затримка мінімальна, при опроміненні в інтерфазі – максимальна. Найбільшу чутливість до радіації клітини виявляють у стадії профазі: легко порушується структура хроматинової речовини.

В оборотних затримках мітозу при опроміненні малими дозами спостерігається ритмічність – спочатку уповільнення, потім посилення його вище норми, за яким слідує зниження його до норми або

нижче. Підвищення мітотичного індексу після уповільнення мітозу відбувається з двох основних причин: 1) уповільнення проходження клітинами профазы; 2) перехід в стадію профазы клітин, загальмованих в інтерфазі. Не виключається також стимулюючий ефект на процеси мітозу.

Для порушення синтетичних процесів після опромінення істотне значення має потужність дози. При малій потужності – 0,1 сГр/хв мітоз клітин деяких тваринних тканин прискорюється. При великій потужності опромінення відбувається різке уповільнення, а потім і припинення мітозу.

Причини гальмуючого впливу радіації на мітоз

1. Руйнування речовин, що стимулюють мітоз. Передбачається, що в клітинах накопичуються речовини, що стимулюють мітоз. Наприклад, з рослинних клітин виділено ростові речовини *ауксини*, що викликають мітоз. При опроміненні вони руйнуються і інтенсивність поділу клітин знижується.

2. Порушення проникності клітинних мембран. Під впливом радіації підвищується проникність плазматичної і ядерних мембран, при цьому клітина і ядро деформуються, набухають, втрачають здатність до поділу.

3. Накопичення речовин, що гальмують поділ клітин. До таких речовин відносять АТФ, надлишок якої утворюється за рахунок пригнічення АТФ-ази під дією радіації.

4. Порушення синтезу нуклеїнових кислот. При дії радіації пригнічується синтез ДНК і затримується редуплікація хромосом в інтерфазі. Сублетальні дози радіації викликають тимчасове гальмування синтезу ДНК, який через час відновлюється, як і мітоз клітин.

5. Пошкодження хромосом – основна причина репродуктивної загибелі клітин. Опромінення викликає різноманітні хромосомні перестроєння, або аберації: фрагментації, хромосомні містки, внутрішньо- і міжхромосомні обміни. Підрахунок числа клітин з хромосомними абераціями в крові, кістковому мозку та інших тканинах є основним у методі кількісної оцінки променевого ураження організму.

1.6.4. Основні радіаційні синдроми

Іонізуюча радіація у високих дозах викликає променеве ураження ссавців і людини, ступінь і характер якого обумовлені: 1) поглиненою дозою радіації та її розподілом в часі; 2) радіочутливістю органів і систем, що безпосередньо піддаються променевому впливу. Залежно від поєднання цих факторів променеве ураження може

бути загальним (тотальним) або місцевим (локальним), розвиватися відразу після опромінення, через деякий латентний період або у віддалені терміни.

Променеве ураження організму не можна розглядати як простий наслідок ураження клітин; кінцевий результат променевого впливу залежить від: 1) обсягу тканин, які зазнали радіаційного впливу; 2) характеру їх кровопостачання; 3) інтенсивності обмінних процесів у них тощо.

Радіація пошкоджує в тій чи іншій мірі всі органи і тканини організму, але причиною загибелі зазвичай є ураження *критичних органів* – життєво важливих систем, які першими втрачають свої функції при опроміненні в даному діапазоні доз.

Радіаційні синдроми – це патологічні стани організму, викликані опроміненням і пов'язані з клітинною загибеллю (спустошенням) у критичних органах і системах.

I. *Кістково-мозковий синдром* виникає при загальному опроміненні організму в діапазоні доз 3–9 Гр, критичною системою є кістковий мозок. Загибель тварин спостерігається на 7–15 добу, коли пригнічення кровотворення досягає максимуму і стає несумісним з життям, хоча інші органи і системи організму ще повністю зберігають свою працездатність. Ураження кровотворення – найважливіший синдром променевого впливу, виражений при легких і середніх формах гострої і хронічної променевої хвороби.

II. *Кишковий синдром* – від 10 до 100 Гр, критична система – епітелій шлунково-кишкового тракту. Загибель тварин спостерігається на 3–5 добу, пригнічення кровотворення ще не встигає розвинути.

Механізми клітинного спустошення. В обох самовідновлюваних системах – кістковому мозку і кишковому епітелії – відбувається тимчасове припинення клітинних поділів, яке триває тим довше, чим більша доза радіації; і одночасно – загибель молодих неспеціалізованих і клітин, які діляться.

Загибель клітин кісткового мозку відбивається на картині периферичної крові: спочатку зникають формені елементи з найкоротшим періодом життя – лейкоцити і тромбоцити, кількість тривало існуючих (120 діб) еритроцитів знижується з 3-го тижня після опромінення. Різке спустошення кісткового мозку розвивається в перші години після опромінення за рахунок поєднання двох процесів – гальмування клітинного поділу і виходу з нормальною швидкістю зрілих клітин у кров'яне русло. Причому в першу добу після опромінення така картина спостерігається незалежно від дози опромінення (від

3 до 10 Гр). Частка загиблих клітин зростає зі збільшенням дози; це позначається пізніше, коли клітинна маса кісткового мозку починає відновлюватися: чим більше загиблих клітин, тим повільніше і менш повноцінно йде відновлення.

Стовбурові клітини кишкового епітелію стійкіші до дії радіації, їх пошкодження спостерігається при більших дозах (4–15 Гр), але потім процес клітинного спустошення відбувається швидше, ніж в кістковому мозку.

III. *Церебральний, або ЦНС-синдром* виникає при загальному опроміненні в дозах понад 100 Гр, критичний орган – центральна нервова система. Час загибелі становить менше доби і стрибкоподібно наближається до моменту опромінення аж до смерті під променем. У розвитку ЦНС-синдрому виділяють 3 стадії:

1. Рання недієздатність в перші хвилини після опромінення – дискоординація і дезорієнтація в просторі, нудота.

2. Апатія, тремор голови і кінцівок.

3. Агонія супроводжується частими судомою.

Ушкоджуються клітини всіх тканин організму, але безпосередньою причиною загибелі служить масове руйнування нервових клітин в ЦНС.

Запитання для самоконтролю:

1. Сформулюйте фундаментальний закон (правило) І. Бергоньє і Л. Трибондо щодо радіочутливості клітин.
2. Поясніть поняття фізіологічних кумулятивних ефектів опромінення.
3. Дайте визначення інтерфазної загибелі клітини.
4. За яким критерієм визначається репродуктивна загибель клітини?
5. Назвіть основні радіаційні синдроми.

1.7. ТКАНИНИ ТВАРИННОГО ОРГАНІЗМУ З ВИСОКОЮ РАДІОЧУТЛИВІСТЮ

1.7.1. Радіочутливість тканин тваринного організму

Відмінності радіочутливості проявляються в тканинах і органах, що складають організм як ціле. Клітини одного органа також мають різний ступінь чутливості і неоднакову здатність до регенерації після променевого ушкодження.

Ступінь радіочутливості тканин характеризують за функціонально-біохімічними і морфологічними ознаками. За функціонально-біохімічними ознаками органи і тканини можна розподілити в наступній послідовності за убаванням радіочутливості: великі півкулі і стовбур головного мозку, мозочок, гіпофіз, наднирники, статеві залози, лімфовузли, спинний мозок, епітелій шлунково-кишкового тракту, печінка, селезінка, легені, нирки, серце, м'язи, шкіра, кісткова тканина.

За морфологічними ознаками, що розвиваються як пострадіаційні зміни, органи поділяють на три групи:

- 1) органи з високою чутливістю до радіації: лімфовузли, лімфатичні фолікули ШКТ, червоний кістковий мозок, селезінка, статеві залози; морфологічні зміни в них реєструються вже при опроміненні дозою 0,25 Гр;
- 2) органи, помірно чутливі до опромінення: шкіра, зоровий аналізатор;
- 3) органи, резистентні до дії іонізуючого випромінювання: печінка, легені, нирки, мозок, серце, кістки, сухожилля, нервові стовбури; первинні морфологічні зміни в них відзначаються при опроміненні в дозі 1 Гр і більше.

Через різну чутливість органів для організму небайдуже, чи буде опромінюватися все тіло рівномірно, чи його частина, чи організм отримує загальне, але нерівномірне опромінення. Загальне рівномірне опромінення викликає найбільший радіобіологічний ефект. Екранування при опроміненні навіть невеликої ділянки підвищує стійкість організму до дії радіації. При екрануванні радіочутливих тканин або органів проявляється захисний ефект. Наприклад, якщо екранувати наднирники масою 20–25 мг у щура масою 200–250 г або ділянку кістки з червоним кістковим мозком (головку стегнової кістки) при гамма-опроміненні летальною дозою, тварина виживає.

1.7.2. Вплив іонізуючого випромінювання на стан кровотворення і крові

Кістковий мозок. Органи кровотворення найбільш радіочутливі до дії радіації, ураження червоного кісткового мозку, тимусу, селезінки, лімфатичних вузлів – один з найважливіших проявів гострої променевої хвороби.

Клітинне спустошення кісткового мозку відбувається в три стадії.

1. Перша (латентна), що триває близько 3 годин, характеризується відносною сталістю вмісту клітин у кровотворній тканині.

2. Друга стадія охоплює інтервал часу від 3-х до 7-ми годин після опромінення, для неї характерне різке і глибоке спустошення кісткового мозку і лімфоїдних тканин (кількість клітин у тканині кісткового мозку може знижуватися більше ніж наполовину). Найважливішим його механізмом є інтерфазна загибель клітин.

3. У третій стадії швидкість клітинного спустошення сповільнюється і подальше зменшення кількості клітин відбувається в кістковому мозку внаслідок репродуктивної загибелі, а також тривалого диференціювання частини клітин і міграції їх у кров. Тривалість перебігу третьої стадії пропорційна дозі опромінення.

Кров. Порушення, які відбуваються в кровотворних органах, відбуваються на гематологічних змінах, які використовуються для клінічної оцінки тяжкості променевої хвороби. Самі ж клітини крові володіють високою стійкістю до безпосередньої дії іонізуючої радіації.

Уже після опромінення ссавців в невисоких, нелетальних дозах (наприклад, 0,5–2,0 Гр, загальне одноразове опромінення гамма-променями) протягом короткого періоду часу (секунди – години) відбувається: 1) помітне зменшення кількості лейкоцитів; 2) короткочасне збільшення їхньої кількості; 3) прогресуючий спад їхньої кількості. При збільшенні дози опромінення фаза падіння кількості лейкоцитів може бути тривалою і значно глибшою.

За даними робіт японських лікарів, зниження числа лейкоцитів у людини до 1500 кл в 1 мм³ означає, що в ураженого мало шансів на одужання; падіння рівня лейкоцитів до 400 кл в 1 мм³ свідчить про найбільш імовірний летальний кінець протягом двох тижнів після опромінення.

Лімфоїдна тканина збіднюється клітинними елементами раніше, ніж тканина кісткового мозку. Тому зниження кількості лімфоцитів спостерігається з перших хвилин гострого променевого ураження і прогресує протягом розвитку патології. Число лімфоцитів може знизитися до 10 % від їхнього вмісту в нормі. При нелетальних дозах радіації відновлення числа лімфоцитів починається через кілька днів після опромінення. При більших дозах кількість лімфоцитів може збільшитися лише через кілька тижнів.

Спостерігаються морфологічні зміни клітин білої крові: в лімфоцитах – пікнотизація ядер, каріолізис, лімфоліз. Крім цих змін, часто спостерігається ущільнення лейкоцитів, їхнє набухання, збільшення

в розмірах, накопичення пігменту, рясна зернистість, розпушення структури ядра.

Зменшення числа тромбоцитів відбувається після зниження числа лейкоцитів і чітко помітне в перші години після променевого впливу. Тромбоцитопенія призводить до збільшення часу зсідання крові. Вміст в 1 мм³ крові тромбоцитів нижче 80 тис. є небезпечним для людини.

Зміна вмісту еритроцитів значно менш виражена порівняно з іншими клітинами крові, однак процес відновлення червоних кров'яних клітин затягується на місяць і більше. У початковий період променевої хвороби число еритроцитів і вміст гемоглобіну в крові практично не змінюються, однак стійкість еритроцитів до гемолітичних агентів порушується незабаром після опромінення.

У термінальній стадії променевої хвороби часто розвивається анемія апластичного типу (через зниження концентрації еритроцитів у крові), спостерігаються різко виражені зміни дихальної функції крові. Кров втрачає здатність постачати тканинам достатню кількість кисню, в результаті гіпоксії організм гине. Однак при гострих променевих ураженнях смерть може настати від важкої лейкопенії, крововиливів, супутніх інфекційних захворювань.

1.7.3. Імунітет при променевому ураженні організму

В процесі розвитку променевого ураження, особливо у фазі виражених клінічних змін, різко знижується стійкість організму до інфекції: 1) пригнічується природна резистентність організму до збудників інфекційних захворювань; 2) пригнічується набутий імунітет, порушуються всі його форми. Придушення резистентності організму до інфекції залежить від безлічі променевих порушень в організмі. До них відносяться, наприклад, такі: 1) денатурація і розпад тканинних білків; 2) пошкодження гісто-гематичних бар'єрів; 3) ураження кісткового мозку, 4) гальмування продукції антитіл; 5) пошкодження стінок кишковика і тканини лімфатичних вузлів; 6) порушення бар'єрних функцій селезінки, печінки; 7) зміна бактерицидних властивостей сироватки крові; 8) лейкопенія; 9) пригнічення фагоцитозу; 10) бактеріємія і розвиток аутоінфекційного процесу. Бактеріємія у опроміненого організму обумовлена проникненням бактерій з резервуарів нормальної мікрофлори (кишковика, носоглотки, зіва) в кров і подальшою інвазією в органи і тканини. Бактеріємія може виникнути вже при нелетальних дозах загального одноразового опромінення 1–2 Гр, а в міру зростання дози радіації проявляється

в усе більшому ступені. Вона відзначається з 2–4-ї доби гострої променевої хвороби і прогресує, досягаючи максимального розвитку до кінця другого тижня. Проникненню мікроорганізмів кишкової флори в кров і м'які тканини опромінених тварин сприяють пошкодження і виразки слизової оболонки кишковика і капілярів, руйнування ретикуло-ендотеліальних бар'єрів і лімфатичних вузлів, лейкопенія. Мікрофлора кишковика легко проникає в кров і розмножується на тлі пригнічення бактерицидних властивостей крові.

До числа основних причин, що викликають бактеріємію, відносяться кількісні і якісні зміни кишкової мікрофлори після опромінення. У опромінених щурів помітно збільшується вміст кишкової палички і стафілококів, різко знижується вміст молочнокислих бактерій. Зменшення кількості молочнокислих бактерій призводить до розмноження їх антагоністів, наприклад, синьогнійних бактерій.

Променева бактеріємія може бути викликана не тільки нормальною мікрофлорою кишковика, але й бактеріями з носоглотки, зіва та інших порожнин, органів і тканин організму, в яких зосереджуються сапрофіти і патогенні мікроорганізми. Променеву бактеріємію розглядають як прояв аутоінфікування, що розвивається на тлі падіння опірності опроміненого організму до збудників інфекційних захворювань. Зниження опірності організму до інфекції залежить від пострадіаційного стану білої крові. Лімфоцитопенія призводить до пригнічення штучного імунітету, а падіння рівня лейкоцитів, що виконують фагоцитарну функцію, знижує природну стійкість організму до інфекції. Після опромінення пригнічується не тільки фагоцитарна активність, але й міграційна здатність лейкоцитів. Функціональні зміни макрофагів в опроміненому організмі пов'язані зі зменшенням їхньої кількості, розмірів клітин, ураженням ретикуло-ендотеліальних тканин, лімфатичних вузлів, селезінки.

Одним із центральних питань у вивченні радіаційних порушень набутого імунітету є вплив іонізуючої радіації на утворення антитіл. Відомо, що радіація навіть у високих, летальних для організму дозах не викликає помітних функціональних змін антитіл сироватки крові. Численними дослідженнями виявлено деякі особливості в розвитку штучного імунітету при променевому ураженні. Опромінення тваринного організму пригнічує утворення антитіл, якщо потрапляння або введення антигену в організм відбувається в момент опромінення або відразу після його завершення. Імунізація, проведена за добу або більше до опромінення, практично повністю ефективна, здатність до антитілоутворення зберігається після впливу радіації. Розпочатий вже

процес утворення антитіл стійкий до дії випромінювань, незважаючи на ураження радіочутливих тканин лімфатичних вузлів, кісткового мозку, селезінки. Променеве ураження організму не викликає зміни рівня антитіл, за винятком короткочасного зниження його в перші години після опромінення.

1.7.4. Вплив іонізуючого випромінювання на функцію статевих залоз

Статеві залози – найбільш радіочутливі з органів ендокринної системи: у них після опромінення навіть в невеликих, нелетальних дозах настає пригнічення сперматогенезу й овогенезу.

Функціональна радіочутливість статевих залоз перевищує морфологічну, втрата реактивності до гонадотропних гормонів спостерігається до помітних структурних змін у них.

У самців іонізуюча радіація викликає стерилізацію і втрату здатності до запліднення. Ці порушення в чоловічих статевих залозах пов'язані з припиненням ділення клітин і деструкцією сперматогенного епітелію, в клітинах якого в міру розвитку ураження спостерігаються патологічні мітози, пікноз і розпад ядер, вакуолізація і лізис цитоплазми, зморщування і розпад клітин. Клітинне спустошення відбувається вже на ранніх стадіях загального опромінення організму у відносно невеликих дозах (наприклад, 1 Гр для мишей). В процесі розвитку гострого променевого ураження клітинне спустошення прогресує аж до повного зникнення клітин залозистого епітелію і появи статевої стерильності. Поряд з деструкцією в сім'яниках відбувається прискорене дозрівання сперматозоїдів. В результаті хронічної дії радіації знижується рухливість і життєздатність сперматозоїдів, що може служити найбільш чутливим показником хронічного променевого ураження у сільськогосподарських тварин.

Регенерація сперматогенезу може наступати навіть після високих доз опромінення, причому період тимчасової стерильності перебуває в прямій залежності від дози опромінення. Променеве ушкодження клітинних компонентів сім'яників відбувається в основному внаслідок прямої дії випромінювань, супроводжується біохімічними змінами: зниженням вмісту нуклеїнових кислот, АТФ, холестерину, полісахаридів.

У жіночих статевих залозах патологічні зміни проявляються як порушення менструального циклу, зміни перебігу вагітності, передчасні пологи, мертвонародження, патологічний розвиток ембріонів, генетичні аномалії потомства. Морфологічні зміни яєчників після оп-

ромінення пов'язані з процесами дегенерації і деструкції яйцеклітин і фолікулів. На відміну від сім'яників, яєчники повністю позбавлені здатності до регенерації, тому у самок стерильність зазвичай незворотна. Разом з тим секреція естрогенів може не порушуватися при невисоких стерилізуючих дозах опромінення, зниження секреторної активності або її повне пригнічення відбувається при значному збільшенні дози.

Порушення функцій статевих залоз мало позначаються на розвитку і результаті гострих радіаційних синдромів. Невисокі дози іонізуючого випромінювання становлять небезпеку не так для опромінюваних організмів, як для їхнього потомства. Більші дози радіації викликають пригнічення статевої діяльності.

Запитання для самоконтролю:

1. Які органи і тканини у тваринному організмі виявляють найвищу чутливість до впливу іонізуючої радіації?
2. Назвіть послідовність загибелі клітин крові і зменшення їхньої кількості в опроміненому організмі.
3. Поясніть сутність і причини виникнення аутоінфекційного процесу в опроміненому організмі.
4. Як впливає іонізуюча радіація на утворення антитіл?
5. Чи можна статеві залози віднести до критичних органів? Відповідь поясніть.

1.8 ТКАНИНИ ТВАРИННОГО ОРГАНІЗМУ З ПОМІРНОЮ РАДІОЧУТЛИВІСТЮ

1.8.1. Шлунково-кишковий тракт при променевому ураженні організму

Задовго до вираженої картини кишкового синдрому в слизових оболонках шлунково-кишкового тракту при опроміненні організму виявляються ознаки порушення клітинного оновлення, у зв'язку з чим їх відносять до радіочутливих тканин.

Найбільш істотним у радіаційних змінах шлунково-кишкового тракту є швидке і глибоке клітинне спустошення епітелію, яке в криптах кишкови́ка завершується вже на 1–2-гу добу, а у ворсинках – на 3–4-ту добу після опромінення мишей. У тварин, вирощених в сте-

рильних умовах, швидкість клітинного спустошення сповільнюється вдвічі, що вказує на участь кишкової флори у розвитку кишкового синдрому.

Комплекс порушень, що визначають загибель опроміненого організму при кишковому синдромі: 1) ураження епітелію шлунково-кишкового тракту; 2) деструкція крипт і ворсинок та їх спустошення в результаті інтерфазної загибелі клітин; 3) інфекційні процеси за рахунок кишкової флори; 4) закупорка і ураження кровоносних судин; 5) порушення балансу рідин і електролітів; 6) зниження проникності стінок кишковика для поживних речовин.

1.8.2. Післяпроменеві зміни в морфології і функціях зорового аналізатора

Про чутливість тканин ока до впливу радіації стало відомо вже через рік після відкриття рентгенівських променів. Пізніше було простежено, що при гострому променевому ураженні можуть виникати патологічні зміни, наприклад, судинні розлади в будь-якому з відділів очного яблука як наслідок загальних змін організму. При місцевому опроміненні з'являються судинні реакції, кон'юнктивіти та інші розлади. Реакції сітківки ока реєструються на електроретинограмі вже в перші хвилини після опромінення. Порогова доза змін електроретинограми – 0,5–0,85 Р. При опроміненні сітківки відбувається загибель паличок. Клінічно в цих випадках спостерігається втрата зорового рефлексу на світло, ослаблення, тимчасова або постійна втрата зору. Пострадіаційні зміни в рогівці характеризуються пригніченням мітотичної активності епітелію. При малих дозах опромінення 2–20 Р в рогівці настають тимчасові зміни, при дозах 250 Р і вище можуть розвинути незворотні морфологічні порушення, що призводять до зниження і втрати чутливості рогівки.

Одним з важких наслідків опромінення очей є ураження кришталика, які завершуються променевою катарактою. Вона може виникнути після зовнішнього опромінення очей рентгенівськими або гамма-променями, нейтронним, альфа- і бета-випромінюваннями, а також при попаданні в організм радіоактивних ізотопів альфа- і бета-випромінювачів (стронцію-90, полонію-210 тощо).

Порогова доза рентгенівських і гамма-променів при місцевому опроміненні для розвитку катаракти приблизно дорівнює 15–20 Р. Зі збільшенням дози частота випадків катаракти зростає. У патогенезі променевої катаракти характерна наявність латентного періоду, який може обчислюватися тижнями і роками. Тривалість латентного

періоду обернено пропорційна дозі опромінення. У молодих особин катаракта виникає при менших дозах. З різних видів випромінювань найбільш виражену дію на очі мають нейтрони: при їхньому впливі катаракта виникає значно частіше, ніж при інших видах випромінювання. Пояснюється це значно більшою біологічною активністю нейтронів.

Відновлювальні процеси в тканинах ока і, зокрема, в кришталику, при дії радіації виражені нечітко. Зі збільшенням віку і дози опромінення можливість відновлення пошкоджених структур ока зменшується.

1.8.3. Вплив іонізуючого випромінювання на стан шкіри

Однією з ознак променевої патології у тварини, викликаної зовнішнім опроміненням, є ураження шкіри. При опроміненні в першу чергу змінюється чутливість шкіри. При місцевому опроміненні шкірна чутливість залежить від вихідного стану: при підвищеній збудливості вона знижується, при зниженій – підвищується. Зміни реакції шкірних рецепторів починають реєструватися з ділянок шкіри при місцевому опроміненні в дозі 2 Р. З підвищенням дози впливу настають морфологічні зміни рецепторних утворень шкіри.

Порушення шкірної чутливості чітко простежується при загальному опроміненні в дозах, що викликають гостру променеву хворобу. У цих випадках спостерігаються хвилеподібні зміни: в перші 1–2 доби після опромінення відзначається підвищення чутливості, потім настає період «нормалізації», за яким слідує друга хвиля підвищеної чутливості, що зазвичай збігається за часом з піком гострої променевої хвороби. У свиней у важких випадках підвищення шкірної чутливості зберігається до стану агонії.

Більш чутливі до іонізуючого випромінювання клітини базального шару епідермісу, волосяних цибулин, потових і сальних залоз. Основними проявами шкідливої дії радіації є трофічні порушення, що послаблюють процеси фізіологічної регенерації. В результаті цього припиняються і порушуються мітози, з'являються багатоядерні клітини з пікнозом або набуханням ядер, атрофія або зникнення волосяних фолікулів, часткова або повна атрофія сальних залоз, стоншення епідермісу, а іноді гіперкератоз. Гамма-опромінення в летальних дозах призводить до зниження бактерицидних властивостей шкіри і підвищеного мікробного обсіменіння.

У різних видів тварин реакція шкіри на опромінення проявляється відповідно до її структури. Наприклад, у овець відзначається

випадання шерсті, іноді до повного облісіння, у свиней – почервоніння і крововилив. Почервоніння шкіри у людини служило мірою опромінення, яку назвали шкірно-еритемною дозою.

Післяпроменеві зміни в шкірі зазвичай перебігають хвилеподібно: перша хвиля змінюється періодом згасання процесів, за яким слідує наступна хвиля розвитку біохімічних і морфологічних змін, іноді з чітко вираженими ознаками дерматиту. В подальшому шкіра стає сухою, складчастою. Терміни і ступінь прояву тієї чи іншої ознаки пошкодження шкіри залежать від дози опромінення. При летальних дозах вони виникають на 3–4-ту добу і тривають до загибелі тварини.

Особливістю реакції на опромінення шкіри овець є епіляція; у них вона виражена в найбільш демонстративній формі порівняно з іншими видами тварин. Причиною її виникнення є післяпроменеве пошкодження й атрофія волосяних фолікулів. Настає вона зазвичай з кінця першого тижня після опромінення і при сублетальних дозах носить тимчасовий характер. При виживанні овець після опромінення в летальних дозах відновлення вовняної продуктивності відбувається повільно, протягом ряду років.

Післяпроменеві зміни в шкірі тварин при місцевому опроміненні досліджувалися в експериментах. Зміни в шкірі виникають після локального опромінення в дозі 5 Гр і більше. Їх поділяють на ранні та пізні. Ранні променеві ушкодження шкіри називають *променевими опіками*. До пізніх променевих ушкоджень відносять хронічний дерматит, променевий фіброз (щільна набрякла інфільтрація шкіри); пізня променева виразка і променевий рак (саркома шкіри). Характерно для променевих уражень шкіри переважання деструктивних процесів над регенеративними. При вивченні патогенезу пізніх променевих ушкоджень шкіри було з'ясовано, що провідна роль у їх розвитку належить пошкодженню дрібних кровоносних і лімфатичних судин, порушенню мікроциркуляції в опроміненій ділянці, а також гіперкоагуляції крові. Розвиток пізніх променевих уражень шкіри відбувається приблизно в такій послідовності. У відповідь на ушкоджуючу дію іонізуючого випромінювання в шкірі розвиваються дегенеративні зміни, інтенсивність яких залежить від величини поглиненої дози випромінювання. Слідом за дегенеративними процесами в структурних елементах шкіри розвиваються склеротичні явища, особливо в кровоносних і лімфатичних судинах, що призводять до порушень мікроциркуляції та гіпоксії. Клінічні ознаки пізніх променевих ушкоджень проявляються атрофією шкіри. Вона стає сухою, тонкою, можуть бути вузлики гіперкератозу, тріщини, хворобливість. Іноді

з'являється хронічний набряк, фіброз шкіри і підшкірної клітковини. У тяжких випадках розвивається променева виразка, а іноді й рак шкіри. Особливістю променевих виразок шкіри є млявий і тривалий перебіг. Результат багато в чому залежить від ступеня променевого ушкодження підлеглих тканин. Сприятливий прогноз буває зазвичай при ураженні шкіри, що покриває м'які тканини (м'язи, жирову тканину тощо).

1.8.4. Вплив іонізуючого випромінювання на будову і функції сполучної тканини

До складу шкіри (дерми) входить пухка сполучна тканина і неоформлена щільна, що утворює сітчастий шар. Сполучна тканина була однією з перших, на яких вперше встановлено біологічну дію іонізуючих випромінювань. Уже в 1896 р. було описано зміни в шкірі, що виникають під впливом рентгенівського опромінення. Згодом було показано, що після впливу радіації змінюється клітинний склад сполучної тканини, структура еластичних і колагенових волокон. Останні розбухають, втрачають фібрилярність і в подальшому перероджуються і руйнуються. Зміни властивостей сполучнотканинних волокон зберігаються тривалий час залежно від дози впливу; при дозі 1–1,5 Гр вони реєструються протягом 20–30 діб, при вищих дозах – можуть спостерігатися роками.

Основна аморфна речовина сполучної тканини, що складається головним чином з білків і мукополісахаридів, має високу радіочутливість. При опроміненні в дозі 7–7,5 Гр вже через годину відзначається деполімеризація сахаридів, пік максимальних змін при цьому настає на 3–5-ту добу, а потім починаються відновні процеси. Дослідження обміну мукополісахаридів і полісахаридів, пов'язаних з колагеном, показують, що вміст колагену після променевого впливу знижується.

Після опромінення змінюється клітинний склад сполучної тканини. Характерним є зменшення числа молодих клітин і відносно збільшення зрілих клітин.

Для оцінки загального стану сполучної тканини використовують *віковий біохімічний показник*, який представляє коефіцієнт відношення гексозамінів до колагену (г/к), що з віком знижується. У сільськогосподарських тварин, що мали променево травму, відбувається прискорення старіння тканин і відповідно прискорене зниження показника. Динаміка зміни темпів біохімічних процесів за віковим показником чітко проявляється у молодих зростаючих тварин: відразу після опромінення в летальних дозах знижується

число молодих клітин і посилюються метаболічні реакції, властиві підвищеним процесам старіння. Ці первинні реакції змінюються нетривалим періодом нормалізації або омолодження біохімічних і функціонально-морфологічних процесів; за ним слідує інтенсивне старіння організму, яке триває до його загибелі.

Запитання для самоконтролю:

1. Які порушення визначають загибель опроміненого організму при кишковому синдромі?
2. Який вид випромінювань має найбільш виражену ушкоджуючу дію на очі?
3. Як змінюється чутливість шкіри при загальному опроміненні організму?
4. Назвіть клінічні ознаки пізніх променевих ушкоджень шкіри після локального опромінення.
5. Які складові шкіри чутливіші до дії іонізуючого випромінювання?

1.9. ПРОМЕНЕВА ХВОРОБА ТА ВІДДАЛЕНІ НАСЛІДКИ ОПРОМІНЕННЯ

1.9.1. Гостра форма променевої хвороби

Гостра променева хвороба людини розвивається при одноразовому загальному відносно рівномірному променевому впливі в дозах від 1 до 10 Гр і більше. При менших дозах (0,25–0,5 Гр) відзначають лише реакцію з боку окремих систем організму.

При нерівномірному опроміненні організму картина хвороби може змінюватися, але ураження критичних органів зберігає своє провідне значення.

За ступенем тяжкості розрізняють *легку* (1–2,5 Гр), *середню* (2,5–4 Гр), *важку* (4–10 Гр) і *вкрай важку* (понад 10 Гр) форми променевої хвороби з дуже швидким розвитком і загибеллю.

В її перебігу виділяють: 1) *період формування і відновлення*; 2) *період результатів та наслідків*.

Перший період, у свою чергу, складається з 4-х фаз: 1) первинна загальна реакція; 2) прихований перебіг (уявне благополуччя); 3) виражені клінічні прояви; 4) безпосереднє відновлення.

1. *Первинна загальна реакція* організму виникає в перші хвилини і години після загального опромінення в усіх випадках після дози

понад 2 Гр. З'являються нудота, блювота (частішають зі збільшенням дози), зникає апетит, відчувається тяжкість і біль в голові, загальна слабкість, пітливість, сонливість. Симптоми з'являються як результат подразнення нервової системи.

2. У фазі уявного благополуччя ознаки хвороби на деякий час зникають, самопочуття нормалізується. Тривалість прихованого перебігу хвороби залежить від дози радіації та з її збільшенням скорочується. При дозах опромінення 2–6 Гр його тривалість скорочується від 32 до 14 діб і менше, при дозах понад 10 Гр прихований період зникає. При важких ураженнях первинна реакція триває до 3–4 діб і практично відразу переходить в третю фазу.

3. У фазу виражених клінічних проявів самопочуття хворих різко погіршується, спостерігається випадання волосся. Змінюється клітинний склад крові: падає кількість лімфоцитів, знижується число тромбоцитів, молодих і зрілих еритроцитів.

Одне з типових проявів – *геморагічний синдром* (кровоточивість) через пошкодження стінок судин і зниження згортання крові. Розвивається синдром на 8–10-ту добу або пізніше при легкому перебігу хвороби, іноді може бути відсутнім. При вкрай важких формах загибель може настати до сформування геморагічного синдрому. Виникають точкові і більш великі крововиливи в шкіру, слизові оболонки, порожнини дихальних і травних шляхів, у внутрішні органи.

Типовий клінічний синдром гострої променевої хвороби – *автоінфекційний*, обумовлений розвитком різноманітних запальних ускладнень. Зменшення кількості лейкоцитів знижує імунітет, послаблює бактерицидні властивості крові. Збільшується проникність біологічних бар'єрів між кров'ю і тканинами, шкірою і поверхнею тіла, слизових оболонок дихальних і травних шляхів, кишечника. Великі крововиливи сприяють проникненню мікроорганізмів в кров і внутрішні органи, виникнення лихоманки і запальних ускладнень, аж до зараження крові.

Третя фаза гострої променевої хвороби триває 1–3 тижні.

4. Фаза відновлення настає за сприятливого перебігу. Поліпшується самопочуття, нормалізуються температура, сон, апетит, зникає кровоточивість. Збільшується маса тіла, відновлюється картина білої крові.

До початку 4-го місяця хвороби поновлюється ріст волосся, через 6 місяців відновлюється репродуктивна функція.

1.9.2. Хронічна променева хвороба

Хронічна променева хвороба розвивається при тривалому опроміненні організму у відносно малих дозах. При порівняно рівномірному зовнішньому або внутрішньому опроміненні (тритієм, цезієм-137) зміни системи крові й кровотворення мають хвилеподібний характер, причому довгий час зберігається можливість відновлення клітинного складу цих систем. Одночасно виявляються порушення нервової, серцево-судинної та ендокринної систем.

Хронічна форма ПХ розвивається при щоденному загальному опроміненні 0,1–0,5 сГр при досягненні сумарної дози 0,7–1 Гр. Після припинення опромінення дуже повільно йде процес відновлення.

Другий варіант хронічної ПХ виникає при тривалому локальному опроміненні або попаданні радіонуклідів з вибіркоvim накопиченням в окремих органах. При цьому загальні зміни виражені слабше, переважають місцеві.

У відповідь на вплив будь-якого шкідливого агента в організмі поряд з хворобливими змінами виникають захисні реакції, які реалізуються за участю систем підтримки гомеостазу – нервової й ендокринної. Однак в опроміненому організмі посилені захисні реакції можуть викликати зворотний ефект, посилюючи хворобу. Наприклад, підвищене виділення гормонів кори надниркових залоз є компонентом стресу як неспецифічної адаптивної реакції й підвищує опірність організму. Однак при високих дозах опромінення надлишок гормонів пригнічує кровотворення і діяльність імунної системи, що посилює тяжкість ПХ і ускладнює вихід з неї.

1.9.3. Відновлення після променевої хвороби

Одужання після променевої хвороби гострої або хронічної форми можливе за рахунок проліферації клітин кісткового мозку, що зберегли життєздатність. Клітинне оновлення йде двома шляхами – *репарації* (відновлення) і *репопуляції* (розмноження). Швидкість процесу оцінюється за величиною *періоду напіввідновлення* – часу, необхідного для поновлення кісткового мозку на 50%. Для людини він становить 25–45 діб.

Чим нижча доза радіації і коротша затримка мітозів, тим раніше починається відновлення клітинної маси, починається з вищого вихідного рівня і відбувається більш повноцінно. Тому вихідний рівень неушкоджених клітин, з якого починається репопуляція, значною мірою визначає успіх відновлення.

Порушення функції кровотворної та інших систем організму є наслідком не тільки прямих пошкоджень і загибелі клітин цих органів, а й порушення функції систем регуляції – нервової та ендокринної. При цьому знижується здатність організму пристосовуватися до умов життя, переносити екстремальні впливи, зокрема повторні опромінення.

Залежно від тяжкості променевої хвороби період відновлення займає від 2 тижнів до 1 міс. і більше. У багатьох випадках, особливо при тяжкому перебігу хвороби, повного відновлення не відбувається. Залишкові явища можуть зникнути пізніше, протягом 1,5–2 років, або зберігаються до кінця життя.

Найбільш часті і стійкі наслідки перенесеної ПХ: загальна слабкість організму, стомлюваність, нестійкість кровотворення, хвилеподібні коливання кількості лейкоцитів у крові, знижений імунітет і слабша здатність до адаптації.

1.9.4. Віддалені наслідки опромінення

Віддалені наслідки опромінення – хворобливі явища, що виникають через тривалий час (роки, десятиліття) після радіаційного впливу, є однією з найхарактерніших особливостей ПХ. До них відносяться: 1) скорочення тривалості життя; 2) виникнення лейкозів і злоякісних пухлин; 3) променева катаракта; 4) нефросклероз; 5) порушення рівноваги у функції ендокринних залоз; 6) повна або тимчасова стерильність; 7) порушення ембріонального розвитку.

Скорочення тривалості життя – найбільш загальний з віддалених ефектів опромінення. Виявлено пряму залежність між дозою радіації та ступенем укорочення життєвого циклу у лабораторних мишей, щурів – на 5,4% на кожні 4 Гр при одноразовому загальному опроміненні в нелетальній дозі. При дозі менше 2 Гр таких наслідків не спостерігалось.

У людей скорочення життєвого циклу не зазначено, зниження тривалості життя зумовлене онкологічними захворюваннями та іншими видами патологій.

Злоякісні новоутворення під впливом опромінення можуть виникати практично у всіх органах. Найчастіше спостерігалися лейкози, пухлини молочної залози, яєчників, шлунка і легень (в результаті загального променевого впливу), а також пухлини шкіри і кісток – після місцевого опромінення, відповідно зовнішнього чи внутрішнього. Практично при всіх видах пухлин променевого походження реєструється поріг дії радіації. При виникненні остеосарком пороговою є доза

внутрішнього опромінення (за рахунок стронцію і радю) близько 10 Гр, при впливі плутонію-239 порогова доза істотно нижча – 0,6–0,7 Гр.

Частота лейкозів прямо залежить від дози радіації. У діапазоні доз 3–15 Гр на кожен 1 Гр припадає збільшення захворюваності на 50 випадків (на 1 млн осіб) на рік.

Із ракових пухлин в експерименті найбільш вивчений рак молочної залози – гормонозалежного органа, в розвитку пухлини поряд з радіаційним фактором важливу роль відіграє стан ендокринної рівноваги, яка завжди порушується під впливом опромінення.

Пухлини яєчника закономірно виникають при дозах радіації вище порога, що становить 0,35 Гр при одноразовому опроміненні і 0,9 Гр при хронічному (у мишей в експерименті).

Рак легенів розвивається при тривалому вдиханні радіоактивного пилу чи газоподібних радіоактивних речовин (радону, торону). Рак шкіри та підшкірної клітковини може розвиватися в умовах тривалого впливу м'якого рентгенівського випромінювання і потоків електронів. У сучасних умовах рак шкіри іноді спостерігається через 18–25 років після інтенсивної променевої терапії в зоні дії радіації. Особливо велика канцерогенна дія у нейтронного випромінювання. В експерименті вихід пухлин досягає 30–45%.

Катаракта (помутніння кришталіка) – типовий віддалений наслідок загального опромінення організму або місцевого опромінення ділянки очей і кришталіка. Мінімальна порогова доза рентгенівських променів при загальному одноразовому впливі – 2 Гр. У міру збільшення тривалості опромінення порогова доза зростає, а частота виникнення катаракти знижується, що свідчить про наявність відновного процесу. Тривалість прихованого періоду зростає з віком. Особливо часто катаракти виникають при тривалому нейтронному опроміненні, ВБЕ нейтронів щодо катаракт становить від 4,5 до 9.

Нефросклероз розвивається в результаті пошкодження ниркової тканини і судин нирок при виведенні радіонуклідів з організму. При цьому зруйновані ділянки ниркової тканини заміщуються сполучною, позбавленою функціональної активності. Поширеним наслідком нефросклерозу є стійке підвищення артеріального тиску.

Віддалені наслідки опромінення зазвичай розглядають як прояв *прискороеного старіння*, ознаки якого – катаракти, склероз судин, посивіння і випадання волосся, ослаблення еластичних властивостей шкіри. «Радіаційне» старіння є наслідком ушкодження клітин в органах, які слабо відновлюються, – печінці, нирках, кістковій тканині. В них виникають точкові мутації й аберації хромосом, накопичуються і зумовлюють функціональну неповноцінність органів і всього організму.

У клітинах тканин, які активно оновлюються, також нерідко виникають різні генетичні аномалії, які зменшують їхню життєздатність і повноцінність. Безсумнівне значення мають порушення нейроендокринної регуляції, особливо якщо вони набувають хронічного характеру. При цьому істотно зменшуються пристосувальні можливості організму.

Внутрішньоутробне опромінення є надзвичайно небезпечним і може викликати загибель плода, його мимовільне розсмоктування, викидень, передчасні пологи, різноманітні каліцтва й аномалії внутрішніх органів. Радіочутливість плода тим вища, чим ближче до початку вагітності момент опромінення. У ембріона людини найбільш грубі ушкодження виникають при впливі радіації в перші 40 діб після зачаття.

Опромінення ембріона на ранніх стадіях його розвитку зазвичай закінчується внутрішньоутробною загибеллю плода, в середній третині вагітності – частіше призводить до каліцтва, в останній третині – до променевої хвороби новонародженого. Найчастіші каліцтва у дітей – мікроцефалія, гідроцефалія, аномалії розвитку серця (вроджені вади), затримка розумового і фізичного розвитку. Порогова доза для виникнення мікроцефалії – 0,5–2 Гр.

Пологи у матерів, які перенесли опромінення під час вагітності, перебігають важко з огляду на слабкість родової діяльності та численні ускладнення. Діти, опромінені внутрішньоутробно, через слабкість імунної системи наражаються на підвищену небезпеку захворювання лейкозами, важче переносять дитячі інфекційні хвороби.

Генетичні ефекти радіації. Радіація викликає одні й ті самі види пошкоджень генетичного апарату (домінантні і рецесивні генні мутації, хромосомні аберації) в соматичних і генеративних клітинах організму. Домінантні генеративні мутації (хромосомні аберації) призводять до скорочення народжуваності і зачаття в першому поколінні за рахунок загибелі частини ембріонів. Рецесивні мутації (пошкодження окремих генів) проявляються в наступних поколіннях, ймовірність їх прояву зростає зі збільшенням числа опромінених особин в популяції.

Мірою генетичної дії радіації є доза, що подвоює частоту мутацій. Орієнтовна доза для подвоювання лейкозів – 0,5 Гр, для інших мутацій у людини – 1 Гр. У людини як біологічного виду мутації виявляють тенденцію до накопичення, оскільки людина живе в соціумі, де не відбувається природний відбір. Будь-яке збільшення швидкості мутації шкідливе і небажане, тому що призводить до зниження загального рівня здоров'я і ослаблення генофонду нації.

Запитання для самоконтролю:

1. За яких умов опромінення розвивається променева хвороба гострої і хронічної форми?
2. Назвіть фази перебігу гострої променевої хвороби.
3. Поясніть виникнення геморагічного, аутоінфекційного синдромів.
4. Від чого залежить відновлення організму після гострої променевої хвороби?
5. Назвіть основні прояви віддалених наслідків після опромінення організму.

1.10. БІОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ОПРОМІНЕННЯ ОРГАНІЗМІВ МАЛИМИ ДОЗАМИ

1.10.1. Визначення малих доз радіації

Малі дози – це дози, що у 5–10 разів перевищують природний радіаційний фон, з одного боку, і приблизно в 100 разів менші, ніж летальні, – з іншого. Таким чином, стосовно людини малі дози – це 4–5 рад (0,04–0,05 Гр) при одноразовому опроміненні.

Однак можливе й інше, фізичне визначення поняття «малі дози радіації», що виходить з уявлень мікродозиметрії і теорії треків. Згідно з цим визначенням, до малих слід віднести дози радіації, при яких ділянку клітинного ядра перетинає один трек іонізуючої частинки. З огляду на відмінності між видами іонізуючої радіації за значеннями ЛПЕ, приходимо до висновку, що дози цих випромінювань, що відповідають таким визначенням діапазону малих доз, зазнають суттєвих змін – від 10^{-2} рад для рентгенівських і гамма-променів до 1 рад для нейтронів і 100 рад для альфа-променів.

Оцінюючи біологічні наслідки (ефекти) опромінення організмів, зручно ділити їх на летальні, що виникають у результаті дії випромінювання у великих дозах, і нелетальні (сублетальні), які виникають під впливом іонізуючих випромінювань у малих і середніх дозах.

1.10.2. Закономірності біологічного впливу малих доз радіації

На відміну від ефектів гострого опромінення в летальних дозах, біологічна відповідь на опромінення в нелетальних дозах, оцінювана за субклінічними показниками, має немонотонний характер, у разі графічного зображення має S-подібний вигляд. У певному

діапазоні доз спостерігаються ефекти стимуляції, а не ушкодження або пригнічення таких процесів, як, наприклад, клітинний поділ, ріст і розвиток організмів. На рис. 1 наведена схема послідовної зміни ефектів, викликаних зовнішнім загальним одноразовим опроміненням організмів у сублетальних дозах.

Слід зазначити, що експериментальні дані про фазову, немонотонну залежність біологічних ефектів від дози опромінення в діапазоні малих доз суперечать лінійній концепції, офіційно прийнятій

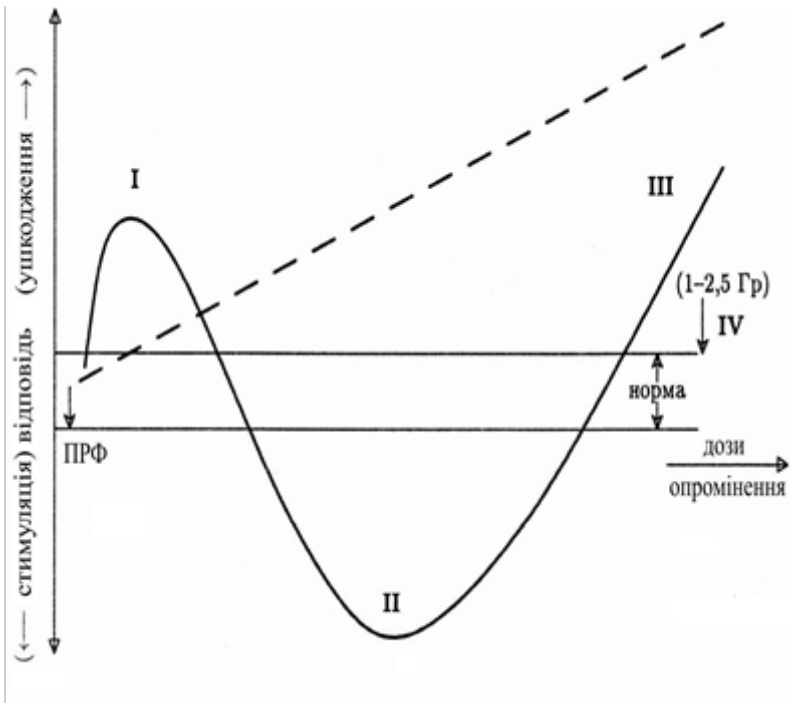


Рисунок 1. Біологічні ефекти опромінення організмів у сублетальних дозах (за Кудряшовим Ю. Б.):

ПРФ – ультрамалі дози природного радіаційного фону; I – ефекти опромінення в надмалих дозах, феномен гіперрадіочутливості; II – ефекти опромінення в малих дозах, що викликають стимуляцію біологічних процесів – гормезис; III – розвиток структурно-функціональних ушкоджень унаслідок опромінення середніми сублетальними дозами; IV – умовна межа між великими й середніми дозами для ссавців становить ~ 1–1,25 Гр (пунктиром позначена лінійна екстраполяція з області високих доз).

у 1978 р. Міжнародною комісією захисту від радіоактивного випромінювання (МКЗР) і Науковим комітетом з дії атомної радіації (НКДАР) ООН. Екстраполяція з області великих доз, здійснювана на основі згаданої гіпотетичної лінійної концепції, виявляє явну розбіжність теоретичної залежності «малі дози – гіпотетична лінійна відповідь» з реальними фактами синусоїдальної залежності відповіді біологічних об'єктів і систем на опромінення в малих дозах.

Числові фізичні величини діапазону малих доз для різних організмів дуже розрізняються. Для ссавців умовна межа між летальними й сублетальними дозами знаходиться в межах 1–2,5 Гр для зовнішнього однократного опромінення. Для інших таксономічних груп організмів залежно від їх радіочутливості ця межа може значно відрізнятися (навіть на кілька порядків) від згаданої. Однак нелінійна залежність радіобіологічних змін від дози опромінення й часу після опромінення – характерна ознака динаміки ефектів опромінення в малих дозах. Узагальнення великої кількості експериментального матеріалу показало, що численні й найрізноманітніші біологічні параметри клітин і тканин тварин, хронічно опромінених у малих дозах, виявляють нелінійний, немонотонний характер залежності «час – ефект» і «доза – ефект», а фазові зміни метаболізму як функції часу й дози – це загальнобіологічне явище, яке відображає залучення різних засобів підтримки гомеостазу.

Для найвищих значень сублетальних доз ще існує пряма залежність відповіді (розміру ушкодження) від величини дози опромінення. Можна виділити таку ділянку кривої в області середніх сублетальних доз (або інакше – проміжних – між великими й малими дозами опромінення). Окрема немонотонна частина кривої належить до ділянки малих доз. Вона має два протилежно спрямовані максимуми: власне малі дози, що викликають гормезис – стимуляцію життєвих процесів, і «надмалі» дози – сплеск ушкоджень, що відповідає ефекту гіперрадіочутливості.

Природний радіаційний фон (ПРФ) показаний на схемі як початкова точка відліку радіобіологічних змін. Питання про те, яке значення для життя на нашій планеті має постійний вплив випромінювань із ультрамалими потужностями доз (10–15 мкр/год) або опромінення (~ 1 мЗв/рік) за рахунок ПРФ, довгий час залишалося не вивченим. На підставі екстраполяції від великих, летальних доз до фонового випромінювання висувалися лише припущення, що ПРФ являє собою нижчий рівень збитку, якого завдають іонізуючі випромінювання організму, наприклад, спонтанна захворюваність раком, спадкові й інші

хвороби, що зустрічаються звичайно без додаткового опромінення. Однак у ході експериментальних досліджень із вищими тваринами й рослинами в умовах абсолютного захисту організмів від зовнішнього й внутрішнього ПРФ (внутрішнього опромінення за рахунок природного ендогенного радіонукліда ^{40}K) виявлялося значне (більш ніж удвічі) пригнічення життєвих процесів.

Однократне опромінення клітин ссавців у надмалих дозах – від вихідної «нульової» відмітки ПРФ до $\sim 5\text{--}20$ сГр спричиняє ефект *гіперрадіочутливості*, оцінюваний за біохімічними (порушення окисно-відновного гомеостазу) і цитогенетичними показниками (аберації хромосом, вихід клітин з мікроядрами, злаякісна трансформація й ін.), які за більш високих доз опромінення пов'язані з життєздатністю клітин. У наш час цей феномен показаний більше ніж на трьох десятках ліній клітин ссавців, а також у експериментах на багатоклітинних організмах.

Як приклад гіперрадіочутливості, що проявляється в тканинах опромінених організмів, можна привести дані з робіт О. Б. Бурлакової. Дослідниця виявила, що вже за незначного (на 1–3 порядки) перевищення ПРФ за умови загального однократного опромінення в діапазоні надмалих доз спостерігається характерний «дзвоноподібний» за формою кривої сплеск оксидаційних змін у ліпідах. Виявлені зміни одержали назву ефекту надмалих доз, або «ефекту дзвона». Показано, що в основі його лежать порушення конкурентних відносин між про- і антиоксидантами в окисно-відновному гомеостазі, що виникають унаслідок опромінення у надмалих дозах у клітинах і тканинах тварин і рослин, поодиноких клітинах та біологічних мембранах. Ці зміни спостерігаються як у разі короткочасного, так і пролонгованого опромінення у надмалих дозах.

В останні роки з'явилися роботи, що дозволяють детальніше характеризувати природу «ефекту дзвона» в організмах, опромінених у надмалих дозах: спостережувані зміни рівнів умісту активних форм кисню, продуктів перекисного окиснення ліпідів й антиоксидантів у тварин, опромінених у надмалих дозах, характерні для неспецифічних реакцій живих систем на слабкі впливи. Таким чином, зміни внутрішньоклітинних структур, а також вмісту біологічно активних речовин, що беруть участь у механізмах реалізації первинних реакцій оксидаційного стресу, спостерігаються після опромінення в дуже незначних дозах і відображають асинхронність конкурентних процесів ушкодження й репарації, окиснення й відновлення.

1.10.3. Радіаційний гормезис

Гормезис – це неспецифічний ефект впливу на живі організми в малих дозах (концентраціях), що викликає зміни, діаметрально протилежні ушкоджуючим ефектам у результаті впливу великих доз радіації. Термін «гормезис» уперше з'явився в наукових публікаціях в 1942 р. під час опису стимуляції клітинного поділу й росту грибка під впливом антибіотика в малих концентраціях, тоді як у великих концентраціях антибіотик пригнічував ростові процеси.

Незабаром після відкриття іонізуючого випромінювання В. К. Рентгеном стали з'являтися окремі повідомлення, у яких поряд із пошкоджуючим впливом великих доз радіації іноді траплялися випадки стимулюючих ефектів після опромінення біологічних об'єктів у малих дозах. В 1980 р. вийшла монографія Т. Д. Люкі, у якій автор узагальнив теоретичні дані й навіть результати власних експериментів щодо біологічного ефекту іонізуючих випромінювань у малих дозах, які на відміну від впливу великих, ушкоджуючих доз, виявляють діаметрально протилежну, стимулюючу дію на ріст, розвиток і життєдіяльність клітин і багатоклітинних організмів. Такі відповідні реакції на опромінення в малих дозах були об'єднані автором за назвою «радіаційний гормезис». Опромінення в малих дозах викликають неспецифічну відповідь, а один із її проявів – гормезис – аналогічний стадії адаптації стресової реакції.

Опромінення курячих яєць в дозах 0,14–2,9 рад в інкубаторах збільшувало виводимість курчат на 3–6%. Серед курчат, які вилупилися, відхід в опроміненіх партіях був на 2,1% менший, ніж в контрольних. Несучість курей, вирощених з опроміненіх яєць, зросла на 7–15%. За припущенням дослідників, опромінення в малих дозах надавало стимулюючий ефект на гормони гіпофіза, що і привело до суттєвого підвищення несучості курей.

Передпосівне опромінення насіння сільськогосподарських культур в дозах порядку одиниць і десятків грей (5–50 Гр) прискорює проростання насіння на 1–2 тижні (і за рахунок цього прискорює дозрівання культур, вкорочує вегетаційний період, що в ряді випадків дуже важливо), збільшує врожайність культур на 19–20% і більше. Правда, не у всіх рослин спостерігається подібне явище, але воно досить поширене в рослинному світі.

Схожий ефект, але при використанні суттєво менших доз, зафіксований і при опроміненні вегетуючих рослин: збільшується кількість додаткових пагонів за рахунок пробудження бруньок, при опроміненні живців посилюється утворення коренів, збільшується маса надземної

частини рослин і плодів тощо. У зонах підвищеного радіаційного фону спостерігається рясніше цвітіння і плодоношення сільськогосподарських культур. Іноді рослини розквітають вдруге за одну вегетацію.

Радіація стимулює далеко не всі життєві процеси, а тільки ті, які піддаються регулюванню, змінюються етапно в процесі життєдіяльності. Це швидкість поділу клітин, синтез ДНК, РНК і білків, інтенсивність дихання тощо. Очевидно, радіація впливає на внутрішньоклітинні механізми управління цими процесами і в малих дозах їх стимулює. В якості таких стимуляторів можуть бути надмалі дози радіотоксинів – біологічно активних речовин, що утворюються під впливом радіації в результаті окислення фенолів (хіноїдні радіотоксини) і ненасичених жирних кислот (ліпідні радіотоксини).

У той же час інша група життєвих процесів перебігає в клітинах при опроміненні за законом «все або нічого». Наприклад, виникнення мутацій, хромосомних аберацій, загибель клітин і т.п. Такі процеси виникають або не виникають при опроміненні. Зі збільшенням дози збільшується не сам процес, а кількість клітин, в яких цей процес розвивається. Всі ці процеси викликані прямим або непрямим променевим пошкодженням унікальних клітинних структур, передусім їх генетичного апарату. Радіаційна стимуляція роботи генетичного апарату ніколи не спостерігалася.

Розуміння такої важливої відмінності між фізіологічними (які піддаються радіаційній стимуляції) і генетичними (які не стимулюються при опроміненні) процесами дуже важливо, тому що дозволяє точно обмежити сферу застосування радіаційної стимуляції та оцінити її.

1.10.4. Радіаційно-індукована адаптивна відповідь

На відміну від дії іонізуючих випромінювань у великих дозах, опромінення в малих, нелетальних дозах у певних діапазонах має здатність викликати індуковану резистентність – підвищення стійкості біологічних об'єктів до екстремальних радіаційних впливів, внаслідок чого виявляється обернена залежність біологічних змін від потужності доз опромінення.

Радіаційно-індукована адаптивна відповідь («радіоадаптивна відповідь») – це реакція біологічних об'єктів, яка полягає в тому, що після дії випромінювання в малій адаптивній дозі D1 у разі повторного опромінення через певний інтервал часу у вищій дозі D2 радіобіологічний ефект від останньої знижується; іншими словами, опромінення в малій дозі в певному інтервалі доз може обумовлювати стан підвищеної радіостійкості.

Особливістю радіоадаптивної відповіді зазвичай є багаторазові розходження у величинах D1 і D2 (відповідно адаптивної і проявної) доз опромінення, а також фіксовані інтервали часу між двома експозиціями (наприклад, для мишей і щурів – 2 тижні, для клітин ссавців – 4–6 год).

Радіоадаптивна відповідь виявлена у разі опромінення рослинних і тваринних організмів, а також у дослідях на лімфоцитах людини, миші й кролика, фібробластах китайського хом'ячка, клітинах кісткового мозку і сперматоцитах мишей. У разі адаптивної відповіді можна досягти 50–60 % зниження кількості генних, хромосомних мутацій або інших порушень геному, а також інших проявів ураження біологічних об'єктів. Найбільш загальним, інтегральним критерієм адаптивної відповіді в експериментах на тваринах є зміна показників їх виживаності після повторного впливу рентгенівського або γ -випромінювання.

Виявлено також, що не тільки іонізуюче випромінювання в малих дозах, але й інші фізичні або хімічні впливи низької інтенсивності здатні «відстрочено» викликати підвищення стійкості біологічних об'єктів до наступної потужнішої екстремальної дії, тобто можна говорити про існування більше загального феномена адаптивної відповіді.

Усе це ще раз підтверджує висновок про неспецифічний стресовий характер ефектів дії малих доз іонізуючих випромінювань.

У випадку радіаційного впливу в нелетальних малих дозах хронічне опромінення може мати сильніший ефект порівняно з тією ж дозою, отриманою за умови короткочасного опромінення більшої потужності.

Опис біологічних ефектів опромінення в малих дозах і за низької інтенсивності дозволяє зробити висновок, що галузь знань про них являє собою самостійний розділ сучасної радіобіології, що набуває швидкого розвитку. Незважаючи на те, що проблемі опромінення в малих дозах присвячено вже велику кількість публікацій і фундаментальних досліджень, все-таки питання про механізми формування й прояв спричинених ефектів часто залишається ще на рівні гіпотез і припущень.

У першу чергу під дією радіації в малих дозах ушкоджуються не ДНК, а клітинні мембрани, і в цьому полягає принципова відмінність ефектів, обумовлених опроміненням у малих дозах порівняно з великими.

Запитання для самоконтролю:

1. Які дози радіації вважаються малими?
2. Які чинники обумовлюють формування природного радіаційного фону Землі?
3. Наведіть приклади радіаційного гормезису.
4. Поясніть сутність радіоадаптивної відповіді.
5. Назвіть принципові відмінності ефектів опромінення у малих дозах порівняно з великими.

1.11 НАДХОДЖЕННЯ І НАГРОМАДЖЕННЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ В ОРГАНІЗМІ

1.11.1. Шляхи надходження радіоактивних речовин в організм

Радіоактивні речовини можуть надходити в організм через органи дихання, травний тракт, шкіру. У разі аварійних ситуацій та у надзвичайній обстановці можливе проникнення радіонуклідів через подряпини, рани й опікову поверхню.

Найнебезпечнішим є інгаляційний шлях, а найскладніша форма радіоактивних речовин, які надходять через дихальну систему, – радіоактивні аерозолі. Зовнішнє опромінення від них порівняно із внутрішнім зовсім незначне. Але в процесі дихання аерозольні частинки разом з повітрям через трахею й бронхи потрапляють у альвеолярні тканини, а звідти – у лімфатичну систему й кров. Існує думка, що 50–75 % всіх частинок, які вдихаються, затримується в дихальних шляхах. Критичним органом у такому випадку є дихальна система, насамперед легені.

На формування дози значно впливають такі фактори, як розмір частинок, швидкість їх виведення з легеневої тканини, вид та енергія іонізуючих випромінювань, розподіл радіоактивності по частинках різного розміру, характер розподілу осілих аерозольних частинок по ділянках органів дихання тощо. Все це створює значні труднощі під час безпосереднього визначення поглиненої дози опромінення від аерозолів. Із цієї причини дозиметрія радіоактивних аерозолів фактично зводиться до їх радіометрії, головне завдання якої – визначити активну концентрацію аерозолів у повітрі.

Знаючи об'єм повітря, спожитого за одиницю часу (людина, наприклад, вдихає й видихає за добу в середньому 20 тис. л), кон-

центрацію радіоактивних аерозолів у повітрі, ступінь їх відкладення в легенях, природу радіоактивності, можна оцінити дозу внутрішнього опромінення, сформовану за цих умов.

Варто зазначити, що кількість радіоактивних речовин, що надійшли в організм з повітрям, а отже, формування дози аерального опромінення, суттєве лише в період випадання радіоактивних опадів. Надалі основним фактором, що визначає дозу внутрішнього опромінення, є забруднені радіонуклідами їжа й вода. У цьому випадку формування дози в кожному органі, у кожній ділянці тканини визначає накопичення і швидкість виведення радіонуклідів. І знову-таки доза внутрішнього опромінення буде залежати від хімічної форми радіонукліда, виду його хімічної сполуки та інших факторів.

Надходження радіоактивних речовин у шлунково-кишковий тракт (ШКТ) відбувається з їжею й водою. Потрапивши у зовнішнє середовище, радіонукліди можуть харчовими біологічними ланцюгами надходити в організм людини. Тому джерело і спосіб надходження радіоактивних речовин у ШКТ і їх просування в цілому таке ж, як і звичайних хімічних речовин, що містяться в харчових продуктах. На процеси всмоктування радіонуклідів із ШКТ істотно впливають кислотність середовища, фізико-хімічний склад сполук, стан травного тракту. Для кількісної оцінки всмоктування радіоактивної речовини із ШКТ у кров і лімфу використовують величину, яка називається *коєфіцієнтом резорбції*, або *всмоктування*. Це – відсоток радіонукліда, виявлений в організмі за певний час спостереження у співвідношенні до вихідної кількості.

Лужні метали в іонній формі всмоктуються в ШКТ дуже швидко. Погано резорбуються радіонукліди, які в кишечнику утворюють важкорозчинні комплекси, мікроколоїди й нерозчинні солі. Велике значення для всмоктування радіонуклідів мають стабільні ізотопи: Fe, Ca, Zn, Co та ін. Так, зі збільшенням у їжі концентрації стабільних Fe, Ca, Zn й Co зменшується резорбція в кишечнику ^{59}Fe , ^{45}Ca , ^{65}Zn , ^{60}Co . Їжа, багата кальцієм, знижує резорбцію ^{90}Sr у кишечнику й зменшує ступінь відкладення його в кістці. Однак стабільні ізотопи деяких лужноземельних елементів, що містяться в їжі, не впливають істотно на всмоктування радію й барію.

На всмоктування радіоактивних речовин впливає також характер їжі й швидкість просування її по кишечнику. Надходження стронцію з молоком, наприклад, значно збільшує його всмоктування в організмі. Резорбція радіонукліда в кишечнику залежить також від віку. У молодому організмі, який росте, більше всмоктується радіоактивного

стронцію, ніж у дорослому. Це пов'язано з підвищеними потребами організму в мінеральних солях, необхідних для побудови кістяка. На ступінь всмоктування радіонукліда також впливає кількість речовини в одиницях активності, особливо у разі повторного й постійного надходження в організм.

Крім наведених факторів, які впливають на резорбцію радіонуклідів, велике значення має вихідний функціональний стан організму (центральної нервової системи, вегетативних відділів і нейроендокринної системи). Збудження нервової системи спричиняє підвищення всмоктування радіонуклідів в організмі, гальмування різко сповільнює цей процес. Частина радіоактивних речовин після всмоктування в кров і лімфу поширюється по організмі, а решта радіонуклідів, що залишилася, через якийсь час виводиться з кишечника. За час проходження по ШКТ радіоактивні речовини постійно опромінюють стінки кишечника. Таким чином, у разі перорального надходження радіоактивних речовин окремі ділянки ШКТ можуть одержувати значну дозу опромінення, і в деяких випадках ШКТ стає критичним органом.

Донедавна багато дослідників недооцінювали шлях надходження радіоактивних речовин в організм через шкіру. В ході експериментів на тваринах і клінічних спостережень було встановлено, що більшість радіонуклідів може проникати через ушкоджену шкіру.

Незважаючи на те що у разі надходження речовин через шкіру визначальними є закономірності клітинної проникності, існує ряд специфічних особливостей. Проникнення радіонуклідів крім клітинних шарів відбувається через міжклітинні з'єднання клітин шкіри. Варто також підкреслити винятково складну гістологічну структуру шкіри, наявність сальних і потових залоз, волосяних фолікулів, які визначають специфіку шкірної проникності. За наявності на шкірі механічних, хімічних або термічних ушкоджень (саден, тріщин, подряпин, ран) ступінь проникності радіонуклідів на цій ділянці різко зростає. Це пояснюється тим, що визначальну роль у бар'єрній функції шкіри відіграє роговий шар епідермісу. У випадку ушкодження або видалення рогового шару радіоактивні речовини можуть вільно проникати в нижчі шари шкіри й кров.

На всмоктування радіонуклідів через шкіру істотно впливає зовнішня температура. З підвищенням температури відбувається розширення кровоносних судин шкіри, розкриття сальних і потових залоз, що покращує всмоктування радіонуклідів. Для всмоктування через шкіру радіоактивних речовин з повітря важливе значення

мають тиск пари й відкладення речовини на поверхні шкіри. Проникнення радіоактивних речовин залежить також від фізико-хімічних властивостей сполук, рН середовища, розчинності у воді, жирах і фізіологічного стану шкіри. Жиророзчинні сполуки можуть швидко й у більших кількостях всмоктуватися, швидкість їх проникнення цілком порівнянна зі швидкістю всмоктування через травний тракт.

У процесі надходження радіоактивних речовин через шкіру відбувається опромінення як самої шкіри, так і внутрішніх органів. Найчутливішим до дії радіонуклідів є базальний шар шкіри, де перебувають ростові клітини епідермісу.

1.11.2. Небезпека інкорпорованих «гарячих» частинок

Особливо небезпечними радіонукліди стають у випадку їх проникнення в організм у вигляді «гарячих» частинок. До таких належать аерозолі мікронного й субмікронного розмірів, радіоактивність яких на кілька порядків вища, ніж середня активність частинок відповідних параметрів. Зазвичай це частинки реакторного палива, які містять відпрацьовані продукти поділу урану, високорадіоактивні частинки, які утворилися внаслідок атомних вибухів.

Радіоактивність «гарячих» частинок дуже висока. Потрапляючи в організм, частинка розміром 1 мкм може утворювати в радіусі 50 мкм дозове поле потужністю до кількох десятків греїв на добу, призводячи до загибелі і різних змін у будові тисяч клітин.

З рослинними кормами «гарячі» частинки потрапляють у організм сільськогосподарських тварин і людини. Але особливо небезпечним шляхом їх проникнення є інгаляційний, можливий не тільки в період радіоактивних опадів, але й під час вторинного вітрового підняття. Якщо за перорального надходження більшість «гарячих» частинок виводиться з організму через травний канал, то у разі інгаляційного вони закріплюються в альвеолах і через недостатню розчинність виводяться дуже повільно. Перебуваючи в організмі, «гарячі» частинки утворюють зони дуже інтенсивного опромінення тканин, спричиняючи локальну загибель досить великих груп клітин, їх ушкодження, різні перетворення аж до трансформації в злоякісні пухлини.

Вважають, що за звичайних умов кількість «гарячих» частинок у навколишньому середовищі, зокрема в атмосфері, дуже мала – одна на десятки й тисячі кубічних метрів повітря. Але після ядерних вибухів у атмосфері, викидів радіоактивності внаслідок деяких видів радіаційних аварій на підприємствах ЯПЦ їх кількість у різних ком-

понентах навколишнього середовища значно зростає. При цьому вони можуть поширюватися на досить великі відстані. Так, паливні частинки чорнобильського походження були виявлені в багатьох державах Європи – Австрії, Болгарії, Греції, Німеччині, Норвегії, Польщі, Румунії, Швейцарії та ін.

1.11.3. Кінетика обміну, поширення і виведення радіонуклідів

Надійшовши в організм, радіоактивні речовини всмоктуються в кров і лімфу й транспортуються по різних органах і тканинах. Знання закономірностей поширення, особливостей обміну й депонування радіонуклідів, їх перерозподілу в організмі має надзвичайно важливе значення, тому що дає уявлення про переважне променеве ураження тих або інших органів, дозволяє зрозуміти механізм дії радіонукліда, встановити критичний орган, оцінити ступінь опромінення критичного органа й зробити висновок або прогноз щодо динаміки ураження.

У ході оцінки величини депонування варто розрізняти *концентрацію* й *вміст* радіонуклідів в органах і тканинах. Концентрація характеризує питому радіоактивність масової частки органа. Одиницею вимірювання є одне ядерне перетворення за секунду, або бекерель (Бк). Крім того, концентрація може бути виражена у відсотках введеної кількості. Вміст – це абсолютна радіоактивність у цілому органі. У разі постійного надходження радіоактивних речовин з їжею в організмі або окремому органі щодня накопичується певна частка кількості, що надійшла за певний період часу. Такий процес хронічного накопичення радіонуклідів в організмі характеризує *кратність накопичення*, тобто величину, що вказує, у скільки разів вміст радіонуклідів в організмі або органі перевищує введenu добову дозу. Так, якщо до кінця спостереження в організмі міститься 150% добового надходження, то кратність накопичення буде дорівнювати 1,5.

Поширення радіоактивних речовин в організмі може бути різним. Радіоактивні й стабільні ізотопи одного й того ж елемента, маючи однакові хімічні й фізичні властивості, відкладаються в організмі однотипно. Однак, якщо одні радіонукліди розповсюджуються в організмі рівномірно по всіх органах і тканинах, інші виявляють тропність до певних органів. Орган, у якому переважно накопичуються радіонукліди і який найінтенсивніше опромінюється, називають критичним.

Існує поняття «коефіцієнт відкладення» радіоактивної речовини. Це частка радіонукліда, що надійшла із крові в даний орган. Якщо радіонуклід всмоктуються через кишечник, то через 5–10 хв після введення він надходить у кров і лімфу. Концентрація його в крові

залежить від вихідної кількості, швидкості резорбції й швидкості виділення з організму. Кров – активне середовище, що взаємодіє з радіонуклідами, утворюючи розчинні й нерозчинні комплекси. Тому в органи й тканини радіонукліди можуть надходити як у вільному стані, так і у вигляді радіоколоїдів.

Усі радіонукліди за характером свого поширення у організмі умовно ділять на чотири групи:

1. Остеотропні – ^{32}P , ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{95}Zr , ^{140}Ba , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{239}Pu (цитрат).
2. Переважно накопичуються в органах з ретикулоендотеліальною тканиною – ^{140}La , ^{144}Ce , ^{147}Pm , ^{227}Ac , ^{239}Th , ^{239}Pu (нітрат).
3. Специфічно беруть участь в обміні речовин і вибірково накопичуються в окремих органах і тканинах: ^{131}I (у щитоподібній залозі), ^{59}Fe (в еритроцитах), ^{65}Zn (у підшлунковій залозі), ^{99}Mo (у райдужній оболонці ока).
4. Рівномірно розподіляються по всіх органах і тканинах: ^3H , ^{40}K , ^{86}Rb , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{137}Cs .

Характер локалізації радіоактивних речовин в організмі не є незмінним. Існує цілий ряд факторів, які можуть істотно змінювати характер поширення радіонуклідів. Локалізація радіонуклідів в організмі обумовлена їх хімічними властивостями, здатністю утворювати колоїди й легко гідролізуватися.

Існує певний зв'язок між валентністю елементів та їх міграцією в організмі. Автор установив, що одновалентні катіони (Li, Na, K, Rb й Cs) рівномірно поширюються в організмі, двовалентні (Be, Ca, Sr, Ba й Ra) переважно накопичуються в кістках, три- і чотиривалентні катіони (La, Ce, Pm, Hf, Th, Am) – у печінці, п'яти-, шести- і семивалентні елементи (F, Cl, Br, Te, Nb, Sb, Po) – в нирках або розподіляються рівномірно.

Первинний тип розподілу радіонуклідів в організмі може змінюватися, оскільки згодом внаслідок обміну відбувається їх перерозподіл. Деякі органи стабільно втримують на тривалий строк радіонукліди, інші відносно швидко вивільняються від них.

На характер розподілу радіонуклідів впливає їх вагова кількість. Так, з додаванням стабільного ітрію до незначних кількостей радіоактивного ^{90}Y змінюється характер його розподілу: з остеотропного він стає гепатотропним. Розподіл радіонуклідів в організмі залежить від pH середовища. З підвищенням pH відкладення ^{231}Pu й ^{144}Ce в органах, багатих на ретикулоендотеліальні клітини, значно збільшується, а в нирках і кістках – зменшується.

В умовах хронічного надходження радіонуклідів в організм спостерігається поступове накопичення ізотопів в органах і тканинах. Через певний час залежно від швидкості обмінних процесів, періоду напіврозпаду, ефективного періоду напіввиведення настає рівноважний стан, коли, незважаючи на щодобове введення радіонукліда, вміст його в організмі залишається постійним. Це пов'язано з тим, що кількість радіонуклідів, які щодоби надходять в організм, стає рівна кількості, що виводиться з організму в результаті обміну й фізичного розпаду. Рівноважний стан ізотопів в організмі може зберігатися за умови сталості швидкості обмінних процесів. Фактори, що впливають на обмінні процеси, можуть порушити рівноважний стан. Так, з віком у щурів може змінюватися рівноважний рівень вмісту ^{90}Sr у кістках у результаті зміни інтенсивності мінерального обміну. Рівноважний стан може бути порушений внаслідок зміни величини й ритму надходження ізотопу, а також у разі порушення структури й функції органа у результаті променевого ушкодження. Розподіл радіонуклідів усередині одного і того ж органа може бути нерівномірним.

Установлено, що ^{90}Sr й ^{226}Ra у разі однократного введення в організм концентруються в певних ділянках кістяка, а саме: у зростаючій частині трубчастих кісток – метафізах й епіфізах. Під час інгаляції ^{239}Pu нерівномірно розподіляється в тканині легень. Навколо бронхів спостерігаються осередкові скупчення ^{239}Pu , такі ж скупчення виявлені в лімфатичних вузлах середостіння, у стінці альвеол та альвеолярних макрофагів. У разі введення ^{131}I також спостерігається нерівномірний розподіл його в мікроструктурних елементах щитоподібної залози. Мікророзподіл радіонуклідів має важливе значення в тканинній дозиметрії для оцінки потужності тканинної дози, а також певною мірою може допомогти в з'ясуванні патогенезу променевого ураження окремих органів і систем. Органи з підвищеним вмістом радіонуклідів одержуватимуть більшу дозу опромінення, що може позначитися на ступені променевого ураження. Накопичення радіонуклідів у зоні росту кісткової тканини призводить до утворення «гарячих плям», де концентрація їх може перевищувати в 5–20 разів вміст радіонуклідів у найближчих тканинах. Міжнародний Комітет з радіаційного захисту (МКРЗ) пропонує враховувати фактор нерівномірного розподілу радіонуклідів під час розрахунку дози опромінення, збільшуючи значення ефективної енергії в п'ять разів для всіх остеотропних α - і β -випромінювачів, за винятком ^{226}Ra . Це пов'язано з тим, що більшість остеотропних радіонуклідів розподіляються в кістках за-

надто нерівномірно, більше ніж ^{226}Ra , і здатні спричинювати значні біологічні ушкодження.

Для характеристики термінів знаходження в організмі радіонуклідів існує поняття періоду напіввиведення радіоактивного елемента з організму. *Період напіввиведення* – це час, протягом якого кількість накопичених в організмі (іноді в окремому органі) радіонуклідів знижується удвічі внаслідок процесів біологічного виділення в ході природних обмінних процесів. У табл. 1 як приклад наведено емпіричні значення періодів напіввиведення з організму людини деяких радіоактивних ізотопів, що накопичуються у цілому організмі й окремих органах.

Необхідно зазначити, що для ссавців тривалість періоду напіввиведення радіонуклідів значною мірою залежить і навіть визначається характером метаболізму. Для людини залежно від віку період напіввиведення ^{90}Sr з кісток варіює від 25 (у дітей) до 70–75 років (у людей літнього віку), а ^{137}Cs з мускулатури – відповідно від 30 до 90 діб (у табл. наведено усереднені дані – 50 років і 70 діб). Тут же показано значення періодів напіврозпаду радіонуклідів.

Таблиця 4. Періоди напіврозпаду й напіввиведення деяких радіонуклідів з організму людини

Радіонуклід	Місце нагромадження	Період напіврозпаду	Період напіввиведення
^3H	усе тіло	12,33 року	12 діб
^{14}C	усе тіло	5479 років	10 діб
	кістки	5479 років	40 діб
^{24}Na	усе тіло	0,63 доби	11 діб
^{32}P	усе тіло	14,3 доби	267 діб
	кістки	14,3 доби	3,16 року
^{35}S	усе тіло	87,1 доби	90 діб
	кістки	87,1 доби	1,64 року
^{42}K	усе тіло	0,52 доби	58 діб
^{60}Co	усе тіло	5,21 року	9,5 доби
^{90}Sr	кістки	29 років	50 років
^{131}I	усе тіло	8 діб	138 діб
	щитоподібна залоза	8 діб	138 діб
^{137}Cs	усе тіло	30 років	70 діб

Радіонуклід	Місце нагромадження	Період напіврозпаду	Період напіввиведення
^{140}Ba	усе тіло	12,8 доби	65 діб
^{210}Po	усе тіло	138,4 доби	30 діб
^{226}Ra	кістки	1616 років	44,9 року
^{235}U	усе тіло	712 000 000 років	100 діб
	кістки	712 000 000 років	300 діб
^{239}Pu	усе тіло	24 383 років	178 років
	кістки	24 383 років	200 років

На відміну від досить варіабельних значень періодів напіввиведення, цей параметр, обумовлений середнім часом існування радіоактивних ядер, являє собою постійну величину, що не залежить від яких-небудь факторів. Однак під час прогнозування швидкості очищення організму від радіонуклідів необхідно враховувати і цей показник, оскільки зменшення кількості радіоактивних речовин, як і впливу іонізуючих випромінювань, відбувається одночасно за рахунок їх виведення й розпаду. У такому випадку мова йде про ефективний період напіввиведення радіонукліда ($T_{\text{еф}}$), зрбq визначають за формулою:

$$T_{\text{еф}} = \frac{T_{1/2} \times T_{\text{п/в}}}{T_{1/2} + T_{\text{п/в}}},$$

де $T_{1/2}$ – період напіврозпаду радіонукліда, $T_{\text{п/в}}$ – період його напіввиведення.

Зпитання для самоконтролю:

1. Який із шляхів надходження радіоактивних речовин в організм найнебезпечніший?
2. Що являють собою інкорпоровані «гарячі» частинки?
3. Поясніть різницю між концентрацією і вмістом радіонуклідів в органах і тканинах.
4. На які групи умовно поділяють радіонукліди за характером їх поширення в організмі?
5. Поясніть сутність поняття «період напіввиведення» радіонукліда, «ефективний період напіввиведення».

1.12. БІОЛОГІЧНІ ЕФЕКТИ ІНКОРПОРОВАНИХ РАДІОНУКЛІДІВ

1.12.1. Біологічна ефективність радіонуклідів

Радіонукліди мають різну біологічну ефективність. За своєю біологічною дією радіоактивні речовини розрізняються залежно від виду, енергії випромінювання, періоду напіврозпаду, ступеня всмоктування, накопичення й швидкості виведення з організму.

Найбільші біологічні ефекти у разі потрапляння всередину організму відзначаються від впливу α -випромінювачів у зв'язку з їх високою щільністю іонізації в тканинах. Деякі дослідники вважають, що біологічна ефективність α -активних речовин в 10 разів більша, ніж ефективність β -випромінювачів. Трохи меншу небезпеку для організму становлять β - і γ -випромінювачі.

Ефективність α -частинок, що потрапили в організм, залежить від мікророзподілу їх в органах і тканинах. Однак, коли енергія α -частинок поглинається малочутливими елементами органів (наприклад, вапнистими структурами), α -випромінювач може бути менш ефективний, ніж β -випромінювач. Так, остеотропний α -випромінювач ^{226}Ra менш ефективний, ніж β -випромінювачі ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{140}Ba .

Біологічний ефект від β -випромінювачів визначає енергія електронів. У разі гострого променевого впливу м'які β -випромінювачі ^3H , ^{95}Nb , ^{147}Pm значно ефективніші від твердих ^{106}Ru , ^{144}Ce . Менший біологічний ефект у гострій стадії ураження твердими β -випромінювачами пояснюється особливостями їхнього розподілу в органах і тканинах, а також більшою біологічною активністю вповільнених β -частинок наприкінці пробігу, кількість яких зазвичай пропорційна не іонізаційній дозі, а кількості розпадів у бекерелях.

1.12.2. Рівні біологічного впливу радіонуклідів

Біологічний вплив іонізуючого випромінювання в організмі умовно поділяють на три рівні: *фізико-хімічний, клітинний та організмовий, або системний рівень*. У табл. 1 показано розвиток змін в організмі, що виникають під дією іонізуючого випромінювання.

Фізико-хімічний рівень включає всі первинні процеси, що відбуваються у клітині. У патогенезі променевого ураження, зумовленого іонізуючим випромінюванням, провідними є первинні реакції, які розвиваються з більшими іонними виходами й залучають до хімічних перетворень сотні й тисячі молекул, чим значно підсилюють загальний обсяг руйнувань у клітинах організму.

Первинна дія випромінювань на організм буває *безпосередня (пряма) і непряма*. Під час безпосередньої дії спостерігається розщеплення атомів і молекул речовини, спричинене іонізацією. Внесок непрямої дії у загальний біологічний ефект становить не менше 50%.

Основним актом взаємодії ядерних випромінювань із тканинами й клітинами організму є іонізація, за якої відбувається відрив електронів від атомів, утворення іонів і, крім того, виникають збуджені атоми й вільні радикали. Ці активні молекули й уламки молекул індують різні реакції в тканинах організму. У результаті фізико-хімічних процесів змінюється або ушкоджується структура макромолекулярних комплексів клітин.

Непряма дія випромінювання виявляється в розщепленні молекул води з утворенням вільного водню й пероксидів. Відбувається зміна різних біохімічних процесів в організмі. Продукти розщеплення вступають у взаємодію з білковими й ліпідними молекулами. У результаті відбуваються структурні зміни тканин і клітин, що призводить до загибелі тканинних елементів, руйнування надмолекулярних структур (ниток хроматину), розриву вуглецевих зв'язків, порушення ферментних систем, синтезу ДНК, білка.

Таблиця 5. Схема біологічної дії іонізуючого випромінювання (Гудков І. М.)

Час	Ефект впливу
10 ⁻²⁴ –10 ⁻⁴ с 10 ⁻¹⁶ –10 ⁻⁸ с	Поглинання енергії. Початкові взаємодії. Рентгенівське і γ-випромінювання, нейтрони, електрони, протони, α-частинки
10 ⁻¹² –10 ⁻⁸ с	Фізико-хімічна стадія. Перенесення енергії у вигляді іонізації на первинній траєкторії. Іонізовані та електроннозбуджені молекули
10 ⁻⁷ –10 ⁻⁵ с, кілька годин	Хімічні ушкодження. Прямий вплив. Непрямий вплив. Вільні радикали, що утворюються з води. Збудження молекули до теплової рівноваги
Мікросекунди, секунди, хвилини, кілька годин	Біомолекулярні ушкодження. Зміни молекул білків, нуклеїнових кислот під впливом обмінних процесів
Хвилини, години, тижні	Ранні біологічні й фізіологічні ефекти. Біохімічні ушкодження. Загибель клітин. Загибель окремих особин
Роки, століття	Віддалені біологічні ефекти. Стале порушення функцій. Генетичні мутації, вплив на потомство. Соматичні ефекти: рак, лейкоз, скорочення тривалості життя, загибель організму

Пригнічення активності ферментів порушує обмінні процеси в організмі, у зв'язку із чим сповільнюється й припиняється ріст тканин. Порушення обміну речовин веде до зміни хімічних процесів у клітинах та їх загибелі. Всмоктування продуктів клітинного розпаду викликає отруєння організму. Основні субстрати первинних окисних реакцій – нуклеопротеїди й біоліпіди.

Клітинний рівень впливу містить усі порушення й процеси, обумовлені змінами функціональних властивостей опромінених клітинних структур. Усі процеси, що відбуваються на цьому рівні, підкоряються біологічним законам життя клітини як цілісної, складно функціонуючої біологічної системи. Найнебезпечнішими клітинними uszkodженнями, що виникають унаслідок опромінення, є порушення механізму мітозу й хромосомного апарату клітин опроміненої популяції. Кількість клітин з такими uszkodженнями в опроміненій популяції прямо залежить від експозиційної дози опромінення, блокування процесів диференціювання, фізіологічної регенерації й проліферації опромінених тканин. Зазначені функціональні uszkodження спричиняють розвиток більшості кінцевих ефектів впливу іонізуючого випромінювання на організм багатоклітинних і вищих тварин.

Зміни на клітинному рівні призводять до порушення спадкових структур. Проявами такого ураження в результаті опромінення є пригнічення органогенезу в ембріональній стадії розвитку у випадку опромінення зародків, пригнічення гемопоезу, сперматогенезу й овогенезу, зниження імунореактивності в дорослому організмі.

Організмий, або системний рівень включає всі процеси й зміни, пов'язані з порушенням функцій організму. Біологічна дія іонізуючого випромінювання виявляється у всіх органах і клітинах живого організму. Спостерігаються зміни в кровотворенні, периферичній і центральній нервових системах. Це веде до виникнення осередків підвищеної збудливості в корі головного мозку й у периферичних відділах нервової системи. Виникає дискореляція між нервовою системою й залозами внутрішньої секреції, а також між іншими системами організму.

Усі процеси цих трьох рівнів взаємозалежні й взаємообумовлені безпосередніми й опосередкованими прямими й зворотними зв'язками. Найбільш радіочутливими тканинами організму є ті, що перебувають у процесі диференціювання. Радіочутливість тканин, які не диференціюються, прямо залежить від швидкості фізіологічних процесів інактивації – старіння й відмирання клітинних елементів даної тканини.

1.12.3. Тяжкість променевого ураження від інкорпорованих радіонуклідів

Радіоактивні речовини, потрапляючи в організм, можуть спричинити *гостре*, *підгостре* й *хронічне* променеве ураження.

Гостре захворювання виникає від введення великої дози радіонуклідів. При цьому відзначаються виражені зміни в крові (лейкопенія, ретикулопенія), крововиливи в різні органи, пригнічення імунологічної реактивності, зниження маси тіла. Загибель експериментальних тварин настає протягом перших двох тижнів.

Підгостре ураження характеризується змінами лімфоїдного й еритроїдного паростків кровотворення. Поряд зі зниженням кількості лейкоцитів знижується кількість еритроцитів, гемоглобіну й ретикулоцитів. Порушується проникність судин, подовжується час зсідання крові, зменшується кількість тромбоцитів, виникають інфекційні ускладнення, втрачається маса тіла.

Хронічний перебіг процесу пов'язаний із впливом малих доз інкорпорованих радіонуклідів. При цьому в ранній термін клінічні явища можуть бути відсутні. У крові відзначаються зміни в морфології клітин та їх кількісному співвідношенні. У тварин спостерігаються зниження імунологічної реактивності, судинні розлади, зниження статевої функції, раннє старіння, скорочення тривалості життя, розвиток пухлин різних органів і тканин.

Біологічний вплив малих доз радіоактивних речовин, який не скорочує природної тривалості життя, компенсують захисні фізіологічні функції організму. Однак зі зміною умов зовнішнього середовища й функціонального стану організму компенсаторні механізми можуть виснажуватися, і ураження під дією іонізуючого випромінювання може виявитися через деякий час після опромінення.

Біологічна дія радіоактивних речовин, які добре всмоктуються, не залежить від шляху їхнього потраплення в організм.

Токсичність радіонуклідів оцінюють не за активністю в бекерелях, а за поглинутою в організмі тканинною дозою. При цьому необхідно враховувати різну радіочутливість органів і тканин на опромінення й різну швидкість відбудовних процесів.

Біологічний ефект від інкорпорованих радіонуклідів визначають за поглиненою дозою в органах і тканинах, накопиченою за час перебування їх в організмі.

Для розрахунку дози опромінення, що спричиняє ураження, необхідно знати *період напіввідновлення*. Це час, протягом якого

порушені функції окремих органів опроміненого організму відновлюються наполовину.

За теорією Блера доза, що спричиняє ураження внаслідок тривалого опромінення (наприклад, від радіоактивних опадів), складається з дози, що викликає необоротне ураження (близько 10 % всієї накопиченої дози), і загальної накопиченої дози з урахуванням репаративних процесів організму (у середньому 12,5 % за добу). Період напіввідновлення людини дорівнює 25–45 діб.

Оцінюючи біологічну дію радіоактивних речовин і джерел іонізуючих випромінювань на організм, необхідно чітко розмежовувати соматичні й генетичні наслідки опромінення. Соматичні ефекти, викликані дією випромінювання, стосуються лише безпосередньо опроміненого організму, в той час як генетичні ефекти (дія випромінювань на зародкові клітини) у більшості випадків не загрожують даному індивідууму, але становлять небезпеку для наступних поколінь. Однак, якщо в більшій частині зародкових клітин у результаті опромінення виникнуть летальні мутації, порушиться репродуктивна здатність даного індивідуума; хоча фізичний стан його може й не відрізнятися від норми, відбудуться генетичні зміни. Генетичні зміни можуть супроводжуватися соматичними порушеннями.

1.12.4. Специфічність впливу інкорпорованих радіонуклідів

Специфіка прояву радіобіологічних ефектів інкорпорованих радіоактивних речовин у тварин і людини значною мірою визначається їх здатністю накопичуватися в певних місцях організму з утворенням осередків потужного опромінення. Наприклад, 30–50 % ^{131}I може концентруватися в щитоподібній залозі, яка становить тільки 0,02–0,05 % маси тіла. Переважно в кістках накопичується ^{90}Sr . Це зумовлено специфікою будови внутрішніх органів і фізіолого-біохімічною роллю, яку відіграють деякі хімічні елементи та їх аналоги у виконанні певних функцій.

Так, щитоподібна залоза – вузькоспеціалізований ендокринний орган хребетних, відповідальний за вироблення гормонів тироксину і трийодтироніну, які беруть участь у регуляції обміну речовин та енергії в організмі. Для нормального функціонування цього органа, від якого залежать такі основні процеси, як ріст, розвиток, диференціація й спеціалізація тканин, у відносно великих кількостях необхідний йод. Він надходить в організм із продуктами харчування, водою, повітрям у формі стабільного ізотопу ^{127}I . Однак у ґрунтах, воді, рослинності деяких нечорноземних, степових, пустельних, гірських

біогеохімічних зон йод міститься в недостатніх кількостях або не збалансований з іншими елементами (Co, Mn, Cu). В Україні до таких зон насамперед належить Полісся – регіон, значною мірою потерпілий під час аварії на Чорнобильській АЕС. Серед викинутих у навколишнє середовище ізотопів були й радіоактивні ізотопи ^{131}I , ^{133}I та ін. Не відрізняючись за хімічними властивостями від нерадіоактивного йоду, вони можуть надходити в організм людини і накопичуватися в щитоподібній залозі в особливо великих кількостях у разі дефіциту йоду в продуктах харчування й воді. Саме така ситуація склалася в перші тижні (найдовший період напіврозпаду має ізотоп ^{131}I – 8 діб) після чорнобильської аварії на значних територіях України, Білорусі, Росії.

Найбільша концентрація ^{131}I у щитоподібній залозі сільськогосподарських тварин за умови тривалого надходження в організм спостерігається на 10–15-ту добу. Коефіцієнт накопичення ^{131}I тканинами щитоподібної залози порівняно з іншими органами в сотні й тисячі разів вищий. Так, якщо прийняти його значення в крові, м'язовій тканині, селезінці й підшлунковій залозі за одиницю, то в нирках і яєчниках він становить лише 2–3, слинних залозах і сечі – 3–5, екскрементах і молоці – 5–15, а в щитоподібній залозі – 8000–10 000.

Основна величина дози за рахунок радіоактивного йоду (до 80 %) формується протягом перших чотирьох діб. Це зумовлено тим, що його складниками є й інші ізотопи з коротшими періодами напіврозпаду, наприклад ^{133}I (20,8 години), ^{135}I (6,6 години), за рахунок яких може формуватися частина дози, більша, ніж за рахунок ^{131}I . Дози локального опромінення щитоподібної залози при цьому можуть досягати десятків і навіть тисяч грей. У результаті порушуються структура й функції цього важливого органа, зменшуються його розміри аж до повного руйнування. Навіть порівняно невеликі дози опромінення, які обумовлюють місцеві некрози, фіброз, розростання рубцевої тканини й гіпофункцію щитоподібної залози, можуть призводити до послаблення імунітету, у сільськогосподарських тварин – до скорочення періоду лактації й зниження надоїв у корів, погіршення функції відтворення, проявів негативних наслідків у потомства.

Багато радіонуклідів із кров'яного русла вибірково депонуються в кістках і, як правило, тривалий час затримуються в них, внаслідок чого кісткова тканина, а також ті тканини, які перебувають поряд з нею (у першу чергу червоний кістковий мозок) або в межах пробігу часток чи квантів випромінювання, можуть піддаватися радіаційному впливу. До остеотропних радіонуклідів належать насамперед ^{45}Ca і хімічні аналоги кальцію (із штучних, наприклад, ^{90}Sr і більш

енергетичний, але недовговічний продукт його розпаду ^{90}Y ; із природних – ^{226}Ra) і актиноїди (із штучних ^{239}Pu , ^{241}Am , із природних – ^{232}Th , ^{238}U). Радіонукліди – аналоги кальцію, як, власне, кальцій і його радіоактивні ізотопи, більш-менш рівномірно розподіляються по всьому об'єму кістки. Актиноїди ж у першу чергу депонуються на внутрішній і зовнішній кісткових поверхнях, хоча надалі перерозподіляються в об'ємі кісткової тканини.

Концентрації остеотропних радіонуклідів у кістяку тварин, як правило, у сотні разів перевищують їхню кількість у м'яких тканинах, створюючи потужні поля опромінення кісткового мозку – найбільш радіочутливого органа ссавців. Загибель або ушкодження однієї клітини кісткового мозку може призвести до зникнення або появи цілої патологічної групи клітин крові, так званої клітинної лінії. У разі масового радіоактивного ушкодження клітин кісткового мозку в організмі розвивається *кістковомозковий синдром*, що характеризується спустошенням кісткового мозку й нерідко спричиняє загибель тварини.

Для більшості ссавців летальна доза ^{90}Sr становить 10–40 МБк/кг маси. За нижчих доз можуть розвиватися захворювання крові типу анемії, лейкозів тощо, які проявляються в сонливості, лихоманці, втраті апетиту, крововиливах у слизових оболонках. У цілому реакція організму на надходження великих кількостей ^{90}Sr мало відрізняється від реакцій на зовнішнє опромінення, які характерні для різних етапів променевої хвороби. І це природно, оскільки в обох випадках в основі радіаційного ураження лежить розвиток кістковомозкового синдрому.

Значно повільніше й у менших кількостях із крові в кісткову тканину надходять ізотопи плутонію, америцію й інших актиноїдів. Але їхнє α -випромінювання виявляє набагато більшу руйнівну дію на кістковий мозок порівняно з β -випромінюванням ^{90}Sr . До того ж відомо, що плутоній у відносно великих кількостях може накопичуватися в яєчниках і сім'яниках, опромінюючи яйцеклітини і сперматогенні клітини. Біологічний ефект радіонуклідів при цьому виявляється в зменшенні маси сім'яників і продукції сперми, зниженні продуктивності жіночих статевих гормонів і зменшенні кількості ооцитів, що негативно позначається на потомстві. Безсумнівно, опромінення статевих клітин збільшує також імовірність прояву ефектів радіації в наступних поколіннях.

У статевих клітинах, які активно діляться, у великих кількостях накопичуються й інші радіонукліди – ^{45}Ca , ^{131}I , ^{137}Cs , індукуючи мутації генів і хромосом та інші порушення. З ізотопів цезію, що утворюються унаслідок радіоактивного розпаду, найнебезпечнішим для організ-

му тварин у разі інкорпорування є ^{137}Cs . Надійшовши в організм, він розподіляється більш-менш рівномірно, в основному в м'яких тканинах. Досить багато його накопичується в тканинах м'язів і серця. Але високоенергетичне γ -випромінювання даного радіонукліда згубно впливає не тільки на ці тканини, але й на весь організм, у тому числі й на його критичні органи. Саме тому у разі його надходження в організм спостерігаються зміни морфологічного складу кісткового мозку й крові, аналогічні тим, які спричиняють інкорпоровані радіонукліди ^{90}Sr , ^{239}Pu , а також загальне зовнішнє опромінення.

У період вагітності ^{137}Cs легко проникає з материнського організму в плід. За умови хронічного надходження радіонуклідів досить швидко вирівнюється їх концентрація в організмі матері й плода. Швидко передаються радіонукліди і через грудне молоко. Це стосується різною мірою й інших радіонуклідів, насамперед ^{90}Sr й ^{131}I .

1.12.5. Принципи дозиметрії випромінювань інкорпорованих радіоактивних речовин

Рівень внутрішнього опромінення залежить від часу інкорпорації радіонуклідів у органах і тканинах. Поглинена доза при цьому може бути зіставлена з біологічним ефектом, викликаним зовнішнім опроміненням. Під таким кутом зору її можна вважати мірою радіаційної небезпеки. Однак оцінки абсолютних значень доз при цьому можуть істотно відрізнятись.

Останнім часом усе частіше для оцінки отриманих людиною доз опромінення застосовують методи біологічної дозиметрії. Найпоширеніший з них ґрунтується на існуванні позитивної майже лінійної залежності між отриманою поглиненою дозою й кількістю аберацій хромосом у лімфоцитах периферичної крові – своєрідним детектором іонізуючої радіації усередині організму. Отримані досить переконливі подібності між оцінками доз за допомогою цього методу й сучасних методів інструментальної й розрахункової дозиметрії. Безумовно, у випадках біологічної дозиметрії реєструється доза загального опромінення – сумарна зовнішнього й внутрішнього опромінення. Але іноді, зокрема в умовах, які склалися на територіях, забруднених радіонуклідами в результаті аварії на Чорнобильській АЕС, коли внесок внутрішнього опромінення в загальну дозу становить 95 %, методи біологічної дозиметрії можуть бути корисними й інформативними з достатньою вірогідністю.

Запитання для самоконтролю:

1. Від яких чинників залежить біологічна ефективність радіонуклідів?
2. На які рівні умовно поділяють біологічний вплив іонізуючого випромінювання в організмі?
3. Як розрізняють ступені променевого ураження від інкорпорованих радіонуклідів за тяжкістю?
4. Поясніть різницю між соматичними і генетичними ефектами опромінення.
5. У чому полягає метод біологічної дозиметрії?

1.13. ТОКСИКОЛОГІЧНА ДІЯ ДЕЯКИХ РАДІОНУКЛІДІВ α -ВИПРОМІНЮВАЧІВ

1.13.1. Полоній

Найбільше практичне значення має ^{210}Po . Це α -, γ -випромінювач. Енергія α -частинок – 5,3 МеВ, γ -квантів – 0,804 МеВ. Період напіврозпаду – 138,3 доби. Унаслідок α -розпаду ^{210}Po перетворюється на стабільний ізотоп свинцю. Довжина пробігу α -частинок полонію в повітрі – 3,85 см, у тканинах організму – 30–40 мкм. ^{210}Po має високу щільність іонізації. На 1 мм шляху в повітрі α -частинка ^{210}Po утворює 2510 пар іонів. У тканинах щільність іонізації ще вища, вона досягає 3000–5000 пар іонів. Питома активність ^{210}Po дуже висока. Так, 0,2 мг ^{210}Po мають радіоактивність $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк.

Полоній, як і інші радіонукліди, може надходити в організм через органи дихання, ШКТ і шкіру. Ізотоп ^{210}Po утворюється в результаті нейтронної активації стабільного свинцю й бісмуту в результаті вибухів ядерної зброї або в ядерних реакторах. Випадаючи на землю або утворюючись у результаті розпаду деяких радіонуклідів, ^{210}Po різними харчовими ланцюжками (вода, ґрунт, рослини, тварини) може надходити в організм людини. У разі тривалого перорального надходження ^{210}Po резорбція його може збільшуватися через порушення бар'єрної функції кишечника, обумовлене систематичним опроміненням його α -частинками. Важливе значення має інгаляційний шлях надходження ^{210}Po в організм. Ступінь затримки аерозолів полонію в легенях залежить від дисперсності часток.

Депонований у легенях полоній всмоктується в кров і розноситься по всьому організму. Частина полонію переміщається зі слизом

догори трахеєю й попадає в ШКТ. Частина його всмоктується в кров, решта виділяється з екскрементами. Нерозчинні частки ^{210}Po можуть відкладатися у бронхах, легневих лімфатичних вузлах, створюючи потужні осередки концентрованого опромінення.

Після внутрішньовенного введення ^{210}Po в організмі затримується його 42 %, після інгаляції – 62 %, після інтратрахеального введення – 57 %. ^{210}Po може надходити в організм через неушкоджену шкіру. Показано, що резорбція ^{210}Po через шкіру лапок мишей становить від 0,09 до 0,4 %, через шкіру людини – близько 2 % за добу.

Полоній розподіляється в організмі відносно рівномірно з переважним відкладенням в органах, багатих на ретикулоендотеліальну тканину. Після надходження в організм у кількості $18,5 \cdot 10^5$ Бк/кг полоній швидко надходить у кров. Близько 90 % полонію в крові перебуває в еритроцитах у формі, зв'язаній з білковою частиною гемоглобіну – глобіном. У більших кількостях полоній накопичується в лімфатичних вузлах, печінці, селезінці й кірковому шарі нирок, надниркових залозах. У головному мозку полоній відкладається в невеликій кількості й локалізується в сірій речовині. У кістковій тканині полоній депонується в ендості.

У значних кількостях ^{210}Po відкладається в слизовій оболонці й епітелії кишечника. ^{210}Po виявляють у фолікулах волосся. Він відкладається в клітинах епітелію рогики, у слинних і молочних залозах. Найбільша кількість ^{210}Po відкладається в нирках, лімфатичних вузлах і печінці.

У результаті експериментального введення з'ясовано, що більша частина ^{210}Po затримується в печінці, а в разі природного надходження – у кістяку. Це пов'язано, можливо, з тим, що більша частина природного ^{210}Po з кістяка людини утворюється внаслідок розпаду з ^{210}Pb , який переважно відкладається в кістяку.

У разі інгаляційного надходження до 30 % радіонуклідів затримується в легенях, трахеї, бронхах. Решта надходить у ШКТ і розподіляється в організмі так само, як і за інших шляхів уведення.

Дослідження ряду авторів свідчать про те, що у випадку перорального надходження полонію він більше концентрується в еритроцитах і нирках. Концентрація ^{210}Po в м'язах і кістках приблизно в 10 разів нижча порівняно із середньою концентрацією у всіх тканинах.

Одним із провідних симптомів ураження ^{210}Po є яскраво виражені крововиливи в різні органи й тканини. Явища геморагічного синдрому обумовлені порушеннями в системі зсідання крові, зміною проникності й міцності капілярів.

За хронічного впливу полонію кількісні і якісні зміни в системі зсідання крові розвиваються у термінальній стадії ураження – перед загибеллю експериментальних тварин. У тварин також спостерігається виражена патологія внутрішніх органів, зміни в серцево-судинній системі. У ранній термін після ураження полонієм наявні значні коливання артеріального тиску. У середині перебігу захворювання – гіпотонія, перед загибеллю тварин артеріальний тиск знижується на 40–50% від вихідного рівня. У тварин спостерігаються виражені зміни електрокардіограми, що свідчать про дистрофічні зміни в міокарді. Виявляються порушення кіркової діяльності центральної нервової системи: періоди глибокого гальмування змінюються періодами активізації й відновлення кіркових функцій.

У тварин у гострій, підгострій і хронічній формах ураження полонієм розвивається патологія з боку ШКТ. Після латентного періоду через 3–7 діб з'являються нудота, спрага, втрата апетиту, у період розвитку захворювання – пронос зі слизом і кров'ю, у термінальній період – повна відмова від їжі. У собак збільшується виведення з жовчю білірубину. Порушуються вуглеводна, бар'єрна, білкова й ферментативна функції печінки.

У тварин унаслідок гострого, підгострого й хронічного ураження ^{210}Po можуть розвиватися непухлинні й пухлинні форми віддалених наслідків. Характер локалізації патологічного процесу залежить від розподілу полонію в організмі. Непухлинні форми віддалених наслідків характеризуються розвитком атрофічних і склеротичних змін в органах і тканинах, раннім старінням організму, виснаженням. У тварин розвивається дисгормональний стан, виникають інші порушення функції ендокринної системи.

Серед пухлинних форм віддалених ефектів біологічної дії ^{210}Po провідне місце займають пухлини нирок, печінки, товстого кишечника, надниркових залоз, гіпофіза, молочних залоз, щитоподібної залози, яєчників, передміхурової залози, матки. У разі підшкірного введення полонію через деякий час розвиваються саркоми шкіри й підшкірної клітковини в місці введення.

Таким чином, експериментальні дослідження свідчать про те, що ^{210}Po має виражений біологічний вплив на організм. У механізмі дії цього радіонукліда більшість дослідників відзначають тривалий період відносного клінічного благополуччя за умови підгострих і хронічно ефективних доз. Характерним для променевої хвороби, викликаній ^{210}Po , є розгорнута картина геморагічного синдрому. Чітко проявляється патологія з боку внутрішніх органів: зміни в централь-

ній нервовій системі, серцево-судинні порушення, порушення обміну речовин, зміни в системі крові. Через деякий час після впливу ^{210}Po розвиваються непухлинні й пухлинні форми ураження, що характеризуються широким поліморфізмом різної локалізації новоутворень.

1.13.2. Радій

Прожарена сіль радію є чистим α -випромінювачем. У разі накопичення в ній продуктів розпаду речовина стає джерелом β - і α -випромінювання, пов'язаним з ізотопами RaB й Ra C. Радій і його сполуки значно поширені в природі і є одним з основних джерел природного радіоактивного фону. ^{226}Ra – довгоіснуючий природний радіоактивний елемент із періодом напіврозпаду 1620 років. Він є родоначальним елементом одного з радіоактивних рядів. У результаті радіоактивного розпаду ^{226}Ra випромінює α -частинки й γ -кванти ($E_{\alpha} = 4,329\text{--}4,77\text{ MeV}$, $E_{\gamma} = 0,19\text{ MeV}$).

Радій незалежно від хімічної форми сполуки після надходження в організм депонується в кістковій тканині. Усі ізотопи радію остеотропні. Незважаючи на те, що радій – лужноземельний елемент, розподіл його в кістковій тканині відрізняється від розподілу кальцію, основна його кількість відкладається в мінеральній частині кістки. Дослідження мікророзподілу радію показало, що максимальне накопичення спостерігається у ростовій зоні кістки – в метафізах та епіфізах. Внаслідок цього характер розподілу радію в кістках нерівномірний. Радій дуже міцно фіксується в кістковій тканині. Сліди його визначають у кістках тварин протягом усього життя.

Оскільки радій в основному відкладається в кістках, однією з характерних ознак радієвої інтоксикації є променеві ураження кісткової тканини. Внаслідок впливу α -частинок, що їх випускають радій і продукти його розпаду, розвивається деструкція кісткової тканини – радіаційний остейт з больовими відчуттями, який призводить до підвищення крихкості й патологічних переломів кістки. Радіаційний остейт щелепних кісток, як правило, ускладнюється інфекцією й перебігає як хронічний остеомиєліт, що важко піддається лікуванню.

Через деякий час після ураження радієм можливий розвиток злоякісних новоутворень – остеогенних сарком. Клінічні й експериментальні дослідження свідчать про те, що відкладення в організмі 0,5–0,8 мг радію призводить до утворення остеогенних сарком. Латентний період до появи пухлин становить близько 20 років.

Поряд з утворенням остеогенних сарком у віддалений термін після впливу радію можливі випадки виникнення захворювань крові – апластичної анемії, міелоїдної та лімфоїдної лейкемії.

Клінічні й експериментальні дослідження свідчать про те, що важливе значення в розвитку пухлин мають не тільки дозова залежність, але також місцеві умови, загальний стан організму, індивідуальна чутливість. Механізм дії радієвої інтоксикації, її етіологія, як правило, є наслідком комбінованого впливу на організм аерозолів радію, радону та продуктів їх розпаду.

1.13.3. Радон

Радон – радіоактивний газ, продукт розпаду радію з атомною масою 222, порядковим номером 86. ^{222}Rn – α -випромінювач, $E_{\alpha} = 5,48$ МеВ, період напіврозпаду – 3,82 доби. Шляхи надходження в організм: органи дихання й неушкоджена шкіра. Радон легко розчиняється в крові, воді й інших рідинах організму.

Радон міститься в атмосферному повітрі, повітрі ґрунту й природних водах. Значні кількості радону містяться в уранових рудниках. Розпадаючись, радон розпочинає послідовний ряд твердих радіоактивних речовин, що випускають α -, β -частинки й γ -кванти. Значна частина продуктів радону затримується в легенях. Найтяжчим наслідком інгаляції продуктів розпаду радону є рак легень.

Із діючої типової відкритої шахти щодня виходить близько $15,8 \cdot 10^{12}$ Бк радону. Середній питомий потік радону з незакритих відвалів дорівнює 9,25–27,75 Бк. Концентрація радону над оголеними хвостосховищами складає $18,5\text{--}37,0 \cdot 10^{-2}$ Бк/л.

Вміст радону й продуктів його розпаду в повітрі внутрішніх приміщень обумовлює значний внесок у радіаційне навантаження людини навіть в умовах нормальної радіоактивності навколишнього середовища. Протягом кількох років здійснено вимірювання в 1000 різних житлових приміщень у м. Зальцбург (Австрія). Результати вимірювань показали, що в 70 % випадків концентрація радіоактивних речовин у повітрі всередині приміщень не вища 22 Бк/м³ (глобальна концентрація дорівнює 37 Бк/м³). На основі обмірюваних концентрацій радіоактивності в повітрі проведено розрахунки дози в легенях для 729 добровольців з урахуванням індивідуальних особливостей за віком, статтю і способом життя. Середня доза в результаті інгаляції радону й продуктів його розпаду становить $14,35$ мЗв/рік. В окремих випадках її значення сягало $215,05$ мЗв/рік. Розраховано, що ризик виникнення раку легень в результаті впливу радону й продуктів його

поділу складає 5–12 випадків у рік на 100 тис. населення. Виходячи з того, що у Зальцбурзі частота раку легень становить $34,4 \cdot 10^{-5}$ рік⁻¹, можна вважати, що 15–35% спостережуваної кількості випадків раку легень індуковані радоном і продуктами його поділу (Chameand J. et al.).

У ранніх дослідженнях Є. С. Лондона, проведених на тваринах, вивчали гострі форми ураження, викликані вдиханням радону. Перше дослідження Є. С. Лондона з вивчення токсичного впливу радону на жаб і мишей було проведено в 1904 р. Загибель жаб і мишей фіксувалася в ранній термін після інгаляції радону. Причиною загибелі було ураження дихального апарату.

Оригінальні експериментальні дані наведені в роботі М. Раєвського зі співавторами. Дослідники поміщали тварин у шахту на робочі місця гірників. Із 88 загиблих за два роки мишей у 18-ти виявлено пухлини: рак та аденома легень, аденома щитоподібної залози. Причиною виникнення віддалених ефектів вказане α -випромінювання радону.

Експериментально доведено, що у разі комбінованої дії радону й силіцевого пилу у легенях тварин розвиваються сполучнотканинний фіброз і силікоз. Відзначено випадки радіаційного пневмосклерозу після опромінення легень дозою 0,25 Гр.

Біологічну дію радону і його продуктів на організм людини вивчали на підставі аналізу захворюваності серед працівників рудників з підвищеним рівнем природної радіоактивності повітря. Захворюваність серед робітників відзначалася за вмістом радону і його продуктів у повітрі в концентрації 10,7–20,3 Бк/л. Дослідження ряду авторів свідчать, що при видобутку уранових руд основним джерелом радіаційної небезпеки для працюючих є радон і його продукти. Зовнішнє β - і γ -випромінювання гірських виробок, довгоіснуючі ізотопи урану й радію мали другорядне значення, і внесок їх у загальну дозу опромінення організму був порівняно невеликий. Уперше підвищена захворюваність і смертність від високих концентрацій радону і продуктів його розпаду в повітрі була зареєстрована в рудниках Шнеєберга.

Із 600–700 працюючих щорічно помирали 28–32 особи, більшість з них гинули від злоякісних новоутворень легенів. У 1921–1925 рр. із 13 загиблих гірників у 9 при розтині було виявлено рак легенів. До 1938 р. загальна кількість зареєстрованих діагнозів раку легень у гірників Шнеєберга становила 300 випадків. Високий рівень захворюваності раком легень було відзначено також у гірників рудника Яхімова. Із

89 робітників, померлих у період з 1929 р. по 1938 р., рак легенів було виявлено у 41 особи.

Якщо вдихати повітря, що містить радон, то останній у вигляді вільних атомів або пов'язаний з аерозольними частинками продуктів свого розпаду осідає в органах дихання й накопичується в організмі. Так, якщо вдихати повітря, де міститься 3,7 Бк/л радону, врівноваженого короткоіснуючими продуктами свого поділу, вже через 30–60 хв в органах дихання людини накопичується радіоактивність близько $3,7 \cdot 10^3$ Бк. Максимальна затримка продуктів поділу радону в органах дихання людини становить від 70 до 75 %.

Запитання для самоконтролю:

1. Як розподіляються радіоактивні ізотопи полонію у тканинах і органах тваринного організму?
2. Як виявляється дія на організм радіоактивного полонію?
3. Які ефекти спричиняє в організмі людини і тварин радіоактивний радій?
4. У чому полягає шкідлива дія радону?
5. Як накопичується в організмі радон при інгаляційному надходженні у складі повітря, що вдихається?

1.14. ТОКСИКОЛОГІЧНА ДІЯ РАДІОАКТИВНИХ ІЗОТОПІВ УРАНУ ТА ПРОДУКТІВ ЙОГО ПОДІЛУ

1.14.1. Уран

Поширення урану в організмі можна розмежувати на два періоди з моменту надходження його в організм. *Ранній період* (години й доба) характеризується незначним вмістом його в різних органах і тканинах. Це пов'язано з тим, що уран у *важкорозчинній формі* після надходження в організм швидко залишає кров'яне русло. Циркуючи в організмі в *розчиненій формі*, уран з течією крові надходить у паренхіматозні органи, однак затримується в незначних кількостях. У ранній термін максимальні концентрації урану спостерігають в нирках і печінці. Це стало підставою для ряду авторів висловити помилкову думку про те, що основними органами депонування урану є нирки й печінка. Дослідники раннього періоду ураження ураном не пов'язували процес його відкладення з кістками. Тільки в 1944 р. в експериментах на мишах з пероральним надходженням солей урану

вперше було показано, що він накопичується в кістках. Наразі більшість дослідників вважають, що основними органами депонування урану є кістки й нирки. Причому в ранній термін після надходження радіоактивного урану в організм у нирках може втримуватися його значно більше, ніж у кістках; нирки можуть бути критичним органом.

Другий період – віддалені терміни після надходження урану в організм (місяці й роки). Для цього періоду характерне накопичення урану в кістках, причому головним місцем депонування урану є мінеральна частина кістки. При цьому, очевидно, може відбуватися хімічна конкуренція урану з кальцієм на поверхні кісткової тканини.

Уран і його сполуки відносять до групи високотоксичних – уран належить до найсильніших протоплазматичних отрут, і токсичність його може бути порівнянна тільки із сулемою.

Клінічна картина гострого ураження розчинними й нерозчинними сполуками урану деякою мірою подібна. В обох випадках розрізняють кілька періодів уранової інтоксикації. Прихований (латентний) період триває від кількох годин до кількох діб. Період розгортання основних симптомів – зазвичай 5–7 діб. Результат інтоксикації – 15–30 діб. Віддалені наслідки уражень – від кількох місяців до кількох років.

Прихований період характеризується млявістю, зниженням апетиту. У період розгортання основних симптомів з 3–4-ї доби з'являється спрага, на 5–7-му добу – нудота, гастрит, ентерит. У разі інгаляційного надходження урану – хрипи в легенях, початкові явища пневмонії. На 6–8-му добу розвиваються симптоми ураження нирок. Найважчі зміни відзначаються на 8–10-ту добу, частина піддослідних тварин гине. На 10–13-ту добу спостерігається м'язова слабкість, у деяких тварин – параліч м'язів і кінцівок.

Період інтоксикації ураном характеризується вираженими змінами крові. У тварин відзначається прискорена реакція ШОЕ, зниження резистентності еритроцитів, зменшення кількості лейкоцитів. У разі гострої інтоксикації ураном провідна патологія спостерігається з боку нирок. Захворювання розвивається за типом токсичного нефриту. Кількість виділюваної сечі в першу добу збільшується, потім відбувається порушення секреторної й реабсорбційної функції нирок, збільшення вмісту в крові азотистих шлаків, небілкового азоту й азоту сечовини.

У випадку гострого впливу різних сполук урану рано відзначаються порушення діяльності ШКТ. У тварин розвивається нудота, знижується апетит, виникає ентерит. Під впливом малорозчинних сполук урану розвивається гастрит, порушується вуглеводний, біл-

ковий, жировий і водний обмін. Виражені зміни спостерігаються в серцево-судинній системі. Рання судинна патологія виявляється за умови ураження розчинними сполуками урану. Більшою мірою потерпають судини нирок, печінки, легенів і серця. У випадку ураження ураном страждає лімфоїдний апарат селезінки та лімфатичних залоз. У гострій стадії ураження атрофія лімфоїдного апарату розвивається на 4–5-ту добу після опромінення.

Початкові ознаки ураження кісткового мозку характеризуються збільшенням кількості молодих клітин, потім настає пригнічення кісткомозкового кровотворення.

За інгаляційного впливу різних сполук урану спостерігаються виражені симптоми легеневої патології. Особливо чітко виявляється ураження органів дихання у разі інгаляції UF_6 ; гострий вплив цієї сполуки спричиняє емфізему, ураження слизових оболонок носової порожнини, рота, бронхів, легенів. Менш виражені зміни легенів спричиняє вплив малорозчинних сполук урану. Унаслідок тривалої роботи в умовах високої запилованості повітря сполуки урану можуть викликати ураження легенів у вигляді початкових явищ пневмосклерозу.

Таким чином, серед клінічних ознак гострого уранового отруєння поряд з поширеною патологією різних органів і систем провідними є порушення функції нирок. Загибель тварин у гострий період настає зазвичай протягом перших 10–15 діб. У тварин, які вижили, через 45–60 діб спостерігається відновлення показників білкового, вуглеводного, жирового обміну. Частково відновлюється функція нирок. Показники периферичної крові перебувають на рівні нижньої межі норми або трохи знижені.

Хронічна уранова інтоксикація розвивається в результаті багаторазового, тривалого впливу різних сполук урану. Тривалий період часу експериментальні тварини не відрізняються від контрольних. Надалі в них спостерігається деяка млявість, зниження маси тіла. У кістковому мозку відзначається порушення еритропоезу, прискорене дозрівання еритроцитів, деяке підвищення кількості тромбоцитів. Також відбувається зниження лімфопоезу. Потім настає зниження кількісних показників крові (гемоглобін, еритроцити, тромбоцити, лейкоцити). Порушуються функції печінки, серцево-судинної системи (ЕКГ), ендокринних залоз.

У клінічній картині ураження ураном також мають місце функціональні й органічні ушкодження центральної нервової системи. У тварин відзначається порушення діяльності кори головного мозку. У разі гострої і хронічної уранової інтоксикації спостерігаються зміни

в умовно-рефлекторній діяльності, порушуються процеси збудження й гальмування. У віддалений термін після ураження і в умовах тривалої уранової інтоксикації відзначаються порушення статевої функції й репродуктивної здатності тварин.

У експериментах на собаках з інгаляцією ^{235}U , якому притаманна значно більша радіоактивність, ніж ^{238}U , у віддалений термін виникали злоякісні новоутворення в легенях. У цьому випадку біологічний ефект був обумовлений не тільки хімічними властивостями урану, але більшою мірою його радіаційною дією за рахунок α -випромінювання.

Типовою картиною гострого отруєння людини UF_6 є ураження дихальних шляхів і нирок. У потерпілих дуже рано розвиваються слабкість, скарги на ядуху, загруднинний біль, під час прослуховування – хрипи в легенях. Швидко розвивається подразливий кашель, виділяється зелено-сіре мокротиння, іноді з кров'ю. У випадку гострих впливів часто відзначається набряк легенів. Температура тіла підвищується протягом 12–72 год. Спостерігаються опіки шкіри, латентний період між початком ураження і розвитком опіку становив 2 год і більше. Відзначені також ураження рогівки ока. Патологія з боку нирок виявляється розвитком альбумінурії, азотемії.

Зміни в крові людей, які працюють з ураном, більшість дослідників пов'язують з його радіаційною дією. Очевидно, депонування урану в кістковій тканині викликає опромінення кісткового мозку, що позначається на зменшенні клітинного складу формених елементів.

Таким чином, гостра й хронічна уранова інтоксикація характеризується *політропною* дією урану на різні органи й системи. Розчинні й нерозчинні сполуки урану зумовлюють однотипний характер ураження, різниця полягає лише у швидкості розвитку інтоксикації й ступені тяжкості патології. У ранній термін дії переважає хімічна токсичність елемента, у пізній період позначається вплив радіаційного фактора. Унаслідок тривалого надходження в організм важкорозчинних сполук урану, коли спостерігається біологічна дія урану як α -випромінювача, розвивається хронічна променева хвороба.

Продукти поділу урану. Під час розщеплення урану в реакторі або внаслідок вибуху атомної бомби утворюється велика кількість радіоактивних ізотопів. Усі продукти розпаду зазвичай поділяють на коротко- і довгоіснуючі, залежно від періоду їх напіврозпаду. У нерозділеній суміші продуктів поділу можуть бути обидва види радіонуклідів. Відносна їх активність може змінюватися залежно від віку (моменту утворення). Найважливіше токсикологічне значення мають ізотопи Sr, I, Cs, Ru, Y, Te, Zr, Nb, Ce, Pm. Продукти розпаду урану

становлять токсикологічну небезпеку і як відходи атомної промисловості, і як продукти вибуху атомної зброї.

1.14.2. Стронцій

Найбільший інтерес у токсикології викликають ізотопи ^{89}Sr й ^{90}Sr . Вони утворюються в процесі опромінення урану в ядерних реакторах, а також внаслідок вибухів атомних бомб як продукти ядерного поділу.

^{90}Sr – чистий β -випромінювач із енергією 0,54 MeV і періодом напіврозпаду 28,6 року. Продуктом його розпаду є ^{90}Y , що перебуває з ним у рівноважному стані. Період напіврозпаду ^{90}Y становить 64,2 год, максимальна енергія β -частинок – 2,18 Ме В. ^{89}Sr є також β -випромінювачем. Період його напіврозпаду 53 доби, енергія β -частинок – 1,5 Ме В.

Стронцій є аналогом кальцію. У разі надходження в організм, так само як і Ca, включається в мінеральний обмін. Сполуки Sr розчинні у воді. При надходженні в організм ^{90}Sr , так само як і Ca, добре всмоктується в ШКТ, значні кількості його відкладаються в кістках. Це призводить до опромінення не тільки кісток і кісткового мозку, але й інших тканин внаслідок впливу β -випромінювача ^{90}Sr і його продукту поділу ^{90}Y .

Завдяки специфіці відкладення ^{90}Sr створюються такі умови, коли опромінюється не весь організм, а переважно кістяк і кістковий мозок. Тому найбільш виражені зміни у разі ураження стронцієм виникають у цих органах. Введення щуром гостроефективної дози ^{90}Sr (2,78–11,1 Бк/г) спричиняє виражені зміни в периферичній крові: значне зниження кількості лейкоцитів, гемоглобіну й еритроцитів.

У тварин розвивається типова картина гострої променевої хвороби. Підгострий перебіг хвороби характеризується поступовим розвитком анемії. Знижується не лише кількість клітин у периферичній крові, але відбувається різке зменшення й кістковомозкових клітин.

Менша доза ^{90}Sr (0,074 Бк/г) не спричиняє значного скорочення тривалості життя, але істотно впливає на сперматогенез та овогенез, стан функції печінки й нирок, імунологічну реактивність і нейроендокринну систему.

Патоморфологічна картина ураження ^{90}Sr характеризується зменшенням лімфоїдних елементів у селезінці й лімфатичних вузлах, наявністю осередків некрозів у печінці. У головному мозку – набряки, одиничні крововиливи в корі. У нирках – нерізко виражена дистрофія. У віддалений термін після впливу, як за однократного, так і за

тривалого надходження ізоотопу, у тварин розвиваються лейкози й пухлини кісток.

У віддалений термін під впливом ^{90}Sr поряд з остеосаркомама розвиваються новоутворення залоз внутрішньої секреції, гіпофіза, молочних залоз, яєчників та різних тканин. У літературі є відомості про профілактичні й терапевтичні засоби у випадку ураження ^{90}Sr . Одним із принципів терапії уражень радіоактивними речовинами є заходи щодо якнайшвидшого видалення ізоотопу з організму, а також використання засобів, що заміщують радіоактивні ізоотопи сталими аналогами, комплексоутворювачів і засобів, що впливають на обмін речовин.

Іпрій. Найбільший інтерес для дослідників становлять ^{90}Y та ^{91}Y . ^{90}Y – продукт поділу ^{90}Sr . ^{90}Y – β -випромінювач з енергією β -частинок 2,2 МеВ і періодом напіврозпаду 62 роки. ^{91}Y є також β -випромінювачем з енергією β -частинок 1,6 МеВ і періодом напіврозпаду 61 день.

Локалізація ^{91}Y у тканинах не залежить від шляху надходження в організм тварини. Через деякий час значні кількості ^{91}Y відкладаються в кістковій тканині. ^{91}Y – досить небезпечний радіонуклід, що накопичується в кістці. Гостроефективні дози ^{91}Y викликають у тварин розвиток гострої променевої хвороби. У віддалений термін ^{91}Y може викликати остеосаркома довгих трубчастих кісток. Вони метастазують у легені.

1.14.3. Йод

Серед короткоіснуючих продуктів поділу урану радіоізоотопи йоду мають найбільше практичне значення. Після вибуху атомної бомби вихід ізоотопів йоду в продуктах розподілу урану сягає 2,8%. Найбільше токсикологічне значення має ^{131}I . Це β - і γ -випромінювач ($E_{\beta} = 0,25\text{--}0,812$ МеВ, $E_{\gamma} = 0,08\text{--}0,722$ МеВ). Період напіврозпаду ^{131}I становить 8,04 доби.

З навколишнього середовища радіоактивний йод за харчовими ланцюжками надходить в організм і вибірково накопичується в щитоподібній залозі. Радіоактивний йод, уведений в організм перорально, дуже швидко всмоктується у верхньому відділі ШКТ: за 18 годин – до 90%. У разі підшкірного введення поглинання відбувається трохи повільніше. Через 24 години у щитоподібній залозі виявляють 31,9% введеної кількості йоду. Шлях надходження ізоотопу не впливає істотно на поглинання йоду щитоподібною залозою.

Гостроефективна доза ^{131}I для щурів викликає виражені зміни в крові: знижується кількість гемоглобіну й еритроцитів, перед заги-

беллю різко зростає кількість лейкоцитів. У разі гострих впливів ^{131}I у клінічній картині відзначається вплив продуктів розпаду щитоподібної залози та інтоксикація організму. Введення в організм ^{131}I дозою $14,8 \cdot 10^4$ Бк/г спричиняє зміни, обумовлені порушенням гормональної активності щитоподібної залози в результаті її руйнування. У випадку однократного й фракціонованого введення ^{131}I у крові значно збільшується кількість лейкоцитів.

Під час аварії на Чорнобильській АЕС активність викиду ^{131}I на 26.04.86 р. склала 16,65 Бк, а на 06.05.86 р. – $27,01 \cdot 10^{16}$ Бк. Частка радіоактивних речовин, вивільнених з реактора, для ^{131}I на 06.05.86 р. склала 20%. Вміст ^{131}I у пробах повітря й ґрунту варіював від 8 до 40%. У перші дні й тижні після аварії основна активність харчових продуктів була зумовлена наявністю ^{131}I . Його вміст у молоці на півдні Білорусі досягав $3,7 \cdot 10^4$ Бк/л, у листовій зелені – до $3,7 \cdot 10^5$ Бк/кг. Із 1-го травня було заборонено споживання незбираного молока з концентрацією радіоактивного йоду вище $3,7 \cdot 10^3$ Бк/л. У всіх дитячих установах було проведено йодну профілактику.

1.14.4. Цезій

Найбільше практичне значення має ^{137}Cs , один з найбільш довгоіснуючих продуктів поділу урану. ^{137}Cs – змішаний β -, γ -випромінювач ($E_{\beta} = 0,51$ МеВ (92%) і $1,17$ МеВ (8%)) з періодом напіврозпаду 30 років. Продукт розпаду ^{137}Cs – збуджений ^{137}Ba з періодом напіврозпаду 2,57 хв – випускає γ -кванти ($E_{\gamma} = 0,662$ МеВ).

Ядерна енергетика є джерелом викиду цілого ряду радіонуклідів, у тому числі й ^{137}Cs . Викид ^{137}Cs може відбуватися не тільки в атмосферу, але також і в океани з атомних підводних човнів, танкерів, криголамів, оснащених ядерно-енергетичними установками.

За своїми хімічними властивостями цезій близький до рубідію й калію – елементів I групи. Ізотопи цезію за будь-якого шляху надходження в організм добре всмоктуються. Всмоктування ^{137}Cs у ШКТ тварин і людини становить 100%. Після перорального надходження цезію значні кількості радіонукліда всмоктуються в кишечнику. Потрапивши в кров, він порівняно рівномірно розподіляється по органах і тканинах. Шлях надходження і вид тварини не впливають на характер розподілу ізотопу.

Показано, що найбільші кількості ^{137}Cs через 19–81 добу накопичуються в скелетних м'язах, печінці, нирках. Уведена доза ^{137}Cs і стать тварин не впливають на розподіл нукліда по органах і тканинах.

Ізотопи цезію мають виражену біологічну дію на організм тварин. Після підшкірного введення ^{137}Cs щурам дозою $14,8 \cdot 10^5$ Бк/г всі тварини гинули на 9–11-ту добу за кумуляції дози 60 Зв. У тварин відзначалася задишка, слабкість, втрата апетиту, кривавий пронос, кров'янисті виділення з носа, зниження маси тіла на 12–19%. За меншої концентрації ^{137}Cs ($7,4 \cdot 10^5$ Бк/г) загибель тварин наставала на 99–328-му добу. У крові в щурів спостерігалось зниження кількості лейкоцитів. Унаслідок введення ^{137}Cs дозою $14,8 \cdot 10^5$ Бк/г відбувалось пригнічення еритропоезу. У щурів спостерігалися різкі порушення умовно-рефлекторної діяльності. Введення тваринам ^{137}Cs дозою $2,96 \cdot 10^5$ Бк/г викликало зміну збуджувальних і гальмівних процесів, зниження умовних рефлексів. Розвиток захисного гальмування переходив у сон.

Таким чином, у результаті ураження тварин гостроефективними дозами ^{137}Cs ($15,6$ – $53,6 \cdot 10^4$ Бк/г) розвивається картина гострої променевої хвороби з геморагічним синдромом.

Тяжкість і швидкість розвитку лейкопенії внаслідок ураження ^{137}Cs залежать від кількості введеного радіонукліда. У разі великої кількості ^{137}Cs у тварин розвивається анемія. В гострій стадії ураження у щурів знижується вміст тромбоцитів, лейкоцитів. У віддалений термін після впливу ^{137}Cs невеликої дози ($7,77$ – $12,58 \cdot 10^4$ Бк/г) у щурів довгостроково зберігається зниження лейкоцитів і виникають пухлини кровотворної тканини, кишечника, підшкірної клітковини, молочних залоз, легенів, нирок, надниркових залоз. У разі впливу хронічно ефективних доз спостерігаються запальні процеси в легенях, ШКТ, середньому вусі, атрофія сім'яників. Таким чином, ^{137}Cs дозою $14,8 \cdot 10^7$ Бк спричиняє зміни в системі крові, нервовій системі й психіці, серцево-судинній та ендокринній системах, ШКТ.

Запитання для самоконтролю:

1. Як розподіляються радіоактивні ізотопи урану у тканинах і органах тваринного організму?
2. Які ознаки має клінічна картина гострого ураження радіоактивним ураном?
3. Які ефекти спричиняє в організмі людини і тварин радіоактивний стронцій у гострому і тривалому впливах?
4. В чому полягає шкідлива дія радіоактивного йоду?
5. Як розподіляється у тваринному організмі радіоактивний цезій?

РОЗДІЛ 2. ОСНОВИ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ

2.1. СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКА РАДІОЕКОЛОГІЯ. ВСТУП

2.2.1. Визначення загальної і сільськогосподарської радіоекології

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. Прерогативою радіоекології є, як правило, порівняно невисокі дози випромінювань. *Сільськогосподарська радіоекологія* вивчає концентрації та міграцію радіоактивних речовин в об'єктах сільськогосподарського виробництва та вплив їхнього іонізуючого випромінювання на сільськогосподарські рослини, тварини та агроценози.

Існує нагальна необхідність ретельного вивчення різних джерел надходження радіоактивних речовин у довкілля з метою зменшення їх потоків; слідкування за їхньою міграцією трофічними ланцюгами з метою обмеження доступу до людини; дослідження дії їх іонізуючих випромінювань на живі організми і в першу чергу на людину з метою зменшення можливого негативного впливу.

Радіоекологія вивчає вплив різних радіонуклідів на різні екосистеми чи угруповання живих організмів та їхню міграцію.

По-друге, така властивість екосистем, як надійність, дає змогу ввести специфічну радіоекологічну характеристику – *радіоємність* (кількість радіонуклідів, що може поглинатися цією екосистемою без шкідливих наслідків для її функціонування).

По-третє, можна стверджувати, що радіочутливість екосистеми ви-значається тим мінімальним вмістом у ній радіонуклідів, що ви-кликає в екосистемі необоротні зміни.

У радіоекології можна виділити дві основні тісно взаємопов'язані проблеми, які завжди розглядають разом. Перша проблема – це міграція радіонуклідів в екосистемі. Щодо біоти фундаментальними характеристиками міграції радіонуклідів є коефіцієнти накопичення і переходу радіонуклідів із певного оточення в певні організми.

Настільки ж важливими характеристиками міграції радіонуклідів між живими і сталими компонентами біоценозу є їх розподіл за глибиною ґрунтів, на поверхню яких нанесено певний радіонуклід, і коефіцієнт сорбції цього нукліда детритом.

Інша проблема – це вплив на той чи інший організм радіонуклідів, що накопичилися в ньому. Проте, на відміну від радіобіології, радіоекологія вивчає вплив іонізуючого випромінювання не тільки на сам організм, скільки на його репродуктивні функції, тобто на здатність підтримувати чисельність тієї чи іншої популяції (а в кінцевому підсумку – і структуру біоценозу) на деякому властивому їй рівні. Через певні труднощі, пов'язані з вивченням цього аспекту радіоекології, відомостей із цих питань у літературі недостатньо, тому часто доводиться задовольнятися лише більш чи менш обґрунтованими кількісними оцінками.

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

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

2.2.2. Історія становлення сільськогосподарської радіоекології в Україні

У 30-ті роки минулого століття в системі радіобіологічних знань виник новий напрям – радіоекологія. Початок йому було покладено В. І. Вернадським – видатним українським і російським ученим, біогеохіміком і радіогеологом, першим президентом Академії наук України. У керованих ним Біогеохімічній лабораторії АН СРСР і Державному радієвому інституті у Ленінграді вперше було виконано роботи з ви-

вчення накопичення природних радіоактивних елементів у рослинах і тваринах, закладено основи вчення про закономірності їхньої міграції в навколишньому середовищі, біологічну дію випромінювань інкорпорованих радіоактивних речовин.

Дійсно широкі і систематичні радіоекологічні дослідження в Україні стали проводитися після Другої світової війни. Одним з їх ініціаторів був видатний український агрохімік академік П.А. Власюк. В Інституті фізіології рослин АН УРСР, яким він тоді керував, у 50–60-ті роки під безпосереднім керівництвом нині академіка Д.М. Гродзинського було розгорнуто широкомасштабні роботи з вивчення природної радіоактивності ґрунтів, рослин, повітря, води на території країни. У їх перебігу особливо ретельно було вивчено радіоактивність ґрунтів усіх ґрунтово-кліматичних зон, оцінено вміст основних дозоутворюючих природних радіоактивних елементів, у першу чергу урану, торію, радію, радону, радіоактивного ізотопу калію та деяких інших. На підставі цих даних було створено карти вмісту основних природних радіонуклідів в ґрунтах України, на яких було виділено провінції з підвищеною радіоактивністю ґрунтів у Черкаській, Вінницькій, Київській, Житомирській, Запорізькій, Кіровоградській областях, пов'язаною, як правило, з місцями виходу на поверхню підстилаючих корінних порід – гранітів. Було визначено радіоактивність рослин різного таксономічного походження, сформульовано теоретичні підходи щодо визначення впливу природної радіоактивності на розвиток і формування фітоценозів. Результати цих досліджень було узагальнено у фундаментальній монографії Д.М. Гродзинського «Естественная радиоактивность растений и почв» (1965), котра до теперішнього часу залишається важливим документальним свідченням стану ситуації щодо рівня вмісту природних радіонуклідів в окремих компонентах природного середовища до періоду масового промислового видобутку урану на території України.

Паралельно у ці роки 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 було оцінено радіоактивність тисяч зразків, зібраних на території України. Основна мета цих досліджень була у вирішенні проблеми нормування і визначення граничнодопустимих інтенсивностей іонізуючої радіації для людини, вияснення фізіологічної ролі та біологічної дії на людину природних

радіоактивних нуклідів. Одержаний матеріал, пізніше узагальнений у трьох виданнях книги І. М. Шевченко, А. І. Даниленка? «Природная бета-радиоактивность растений, животных и человека» і являє собою суттєвий внесок у розвиток вітчизняної радіоекології.

Фундаментальні дослідження про міграцію штучних радіонуклідів, що випали внаслідок випробувань атомної зброї, було виконано на території України групою російських вчених з Інституту біофізики МОЗ СРСР за участю українських колег під керівництвом О. М. Марєя у 1957–1967 рр. Ними було встановлено, що за однакової структури харчування населення України основний внесок ^{90}Sr і ^{137}Cs (до 90%) у раціон жителів Полісся, особливо сільських мешканців, дає молоко. Це зумовлено надзвичайно великими значеннями переходу цих радіонуклідів з бідних на ґрунтовий вбирний комплекс і мінеральні елементи і до того ж кислих дерново-підзолистих та торфоболотних ґрунтів цього регіону в кормові рослини. Одержані більше ніж за 20 років до аварії на Чорнобильській АЕС закономірності міграції цих радіонуклідів було повністю підтверджено дослідженнями радіоекологів у післяаварійний період.

Значним поштовхом для розгортання наукових досліджень у галузі сільськогосподарської радіоекології стала аварія на Чорнобильській АЕС. За цілою низкою підстав аварія одержала назву сільськогосподарської, або навіть сільської аварії (Р. М. Алексахін, 2006):

1. Основна господарча спрямованість регіону аварії – аграрне виробництво.

2. Відповідно, до 70% населення, що мешкає у регіоні аварії, складають сільські жителі.

3. Сільськогосподарська продукція, що виробляється на забруднених радіонуклідами угіддях, є одним з основних, а, часом, домінуючим джерелом формування дози опромінення людини іонізуючою радіацією.

4. Дози опромінення сільського населення значно вищі, ніж міського, що визначається специфічним «сільським типом харчування».

5. Мінімізація наслідків аварії у сільськогосподарській сфері, до якої належать виконання радіозахисних заходів, або так званих контрзаходів, є одним з основних елементів системи радіаційної безпеки усього населення регіону.

В перше післяаварійне десятиріччя в межах великої державної наукової програми «Сільськогосподарська радіологія» і низки інших проектів під керівництвом Б. С. Прістера і М. О. Лоцилова, а пізніше – В. О. Кашпарова в широкій мережі науково-дослідних інститутів

Національної академії аграрних наук (тоді ПВ ВАСГНІЛ), Міністерства сільського господарства, аграрних вищих навчальних закладів розгорнулися роботи в галузі сільськогосподарської радіоекології, спрямовані в першу чергу на вивчення і ліквідацію наслідків аварії в агропромисловому секторі.

На жаль, в силу багатьох об'єктивних причин у друге післяаварійне десятиліття вони цілком невиправдано були скорочені. Проте в ряді установ, зокрема в Інституті сільського господарства Полісся (Житомир), Інституті агроєкології (Київ) Української академії аграрних наук, Національному університеті біоресурсів і природокористування України (колишні УСХА, НАУ; Київ), Житомирському національному агроєкологічному університеті, Університеті водного господарства (Рівне) та деяких інших вони тривають.

Роботи в галузі радіоекології наново були розпочаті в Національній академії наук України. Тут їх очолив академік Д. М. Гродзинський. Одним із перших великий колектив радіобіологів, яким він керує, різко змінивши напрям своїх наукових досліджень, буквально з перших днів після аварії розпочав вивчення її наслідків у фіто- і агроценозах. І вже протягом перших років було одержано унікальні результати про характер транспорту і розподілу радіонуклідів у рослинах, описано різні радіобіологічні ефекти інкорпорованих радіонуклідів, створено математичні моделі, що дозволяють прогнозувати радіологічну ситуацію у сфері рослинництва у наступні роки. Перші результати цих робіт знайшли відображення у книзі „Антропогенная радионуклидная аномалия и растения» (1991).

В Інституті гідробіології НАНУ з перших днів після аварії тривають систематичні дослідження процесів транспорту, міграції та перерозподілу радіонуклідного забруднення в екосистемах водойм Чорнобильської зони відчуження, а також формування біологічної доступності радіонуклідів. Встановлено видову специфічність та динаміку концентрування радіонуклідів гідробіонтами різного систематичного положення і трофічного рівня, оцінено дозові навантаження на різні екологічні групи та види водних організмів.

Натепер в Україні створена і постійно діє мережа радіоекологічного моніторингу, яка контролює радіологічну ситуацію в усіх сферах. Систематично проводиться аналіз радіаційного стану в регіонах, підданих радіонуклідному забрудненню, в окремих галузях виробництва, триває вивчення основних закономірностей міграції довгоживучих радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища,

проводяться роботи з безпечної організації ведення окремих галузей в умовах забруднених територій.

2.2.3. Головні завдання сільськогосподарської радіоекології

Зростаюння у багатьох галузях господарювання застосування енергії атома у тій чи іншій формі висуває перед радіоекологією низку важливих завдань, від розв'язання яких залежить стан нашої планети і можливості існування на ній живих організмів. Особливої актуальності проблеми радіоекології набувають у випадках аварій, що супроводжуються викидами радіоактивних речовин у довкілля. У цих випадках заходи, що здійснюються у різних сферах виробництва, і в першу чергу сільськогосподарського виробництва і харчової промисловості, мають бути спрямовані на обмеження надходження радіоактивних речовин в організм людини з продуктами харчування. Саме вони є одними з основних у комплексі заходів із забезпечення радіаційної безпеки населення. Це свідчить про важливу роль продукції рослинництва і тваринництва у формуванні дози опромінення людини.

Крім роботи підприємств ЯПЦ, певну стурбованість викликають і деякі інші сторони діяльності людини, які призводять до зростання радіаційного фону. Насамперед до джерел, що збільшують радіоактивне забруднення навколишнього середовища, слід віднести зростання застосування у сільському господарстві мінеральних добрив – калійних і фосфорних, що несуть з собою низку природних радіонуклідів. Будь-яка гірничовидобувна діяльність супроводжується винесенням на поверхню Землі певної кількості радіоактивних елементів і ізотопів, особливо на територіях, розташованих в зонах над вулканічними утвореннями типу Українського кристалічного щита.

Занепокоєння викликає і діяльність людини, пов'язана з використанням джерел іонізуючих випромінювань і радіоактивних ізотопів в різних сферах виробництва, у медицині і наукових дослідженнях, яка іноді супроводжується втратою контролю над ними.

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

1. Широкий систематичний радіаційний моніторинг різних сфер господарювання, який включає оцінку вмісту основних дозоутворюючих природних і штучних радіонуклідів в основних об'єктах навколишнього середовища: атмосфері, ґрунті, водоймах, сільськогосподарських та лісових угіддях.

2. Вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах різних типів, ланці «ґрунт – рослини – продуктивні тварини – людина» з наступною кількісною оцінкою накопичення радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів.

3. Дослідження особливостей формування поглинених доз іонізуючої радіації в рослинах, організмі тварин і людини за рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів, а також їхньої біологічної дії на окремі види і угруповання.

4. Розробка заходів щодо мінімізації накопичення радіонуклідів у продукції рослинництва і тваринництва та рекомендацій з ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях.

5. Створення математичних моделей і комп'ютерних систем, які інтегрують накопичену експериментальну інформацію і дозволяють здійснювати довгострокове прогнозування поведінки радіонуклідів у природних об'єктах і оцінювати дозові навантаження на живі організми.

6. Оцінка ролі споживання продукції мешканцями забруднених радіонуклідами територій як джерела додаткового опромінення людини.

Вирішення цих завдань пов'язане з впровадженням і використанням точних кількісних методів досліджень і передусім з розробкою методів радіометрії і радіаційної дозиметрії об'єктів навколишнього середовища.

Труднощі радіометрії і дозиметрії у таких складних природних об'єктах, як агроценози, – екологічної радіометрії і дозиметрії – цілком очевидні. Розрахунки доз хронічного опромінення окремих компонентів ценозу за рахунок інкорпорованих радіонуклідів, необхідні для оцінки будь-якого радіобіологічного ефекту, спряжені з дослідженням складних дозових полів в агроценозах, характер котрих залежить від великої кількості найрізноманітніших чинників: видового складу рослин, тобто їх біологічних особливостей, співвідношення рослин; типу ґрунту і, відповідно, його агрохімічних характеристик, які визначаються не тільки природними показниками, але й є наслідком застосування агротехнічних прийомів; особливостями радіонуклідів та їх кількістю, тобто типом випромінювача і режимом опромінення й багатьма іншими. При екологічній дозиметрії доводиться враховувати і просторово-часову міграцію радіонуклідів біологічними ланцюжками між компонентами ценозу, можливу локалізацію окремих радіонуклідів у певних частинах рослин і органах тварин. Ігнорування

цих особливостей може призводити до заниженої оцінки величин поглинених доз окремими представниками і в цілому агроценозу.

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

Отже, кінцевим завданням сільськогосподарської радіоекології, як і радіобіології в цілому, є захист людини від шкідливої дії іонізуючих випромінювань.

Зпитання для самоконтролю:

1. Що є предметом вивчення сільськогосподарської радіоекології?
2. Дайте визначення радіоємності екосистеми.
3. У чому принципова різниця радіоекології та радіобіології?
4. Чому аварію на Чорнобильській АЕС вважають «сільськогосподарською»?
5. Які завдання вирішує сільськогосподарська радіоекологія на сучасному етапі?

2.2. АТМОСФЕРА, ҐРУНТ І ВОДОЙМИ ЯК ВИХІДНІ ЛАНКИ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРИРОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

2.2.1. Джерела радіоактивності у навколишньому середовищі

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.

Особливо небезпечними є випадки раптових викидів штучних продуктів поділу у навколишнє середовище в результаті випробувань атомної зброї й аварійних ситуацій на підприємствах, пов'язаних з виробництвом атомної енергії, які можуть призводити до локальних і глобальних забруднень ґрунту й живих організмів радіоактивними речовинами на тривалий період. Переважна більшість штучних радіоактивних ізотопів, що надходять у навколишнє середовище, належать до короткоживучих і протягом кількох годин – місяців практично розпадаються. Особливу небезпеку натепер 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 ізотопи деяких інших трансуранових елементів. І саме на них акцентовано увагу при викладенні матеріалу про міграцію радіонуклідів у довкіллі.

2.2.2. Основні шляхи міграції радіоактивних речовин в об'єктах природного середовища

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.

У загальному вигляді схему шляхів міграції радіоактивних речовин в об'єктах навколишнього середовища показано на рис. 1. Згідно з нею радіоактивні речовини, які випадають на земну поверхню, концентруються у трьох головних об'єктах – ґрунті, рослинах і водоймах.

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

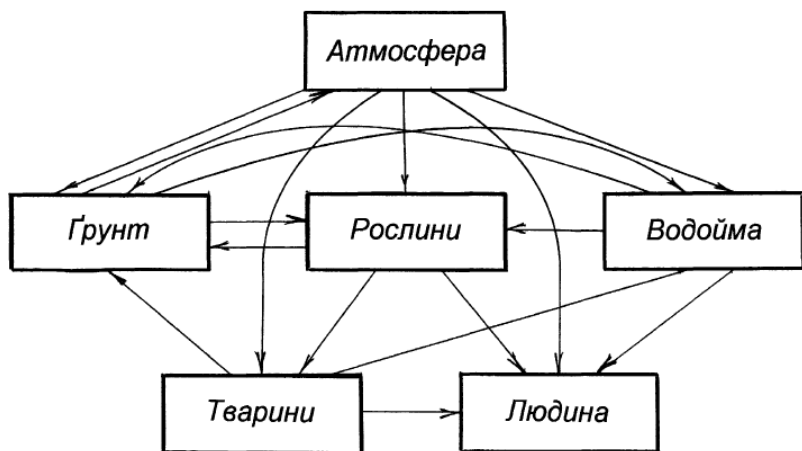


Рисунок 2. Схема основних шляхів міграції радіонуклідів в об'єктах природного середовища

випала на водне дзеркало. Проте частина їх з часом розчиняється у воді, тим самим забруднюючи її.

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 водойми. Так, наприклад, Наукововиробниче 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 неважко 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 й 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 аварія, з 1951 р. до останнього часу здійснював планові скиди низькорадіоактивних 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 Данські протоки проникають у Балтику, північні моря, що омивають Норвегію, Росію, аж до Баренцового моря.

Деякі країни використовували моря як місця 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 , $^{239,240}\text{Pu}$ в воді і донних відкладах поблизу затоплених об'єктів, що свідчить про витік радіоактивних речовин.

Радіоактивні речовини, що потрапляють на рослини, можуть бути адсорбовані їхньою поверхнею шляхом дифузії або ж проникати всередину рослин через продири, 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.

2.2.3. Поняття трофічного ланцюга в радіоекології

Випавши на поверхню земної кулі, радіонукліди стають складовою частиною біологічних циклів природного кругообігу речовин, потрапляючи через трофічні, або харчові, ланцюги до людського організму. Для спеціалістів-екологів, фахівців сільського господарства різних на-

прямів 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 радіонукліда з одного фізико-хімічного чи хімічного стану в інший, кількісна втрата радіонукліда.*

Харчові ланцюги бувають короткими і довгими. Короткі: «атмосфера – людина», «водойма – людина»; довгі: «атмосфера – ґрунт – рослина – тварина – людина»; «атмосфера – вода – рослина – тварина – людина». Можна виокремити і проміжні за довжиною ланцюги: «атмосфера – рослина – людина»; «атмосфера – водойма – людина» і т.д. Іноді розглядають трофічні ланцюги не тільки по відношенню до людини, але й щодо тварин, рослин.

Чим довший трофічний ланцюг, тим менше радіоактивності надійде до організму людини. Тому що концентрація радіонуклідів під час міграції від однієї ланки (об'єкта) до іншої, як правило, зменшується. Наприклад, концентрація більшості радіонуклідів у 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 рослин може збільшуватись. Кількість ^{131}I у щитоподібній залозі хребетних на одиницю маси цього невеликого органа у десятки і сотні разів може перевищувати його концентрацію у природному середовищі. У такому разі йдеться про акумуляцію радіонуклідів.

2.2.4. Коефіцієнти накопичення і коефіцієнти переходу радіонуклідів

Мірою нагромадження радіонуклідів в організмах є *коефіцієнт накопичення* (КН, або Кн). Він являє собою співвідношення між вміс-

том радіонукліда в організмі (Бк/кг) до його концентрації у середовищі (субстраті) (Бк/кг). Так, коефіцієнт накопичення радіонукліда рослинами – це співвідношення між його кількістю в одиниці маси рослини та вмістом у такій самій кількості ґрунту; у випадку тварин – співвідношення кількості радіонукліда в одиниці маси органів тварин (молока, м'яса) та в рівноцінному обсязі кормів.

З цією ж метою використовують *коефіцієнт переходу* (КП, або K_p). Для оцінки переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини він розраховується як відношення кількості радіонукліда в одиниці маси продуктивних органів (Бк/кг) до його кількості в одному квадратному метрі орного шару, на якому вирощуються рослини (кБк/м²).

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 регіоні 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.

Надходячи 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.

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 тропічних

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 детальніше окремі ланки біологічних та трофічних ланцюгів міграції радіоактивних речовин.

2.2.5. Особливості радіоактивного забруднення агроєкосистем

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

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в Україні забруднено ^{137}Cs (зі щільністю 0,1–15 Кі/км²) близько 4,6 млн га сільськогосподарських угідь. При тому пошкоджені агроєкосистеми в межах 74 районів одинадцяти областей, особливо Київської, Житомирської, Рівненської і Волинської. В районах, що постраждали від техногенної катастрофи, суттєво змінилася структура землекористування, порушилися природні, виробничі та господарські зв'язки.

У 1988 р. проведено суцільну наземну гамма-зйомку сільськогосподарських угідь України, а у 1989 р. – додаткові проміри щільності забруднення агроєкосистем ^{137}Cs і ^{90}Sr .

На підставі результатів цих обстежень проведено репрофілювання сільськогосподарського виробництва з урахуванням ареалів забруднених ділянок та коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослини; внесено зміни у структуру посівних площ. Зокрема, з обігу виведено 211,5 тис. га угідь, у тому числі 135,2 тис. га ріллі. Зменшено площі посівів зернових культур (на 122 тис. га), картоплі (на 46 тис. га), льону-довгунця (на 29 тис. га).

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

В агроєкосистемах радіоактивне забруднення, поступово заглиблюючись у ґрунтовий покрив, всмоктується ґрунтовим розчином, з якого через коріння надходить до рослин і нагромаджується в їхній біомасі. Врешті-решт радіонукліди виявляються у продуктах харчуван-

ня рослинного походження, а також у молоці, м'ясі, що спричинено споживанням домашньою худобою радіоактивно забруднених кормів. Досить швидко радіонукліди потрапляють також у воду неглибоких сільських колодязів. Саме тому в агроєкосистемах радіоактивні речовини безперешкодно надходять в організм людини з питною водою та їжею.

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

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

Різні сільськогосподарські культури мають неоднакову здатність до утримання радіоактивних опадів з атмосфери, що зумовлено специфікою морфологічної будови рослин. Коефіцієнт утримання радіонуклідів може змінюватися від кількох відсотків до 95%. Наприклад, для гороху цей коефіцієнт становить 74%, ярої пшениці – 71%, проса – 51%, гречки – 39%, картоплі – 25%. Неоднаковою здатністю до утримання радіонуклідів характеризуються не лише різні види культур, але й різні частини й органи тієї самої рослини. Найчутливіші до радіації в різноманітних фазах розвитку такі рослини, як квасоля, кукурудза, жито, пшениця; стійкіші – льон, конюшина, люцерна, рис, томати.

Запитання для самоконтролю:

1. Назвіть основні джерела радіоактивності у навколишньому середовищі.
2. У яких головних об'єктах концентруються радіоактивні речовини після випадання на земну поверхню?
3. У чому полягає специфіка розуміння трофічного ланцюга в радіоекології?
4. Дайте визначення коефіцієнту накопичення і коефіцієнту переходу.
5. Яке практичне значення має вивчення поведінки радіоактивних речовин у навколишньому середовищі?

2.3. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ У АТМОСФЕРІ ТА ВОДОЙМАХ

2.3.1. Види атмосферних випадань радіоактивних речовин

Атмосфера є ланкою, яка сприяє найбільшій міграції радіоактивних речовин у довкіллі й можливого перенесенню їх на надзвичайно великі відстані.

Чотири основних фактори відіграють провідну роль у міграції радіоактивних речовин в атмосфері: висота викиду, рух повітря, гравітація і атмосферні опади. Залежно 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. Зазвичай 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 півкулі і повернулась у Європу із заходу.

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

Можна виділити ще *космічні випадання радіоактивних речовин* як результат випробувань атомної зброї в космосі. На початку 1960-х у космосі на висоті близько 200 км США і СРСР здійснили вибухи 10 атомних бомб, і дотепер 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 кількох десятків мікрметра. І хоча вони можуть переноситись на десятки тисяч кілометрів, але в силу дії гравітації врешті-решт випадають на поверхню Землі. Вивчення залежності міграції радіоактивних частинок від їхніх 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 із середовищем, високою розчинністю, а значить, високою ймовірністю входження у біологічні цикли.

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

2.3.2. Шляхи надходження радіонуклідів у гідрологічну мережу

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 відклади, 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 їхньої концентрації у воді на порядки величин.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів різними компонентами водної екосистеми, що виражається в одиницях *коефіцієнта накопичення (КН)* або *коефіцієнта концентрування (КК)*, 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 у 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, порівняно з об'ємом води, що протікає, невеликий, твердий стік як чинник перенесення радіоактивних речовин у порівнянні з водою річки незначний.

2.3.3. Умови розповсюдження радіонуклідів між складовими водних екосистем

Поведінка у водоймі як радіонуклідів, так і стабільних елементів 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 дрібно-дисперсних 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. Важливим показником міграційної здатності радіонуклідів у водній екосистемі є міцність їхньої 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 з витіснення 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.

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 перебуває у 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 перебігу 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, від 0 до 25 °С. В експериментах з ^{60}Co було показано, що при підвищенні температури водного середовища від 12 до 28 °С накопичення радіонукліда водними рослинами збільшується в середньому в 4–5 разів. Поглинання ^{90}Sr елодеєю в дослідженому інтервалі температур зростає приблизно в 1,5 раза. Підвищення температури призводить до накопичення ^{137}Cs елодеєю і куширом у 2–3 рази.

Зниження температури у водоймах восени призводить до уповільнення фізіологічних процесів рослинних організмів, а також до погіршення розчинності радіонуклідів, відображаючись 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 перебуває 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.

2.3.4. Забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС

Найбільше забруднення водних екосистем після аварії на Чорнобильській АЕС спостерігалось в кінці квітня – на 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 середньоживучі 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 випадінь, 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 кількох тисяч, а в червні – до кількох

сотень Бк/л. Внесок ^{131}I в загальну радіоактивність води у 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 ^{137}Cs і ^{90}Sr . Починаючи з 1988 р. частка ^{90}Sr в сумарній радіоактивності річкової води на тлі зниження питомої активності ^{137}Cs вже була істотно вища. З цього часу вміст радіонуклідів у воді продовжує зменшуватися, проте у 2006–2009 рр. вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у водах р. Прип'яті все ще в 10–15 разів перевищував їх доаварійні рівні.

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 складали 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 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 із часом став ^{90}Sr , а в донних відкладеннях зі всіх чорнобильських радіонуклідів у даний час переважає ^{137}Cs .

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.

Інтенсивному радіонуклідному забрудненню в результаті аварії піддалися водні організми. Найбільші активності спостерігали в гідробіонтах водних екосистем, розташованих у безпосередній близькості від зруйнованого реактора, а також на шляху формування основних

слідів радіоактивних випадінь. 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 40 000–600 000 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 2000–10 000 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.

Украї повільно відбуваються процеси самоочищення в замкнутих водоймах (озерах, старицях, затонах), де певний вміст радіонуклідів зберігається в усіх компонентах водних екосистем.

Біоаккумуляція радіонуклідів чорнобильського походження в гідробіонтах Чорного моря була істотно нижча, ніж у прісноводних екосистемах, завдяки вищому вмісту конкуруючих іонів у солоній морській воді.

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.

Запитання для самоконтролю:

1. Які основні фактори відіграють провідну роль у міграції радіоактивних речовин в атмосфері?
2. Які з атмосферних випадань мають статус глобальних? Відповідь поясніть.
3. Назвіть основні шляхи надходження радіонуклідів у гідрологічну мережу.
4. Які чинники визначають інтенсивність накопичення і міцність фіксації радіоактивних речовин у екологічних складових водойм?
5. Чому ^{90}Sr є основним радіонуклідом у водних масах водосховищ, а ^{137}Cs – у донних відкладеннях?

2.4. МІГРАЦІЯ РАДІОНУКЛІДІВ В ҐРУНТІ

Ґрунт є основним джерелом постачання в біоту природних радіонуклідів, головною ланкою, у яку надходять штучні радіонукліди із атмосфери.

Під міграцією радіонуклідів у ґрунті слід розуміти сукупність процесів, що ведуть до їхнього переміщення в ґрунті і зумовлюють перерозподіл по глибині 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.

2.4.1. Роль фізико-хімічних властивостей радіонуклідів

Радіонукліди, що потрапляють у навколишнє середовище, можуть перебувати у різній фізико-хімічній формі – аерозолів, гідрозолів, частинок, сорбованих на різних матеріалах, тощо. Їхня рухливість залежить від форми радіонуклідів, в якій вони надійшли у 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 крупніші, зменшується їхня рухливість у ґрунті. Добре відоме *старіння радіонуклідів цезію*, наслідком якого є поступове зниження їхньої доступності для кореневого засвоєння рослинами.

Під впливом другої групи факторів рухливість радіонуклідів та 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 їхню здатність до адсорбції й утворення комплексних сполук, недоступних для рослин. Так, чим вищий заряд іона, тим міцніше він поглинається ґрунтом і утворює стійкіші 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.

2.4.2. Вплив механічного та мінералогічного складу ґрунту

Відмічено, що при вирощуванні рослин в умовах водної культури надходження до них радіонуклідів виявляється значно вищим, ніж при вирощуванні на ґрунтах такої самої 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. Значною мірою 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 ґрунту зростає зі збільшенням дисперсності його механічних елементів. Криві рис. 9.2 свідчать про те, що навіть в межах одного типу ґрунтів залежно від кількості фракції глинистих частинок діаметром менше 0,001 мм накопичення радіонуклідів рослинами може змінюватись на порядок. Найміцніше вони утримуються муловою фракцією.

Крім того, дрібнодисперсні глинисті і мулові фракції ґрунту містять більшу кількість мінералів монтморилонітової групи, слюд і гідрослюд, які належать до тришарових мінералів, що мають високу вбирну здатність. Переважаючими ж мінералами фракцій піску, навіть дрібного, є кварц і польові шпати, сорбційні властивості яких дуже низькі.

Дрібнопилуваті 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 й утримувати радіонукліди, а також утворювати з ними комплексні сполуки, надходження яких в рослини утруднене.

У крупніших 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 й 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 й утримування радіонуклідів. У 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.

2.4.3. Роль агрохімічних властивостей ґрунту

Радіонукліди 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 в 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 їхньої 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 ^{90}Sr і ^{137}Cs , при зростанні кислотності знижується міцність закріплення в ґрунті, збільшується рухливість і надходження в рослини. Деякі радіонукліди, зокрема ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , при підвищенні рН переходять з іонної форми у різні гідролізні та 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”. У багатьох ґрунтах, переважно недостатньо зволжених територій, вміст карбонатів досить значний. Зі збільшенням їх вмісту надходження ^{90}Sr з ґрунту в рослини знижується. Наведені в табл. 9.1 дані свідчать, що зі збільшенням вмісту карбонатів у чорноземах від 0 до 3,2% накопичення ^{90}Sr рослинами знижується в 1,3–2,5 рази, а надходження ^{137}Cs зростає.

Зменшення надходження ^{90}Sr в рослини на карбонатних ґрунтах пояснюється зазвичай 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 кілька 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 у 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'язано 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 залежать від вмісту в ньому відповідних стабільних нуклідів – чим вищий 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 ^{40}K мають ґрунти, що розвивались на кислих магматичних породах і містять мінерали з великим вмістом калію – біотит, мусковіт, ортоклаз. У процесі господарської діяльності потоки калію, а разом з ним і ^{40}K , у біосфері зростають. При середніх нормах внесення калійних добрив 60 кг/га у ґрунт надходить $1,35 \times 10^6$ Бк ^{40}K . При разовому внесенні це не призведе до помітного збільшення вмісту ^{40}K , але при багаторічному внесенні калійних добрив може вплинути на його баланс.

Міграція ^{40}K у ґрунті, надходження в рослини і наступний рух ланками біологічного ланцюга повністю визначаються поведінкою його стабільних носіїв – ^{39}K і ^{41}K – і залежать від багатьох уже відмічених властивостей ґрунтів: карбонатності, реакції середовища, вмісту різних катіонів, і в першу чергу натрію, концентрації аніонів тощо. Але при всякому зменшенні надходження ^{40}K спостерігається і зниження надходження калію в цілому. Він же є одним із основних біогенних елементів.

2.4.4. Вплив погодно-кліматичних умов

Рух повітря, атмосферні опади, температура доквілля та деякі інші явища, що характеризують особливості погодно-кліматичних умов, відіграють важливу роль у 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 чистіших ґрунтів.

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

Найважливішим 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 сягала 24 м/с. Втрати ґрунту від дефляції на величезній території досягали 11–14 т/га.

Сезон року, коли відбулося радіонуклідне забруднення середовища, великою мірою визначає взаємодію радіонуклідів з ґрунтом. Вона буде мінімальною у зимовий період при низьких температурах і твердих атмосферних опадах. Плюсові 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 великою мірою визначається вищеперерахованими 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 у глибину тріщинами, утвореними в суху погоду, ходами черв'яків та інших організмів. Це звичайна *фільтрація – рух рідини крізь пористе середовище під впливом гравітаційних сил*. Певну роль відіграє *дифузійний рух – переміщення радіонуклідів у напрямку градієнта концентрації – її вирівнювання; конвекційне перенесення – це вертикальне переміщення радіонуклідів з водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності*.

Взагалі ж процес вертикальної міграції радіонуклідів відбувається 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. На ґрунтах важчого 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'язано з більшою розчинністю стронцію і “старінням” цезію.

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

Запитання для самоконтролю:

1. Що розуміють під міграцією радіонуклідів у ґрунті?
2. У чому суть «старіння» радіонуклідів?
3. Як впливає реакція ґрунтового розчину на міграцію радіонуклідів?
4. Які чинники визначають швидкість вертикального перенесення радіонуклідів в ґрунті?
5. Яке значення для розповсюдження радіонуклідів у ґрунті має рух повітря?

2.5. ЗАХОДИ ІЗ ЗМЕНШЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ В ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА

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, оскільки 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 повинне вестись за технологіями, які сприяли б максимальному зменшенню міграції радіонуклідів харчовими ланцюжками, виключали можливість збільшення площ забруд-

нених радіонуклідами сільськогосподарських угідь, забезпечували радіаційну безпеку населення, що працює і мешкає у цих умовах.

2.5.1. Основні принципи організації ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях

Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях повинне здійснюватись згідно з положеннями 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 – виробництво сільськогосподарської продукції, споживання котрої без обмежень не призведе 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 у 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 залісення, 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 перепорою для використання поза нею продукції, у якій кількість радіонуклідів відповідає державним санітарно-гігієнічним нормативам.

2.5.2. Засоби зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту у сільськогосподарські рослини

Запобігання переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, тобто гальмування їхнього руху на початковій і найвідповідальнішій ланці їх короткого харчового ланцюжка – одне з головних сучасних завдань не лише сільськогосподарської радіоекології, а й загальної радіобіології, оскільки спрямоване у кінцевому підсумку на протирадіаційний захист людини.

Залежно від властивостей ґрунту, ступеня 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 у 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 у рослини;

2. *Спеціальні заходи*, головною метою яких є виключно зменшення надходження радіонуклідів у рослини.

Такий розподіл, 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.*

2.5.3. 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 глибшим 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, позаяк знижує можливість поверхневого вітрового підйому і перенесення, змиву радіоактивних речовин, а також на порядок знижує радіаційний фон на 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.

За дуже високих рівнів забруднення проводять знімання верхнього шару ґрунту. З цією метою використовують нетрадиційну для агрономічної практики шляхоприбиральну, шляхобудівельну або спеціально сконструйовану техніку.

Проте зняття поверхневого шару на глибину всього 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, знаття верхнього шару ґрунту, він може мати лише локальне застосування.

Більшість розглянутих прийомів, пов'язаних з обробітком 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 найефективніших на всі наступні роки є застосування хімічних меліорантів і добрив.

2.5.4. Застосування хімічних меліорантів і добрив

Роль хімічних меліорантів як речовин, що покращують фізико-хімічний стан ґрунтів; мінеральних та органічних добрив, як поставальників елементів живлення рослин, в умовах забруднення угідь радіонуклідами не змінюється. Проте вони можуть набувати нових функцій, що 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 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. У 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.

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, одержаними за роки після аварії на Чорнобильській АЕС, воно дозволяє зменшувати вміст ^{90}Sr в картоплі до 5–10 разів, у сінні бобових трав – у 6–8 разів, в овочах – в 4–6 разів, у 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 великою мірою визначається вмістом у 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 радіонукліда 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 радіонукліда в урожаї: в овочах і картоплі – в 4–8 разів, у 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. Збільшення кількості калію в два і три рази порівняно з загальноприйнятими нормами дозволяє зменшувати надходження радіонукліда в 3–6 разів.

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 й овочевих рослинах у 2–3 рази. Зменшення надходження цього радіонукліда під впливом калійних добрив зазвичай 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, й 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 у будь-яких формах на будь-яких відмінностях зменшує нагромадження ^{90}Sr практично всіма видами рослин у 2–6 разів. Найбільш ефективними є добрива, які містять фосфати кальцію та калію. Так, внесення в ґрунт фосфатів калію у кілька 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 суперечностей 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 у 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 й 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 у 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 відіграють мікроелементи в існуванні живих організмів, дозволяє припустити різні механізми їхнього 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 й фізіологічно активними, котрі впливають на надходження радіонуклідів у 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 у 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 місце-

вості 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. Найдоцільніше 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 їхньої 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.

Запитання для самоконтролю:

1. Які завдання постають перед сільськогосподарським виробництвом на забруднених радіонуклідами територіях?
2. Які прийоми обробітку ґрунту зменшують перехід радіонуклідів у рослини?
3. Яка роль вапнування та гіпсування ґрунтів у запобіганні надходження радіонуклідів у рослини?
4. Наведіть приклади впливу окремих мінеральних добрив на надходження радіонуклідів у рослини.
5. Яка роль органічних добрив у зменшенні надходження радіонуклідів у рослини?

2.6. ЗАСОБИ ЗМЕНШЕННЯ ПЕРЕХОДУ РАДІОНУКЛІДІВ З ҐРУНТУ У СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІ РОСЛИНИ

2.6.1. Зміна складу рослин у сівозміні

Різні види рослин з неоднаковою інтенсивністю поглинають і накопичують у своїх органах окремі радіонукліди. Тому при плануванні

заходів із зменшення їх надходження в сільськогосподарській культурі 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 радіонукліда різними видами рослин при вирощуванні в однакових умовах може відрізнитися 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 накопичують ^{90}Sr коренеплоди і бульбоплоди. За їх відносною часткою в 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 частинах 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 – буряки столові – салат – морква – картопля – огірки – гарбузи – помідори.

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 у 2–10 разів вища, ніж у злакових.

Велике значення у формуванні сівозміни на забруднених радіонуклідами територіях можуть мати сортові особливості рослин. Так, окремі сорти гороху за здатністю накопичувати ^{90}Sr відрізняються у 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 радіонукліда різними сортами сягає 5 разів. Є відомості щодо

3-кратних коливань у накопиченні ^{137}Cs різними сортами кукурудзи, картоплі.

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 *КН* 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 + післяу-кісна 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 чорно-земах* обмежень щодо видового набору і чергування культур немає.

2.6.2. Фітодезактивація ґрунтів

Певної уваги серед заходів, що спрямовані на очищення ґрунту від радіонуклідів, заслуговує прийом, який одержав назву „фітодезактивація” (іноді використовуються терміни „фітоекстракція”, „фіторе-медіація”). *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. З метою фітодезактивації звичайно застосовують види рослин, які характеризуються максимальним виносом радіонуклідів з ґрунту, тобто мають високі коефі-цієнти накопичення (*КН*) радіонуклідів і формують велику біомасу. У найбільшій мірі серед вивчених у цьому розумінні видів рослин цим вимогам відповідає люпин, дещо меншою мірою – люцерна, ко-нюшина та деякі інші бобові рослини, які мають високі *КН* як щодо ^{90}Sr , так і ^{137}Cs , а також відомі калієфіли кукурудза, соняшник, ріпак, щириця, які мають високі *КН* щодо ^{137}Cs , при вирощуванні в ущільне-них 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 малопоширені види, серед яких насамперед слід відзначити рослини з родини бобових: козлятник східний, чина лісова і лучна, а також кропива дводомна і коноплевидна, топінамбур, сільвія пронизанолисна, живокіст шорсткий, гірчак забайкальський.

При додержанні основних правил агротехніки, внесенні оптимальних та підвищених доз добрив, проведеної 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 найефективніша у перші роки після їх випадіння на ґрунт. З роками відбувається їхня фіксація на ґрунтових частинках, перехід у важкорозчинний слабодоступний для рослин стан (так зване «старіння» радіонуклідів), і ефективність прийому зменшується. Це в більшому ступені 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 винос ^{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 у 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 досліджу

показали, що вирощування ріпаку, кукурудзи, гороху або соняшнику сприяє збагаченню ґрунту на доступні для рослин форми радіоцезію, підвищуючи *КН* у наступної культури – озимого жита – у 2–4 рази. А після послідовно вирощуваних гороху і соняшнику або кукурудзи і соняшнику *КН* 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 *КН* у наступної культури в 4,5 раза.

Оцінюючи потенційні можливості фітодезактивації, ці ж автори доходять висновку, що максимальну здатність до вносу ^{137}Cs урожаєм, враховуючи *КН* та біомасу, має люпин, а ^{90}Sr – редька олійна. За їх даними, спроможність люпину щодо вносу 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'язано зі слабкою рухомістю по рослині стронцію порівняно з цезієм, як і їх хімічних аналогів – відповідно кальцію порівняно з калієм.

П'ятирічні дослідження дозволили дійти висновку, що оптимальна система сівозмін з високими значеннями *КН* 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 24 000 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, нехай 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 ра-

діохімічна 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 *КН* можуть досягати 0,1–0,3 і навіть 1. Найвищими вони є також для видів рослин родини бобових.

Отже, з усіх точок зору (приспосованість до умов Полісся, великі *КН* всіх довгоживучих радіонуклідів, великий вихід біомаси) люпин можна вважати найзручнішою 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 створено 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 передбачено 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 виноситись 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.

2.6.3. 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 корневих систем рослин.

2. Внаслідок змін характеру фізіологічних процесів, які перебувають 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 у 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 підґрунтового 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 не забрудненою радіонуклідами водою, навпаки, слід віддати перевагу поливу дощуванням.

Полив чистою водою сприяє глибокому промиванню ґрунту, переносу радіонуклідів з поверхневих горизонтів у глибші до зони кореневого заселення, збільшенню рухомості радіонуклідів і надходженню їх у рослини.

Загальні правила щодо зміни режиму зрошення стосуються, головним чином, найнебезпечнішої 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 (притока Дніпра Прип'ять, на якій знаходиться АЕС, формує до 40 % радіоактивного стоку Дніпра):

Виділяють такі загальні правила щодо зміни *режиму зрошення*:

- 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 чистішою щодо вмісту радіонуклідів продукцією рослинництва.

2.6.4. 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 важкорозчинні не засвоювані рослинами форми або, навпаки, легкорозчинні, 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 виявлено у Прикарпатті. Міцно і у великих кількостях поглинають і закріплюють ^{90}Sr і ^{137}Cs ілліти та вермикуліти, дещо слабкіше – монтморилоніти та каолініти. Ефективними сорбентами вважаються такі мінерали, як флогопіти, гідрофлогопіти, глауконіти, асканіти, гумбрини, біотити, бентоніти. Незважаючи на відносну дешевизну, їх використання пов'язане з великими витратами, оскільки є доцільним тільки за дуже високих норм їх внесення у ґрунт – до 0,5–1% до об'єму орного шару. А це – 10–12 тонн дрібно розмеленого мінералу на один гектар поля. За такого разового внесення вдається знизити надходження радіонуклідів у рослини в 1,5–3 рази протягом кількох наступних років. Іноді ці мінерали відносять до меліорантів, позаяк 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.

У багато разів зменшує надходження в рослини багатьох радіонуклідів, в тому числі ^{239}Pu і ^{241}Am , внесення в ґрунт амінополікарбонічних 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 набув 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 пригнічує вторинний пиловий перенос радіоактивних частинок, зменшуючи тим самим ступінь аерального забруднення рослин та інших організмів радіоактивними речовинами.

Слід зазначити, що всі розглянуті спеціальні прийоми у переважній більшості є дороговартісними і на теперішній час малоперспективними.

Необхідно зазначити, що кожна з розглянутих комплексних систем заходів чи окремих прийомів із запобігання переходу радіо-

нуклідів з ґрунту в сільськогосподарські рослини в умовах одночасного застосування кількох з них можуть не давати арифметичного збільшення ступеня зниження депонування радіонуклідів рослинами. Більш того, на фоні кількох заходів їхній вплив на надходження в рослини продуктів поділу може істотно змінюватися аж до зниження ефективності кожного з них при застосуванні окремо.

Запитання для самоконтролю:

1. Назвіть основні принципи підбору сільськогосподарських культур у сівозмінах на забруднених радіонуклідами територіях.
2. У чому полягає сутність способу фітодезактивації ґрунтів?
3. Як впливає зрошення на процеси нагромадження радіонуклідів у рослинах?
4. Назвіть загальні правила щодо зміни режиму зрошення на забруднених радіонуклідами територіях.
5. Охарактеризуйте механізми дії адсорбентів і комплексонатів, що вносяться в ґрунт для зменшення переходу радіонуклідів у рослини.

2.7. ОСНОВНІ ПРИЙОМИ ЗМЕНШЕННЯ ПЕРЕХОДУ РАДІОНУКЛІДІВ У ПРОДУКЦІЮ ТВАРИННИЦТВА

Понад 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 можливо, і тому система прийомів зменшення переходу радіонуклідів у продукцію тваринництва складається з декількох прийомів: покращення кормової бази; складання раціонів; включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів у продукцію тваринництва і деяких організаційних заходів.

2.7.1. Покращення кормової бази

Вміст радіонуклідів у раціоні сільськогосподарських тварин і, відповідно, їх перехід у продукцію тваринництва залежать від низки факторів годівлі та утримання тварин. Нагромадження радіонуклідів кормовими рослинами, як і іншими, у першу чергу визначається їх

біологічними особливостями і типом ґрунту, на якому вони вирощуються. Але значною мірою воно залежить і від характеру розподілу радіонуклідів у ґрунті. На угіддях, що обробляються, радіонукліди рівномірно розосереджуються в орному горизонті. Але на цілих землях природних луків, пасовищ і сіножатей вони зосереджуються в основному (до 90 %) у верхньому 4–6-см 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 ¹³⁷Cs у кормах природних луків у багато разів вище, ніж в кормових культурах на оранці.

Великий вплив на забруднення продукції тваринництва радіонуклідами має стан пасовищ і луків. При випасанні худоби на бідних природних пасовищах при вибитому і слабorozвиненому травостої рівень забруднення молока і м'яса може бути у декілька разів вищим, ніж на луках з добрим травостоєм. Це пов'язано 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.

Поверхнєве 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 поверхнєве 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 культивування 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 залежно від умов і повноти здійснення прийомів у 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 білка бажано здійснювати підсиви 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.

2.7.2. Зміна раціонів

Важлива роль у зниженні переходу радіонуклідів з кормів у 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. Велику увагу необхідно також приділяти значенням коефіцієнтів переходу (КП) окремих радіонуклідів у різні продукти.

Так, КП ^{90}Sr та ^{137}Cs в молоко і м'ясо корів, у раціоні яких переважають зелені трави, в 1,5–2 рази вищий, ніж у тварин, основу харчування яких складають зерно та грубі корми. Сінний тип годівлі великої рогатої худоби більшою мірою 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. Більша 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 радіонукліда у кістяку було в 4–4,5 рази нижче.

2.7.3. Включення до раціонів добавок і препаратів, що перешкоджають переходу радіонуклідів у продукцію

Важливу роль у запобіганні переходу в організм сільськогосподарських тварин радіонуклідів відіграє оптимізація мінерального жи-

влення. Найбільше практичне значення у цьому відношенні, як і при розробці систем мінерального живлення рослин, являє кальцієве і калійне живлення. Кальцій в організмі хребетних тварин відіграє 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 може зменшити відкладення в організмі цього радіонукліда приблизно удвічі. Введення кальцію до раціону корів знижує його вміст в молоці у 8–12 разів. 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.

У 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 вивчено і вплив натрію на нагромадження ^{137}Cs , який також є його хімічним аналогом, хоча відома і 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 у 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, приводить до зв'язування багатьох мікроелементів у ґрунті і зменшення їхньої 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 у 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 альгінати – солі альгінових кислот, які виділяють з деяких видів бурих водоростей. Додавання альгінатів 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, гарбузи, плоди кісточкових та сім'ячкових фруктових порід.

Надзвичайно високою ефективністю щодо обмеження всмоктування ^{137}Cs у шлунково-кишковому тракті тварин – не тільки ссавців, але й птиці – відзначається фероцин та його похідні – фероціаніди заліза, кобальту, нікелю. Фероціаніди утворюють з ^{137}Cs нерозчинні сполуки, які не проникають через стінки шлунка та кишок і виводяться з організму природним 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 фероцином – болюси. Кожній корові на початку пасовищного періоду безпосередньо у рубець через рот за допомогою простого пристосування – болюсоін'єктора вводиться 2–3 болюси. При їхньому терті фероцин поступово вивіль-

нюється, змішується з кормом, який сорбує радіонуклід, не даючи йому всмоктуватися 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 з огляду на їхню дороговизну.

Запитання для самоконтролю:

1. Назвіть основні заходи щодо зменшення надходження радіонуклідів в організм сільськогосподарських тварин.
2. У чому полягає суть агротехнічних прийомів покращення луків і пасовищ?
3. Яке значення має раціон годівлі тварин у переході радіонуклідів у продукцію тваринництва?
4. Як впливає вміст у раціоні лужноземельних та лужних металів на перехід радіонуклідів у продукцію тваринництва?
5. Яку роль відіграють ентеросорбенти у запобіганні всмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті тварин?

2.8. 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 певної технологічної переробки, яка передбачає розподіл продукції (сировини) на кілька компонентів, може виявитись, що переважна частина радіонуклідів зосереджується тільки у дея-

ких з них. Нерідко таким компонентом стає не основний, а супутній продукт переробки. Необхідно також мати на увазі, що радіонукліди надходять у рослини, переходять в організм тварин і транспортуються по тканинах переважно у формі розчинених у воді речовин. Тому зосереджуються вони переважно у водній 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 способів, але не висушування і концентрування, буде приводити до її дезактивації. Такі прийоми дозволяють зменшити вміст дозоутворюючих радіонуклідів у 1,5–10 і більше 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.

2.8.1. 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 без будь-якої кулінарної обробки потрапляє 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 головці 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 вища 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 наступ-

ним 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 і нерадіоактивні, залишаються у середовищі бродиння. Одержаний же внаслідок дистиляції продукт виявляється у тисячу і більше разів чистішим за вихідний матеріал.

Забруднення радіонуклідами „не є небезпечним” для цукрових буряків. Технологія одержання цукру складається з подрібнення коренеплідів на тонку стружку і наступного вимивання його гарячою водою, до якої разом з цукром переходять і всі радіонукліди. Але після наступних операцій видалення та очищення цукру – дефекації, 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 ході 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 радіоактивними 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 білка. Ця новітня біотехнологія, яка вже досить широко застосовується у деяких країнах, в Україні перебуває на стадії вивчення. Вона передбачає виділення білка безпосеред-

ньо з зеленої маси шляхом віджимання клітинного соку і наступної коагуляції з нього, за спеціальною технологією, чистого білка, 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 – про шляхи її утилізації.

2.8.2. Очищення продукції тваринництва

Концентрація радіонуклідів у 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 відвіюк. 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 сколотин 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.

Продукти переробки молока розрізняються, іноді досить суттєво, за кількістю 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 пе-

переходить у вершки і зовсім мала – у масло. Із збільшенням жирності вершків та одночасним зменшенням вмісту у них білка зменшується вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs – першого у 2,7 і другого – у 2,3 рази.

Це, однак, не стосується 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 понад 95 % ^{131}I та 50 % ^{90}Sr із 230 об'ємів молока. Створено 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 . 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 виварювання 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 радіонукліда падають. Отже, виварювати м'ясо довше не має сенсу. І перша порція бульйону може бути відкинута.

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 розчині кухонної солі з наступним промиванням. Досить ефективним є вимочування м'яса у воді, підкисленій оцтовою, лимонною кислотами. Ступінь очищення м'яса при цьому залежить від розмірів шматочків, тривалості вимочування, кількості

обробок, реакції середовища, ступеня забрудненості, хімічної природи радіонукліда.

При перетопленні сала понад 95% ^{137}Cs залишається у шкварках, внаслідок чого кількість його в топленому жирі зменшується у 20 разів.

Для оцінки ступеня зниження радіоактивності продукції внаслідок застосування окремих прийомів існує *коефіцієнт очищення продукції* (КОП) від радіонуклідів, який визначається відношенням питомої радіоактивності одержаного внаслідок обробок чи переробок продукту до питомої радіоактивності сирого матеріалу. Фактично це різновид коефіцієнта переходу (КП).

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 багатоспрямований комплекс радіозахисних заходів протягом усього 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 ранішому 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 уже 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.

Запитання для самоконтролю:

1. Проаналізуйте можливості кулінарної обробки в очищенні продукції рослинництва та тваринництва від радіонуклідів.
2. Назвіть основні технологічні прийоми переробки продукції рослинництва, які сприяють очищенню продукції рослинництва від радіонуклідів.
3. Чому первинна технологічна переробка забрудненого радіонуклідами молока є основним способом одержання «чистої» продукції?
4. Як можна очистити від радіонуклідів незбиране молоко?
5. Назвіть основні способи очищення від радіонуклідів м'яса.

2.9. ЗАХИСТ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ВІД РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

2.9.1. Захист ґрунтів від радіонуклідного забруднення

Основною метою захисту ґрунтів від радіонуклідів є зменшення їхнього 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 ступені території. Одним з найефективніших підходів в цьому напрямку є здійснення системи *меліоративних та протиерозійних заходів*.

Велику роль у міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і, зокрема, надходженні їх у рослини, відіграють рельєф місцевості та окремі ландшафтні-географічні особливості території. Вони можуть посилювати рух радіонуклідів як в горизонтальному, так і у вертикальному напрямках і, відповідно, впливати на їх перехід у 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 у період весняної повені і літньо-осінніх злив збільшують горизонтальну і вертикальну міграцію радіонуклідів з рідкими та твердими стоками води. По-друге, дуже слабка здатність до агрегації 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 спричиняє, відповідно, переміщення радіонуклідів на інші, часом „чистіші” ділянки. По-третє, хоча залісненість території Полісся порівняно з іншими регіонами України досить висока і досягає 40–50 %, на відкритих розораних сільськогосподарських угіддях процеси вітрової і водяної ерозії внаслідок зазначених особливостей ґрунту відбуваються при значно нижчих, 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, оскільки це значно посилює вітрову ерозію, особливо на поширених у 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 максимальну можливу глибину* з наступним обробітком безвідвальними знаряддями.

3. *Задерновування і залісення* виведених із землекористування внаслідок високого вмісту радіоактивних речовин відкритих територій з метою послаблення вітрового перенесення частинок ґрунту 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 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 попіл, які містять кількості радіонуклідів на декілька порядків вищі, ніж ґрунти, на яких вони утворюються, можуть переноситись вітром на значно більші відстані, ніж ґрунтові частинки.

Широке 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 харчових ланцюжках і в першу чергу – перехід з ґрунту в рослини.

2.9.2. Захист водойм від надходження радіонуклідів

Основним прийомом захисту водойм є загорожа їх земляними валами і дамбами. Такі споруди, з одного боку, захищають водойму від змиву радіонуклідів із 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 у 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 *ризофільтрації* (від грецького *rhiza* – корінь). В умовах водної культури рослини, як і всі гідробіоти, мають дуже великі *КН* 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 запропоновано мікробну біотехнологію очищення стічних вод від радіонуклідів та важких металів за допомогою штучних мікробних угруповань. На їхній основі створено 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.

2.9.3. Роль лісу у захисті навколишнього середовища від радіонуклідного забруднення

Маючи надзвичайно велику поверхню деревинного, чагарникового і трав'яного пологу, лісові екосистеми відіграють 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 листках, хвої, стовбурах, гілках дерев та кущів. Внаслідок цього при надходженні радіоактивних речовин у навколишнє середовище з атмосфери (а це найчастіший 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 найгостріший період розвитку аварії в кінці квітня – на початку травня 1986 р. оточуючий ліс, основною лісоутворюючою породою котрого є сосна звичайна, у значному ступені поглинув радіоактивні викиди з розруйнованого реактора, попередивши вітровий перенос радіонуклідів на інші території.

Первинне затримання радіоактивних випадінь 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 затримання* радіонуклідів (КПЗ), який являє собою відношення кількості радіонукліда, затриманого рослинами, до кількості радіонукліда, що випала на одиницю площі поверхні (обидва, наприклад, у КБк/м²). Виражають і в процентах.

В наступні періоди внаслідок опадання радіоактивних частинок під полог лісу, їх змиву з поверхні дерев атмосферними опадами, листопадів понад 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 значний винос пиловидних частинок, в тому числі й радіоактивних.

Слід, однак, враховувати, що надзвичайно висока акумуляція радіонуклідів лісовими масивами є джерелом сильного забруднення всієї флори і фауни лісу, в тому числі й 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 перенесення 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 менше 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.

Запитання для самоконтролю:

1. Поясніть ефективність меліоративних та протиерозійних заходів у протирадіаційному захисті ґрунтів.
2. Назвіть основні протиерозійні заходи, які необхідно проводити на територіях з підвищеним радіоактивним забрудненням.

3. Поясніть суть ризофільтрації як способу очищення водойм від радіонуклідів.
4. У чому полягає мікробна біотехнологія очищення стічних вод від радіонуклідів?
5. Що означає коефіцієнт первинного затримування радіонуклідів в оцінці радіозахисної ролі лісових масивів?

2.10. ВИКОРИСТАННЯ ІОНІЗУЮЧИХ ВИПРОМІНЮВАНЬ В СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ

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. *Прикладна радіобіологія* поєднує результати фундаментальних досліджень радіобіологічних явищ, які можуть бути покладені в основу певних технологічних процесів, з техніко-економічними здобутками, включає розробку та створення приладів і установок для опромінення живих об'єктів на певних етапах цих технологій. На стикові технологічних наук і прикладної радіобіології виникла ціла низка *радіаційно-біологічних технологій*, які на певному етапі застосовують опромінення живих організмів іонізуючою радіацією.

2.10.1. Опромінення насіння і розсади для прискорення росту та збільшення продуктивності сільськогосподарських рослин

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.

Проведено масові науково-виробничі випробування технології в різних країнах. У другій половині минулого століття спосіб був впроваджений у значних масштабах в Молдові, Латвії, Киргизії, Казахстані, у багатьох областях Росії, у 60–70-х роках широко випробовувався в Україні.

Впливаючи на процеси обміну, опромінення насіння може приводити до збільшення в рослинах вмісту окремих речовин, які характеризують якість продукції рослинництва. Відзначають збільшення вмісту білка 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.

Прискорюється і досягання рослин. Як правило, воно буває невеликим, складаючи лише декілька днів, тиждень. Але для деяких видів овочевих культур навіть таке раніше дозрівання товарної продукції може давати суттєвий економічний ефект.

Передсадивне опромінення органів вегетативного розмноження та розсади для прискорення їхнього 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, найширше в цьому напрямі проводиться робота з картоплею. Максимальна стимуляція картоплі відбувається при опромінюванні бульб у 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 більше ніж у 1,5 рази.

Опромінення вусів полуниці в дозах 5–15 Гр приводило до збільшення врожаю ягід на 20–30%. Опромінення розсади помідорів, овочевого перцю, баклажанів, капусти в дозах 0,5–5 Гр зумовлює збільшення врожаю на 25–30 % і прискорення його досягання.

Через меншу технологічність у порівнянні з передпосівним опроміненням насіння прийом передсадивного опромінення органів вегетативного розмноження і розсади не набув поширення, за винятком, мабуть, опромінення бульб картоплі.

2.10.2. 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 найширшого застосування саме в селекції рослин.

Процес одержання нового сорту з використанням іонізуючих ви-промінювань включає два етапи: опромінення рослин для одержання максимальної кількості мутантних форм як вихідного матеріалу для селекції і на основі одержаних мутантів виведення за допомогою загальноприйнятих 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, прямо пропорційна дозі опромінення. Але виживання рослин і їхня здатність дати насіння для розмноження обернено пропорційне 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. Таку дозу називають "*критичною дозою*", оскільки невелике її збільшення призводить до загибелі всієї сукупності рослин.

Для цілей радіаційного мутагенезу використовуються й інші типи іонізуючих випромінювань, зокрема нейтрони. Для різних видів рослин відносна біологічна ефективність (ВБЕ) нейтронів варіює в межах 3–10, хоча може сягати 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 порівняно з природним мутаційним процесом. Воно лише збільшує їхню 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), у світі було одержано за допомогою радіаційного мутагенезу і впроваджено 225 нових сортів культурних рослин, то на 1990 р. їхня кількість досягла 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; низькоалкалоїдні сорти люпину Київський мутант, Мутант 486; сорт м'яти Зимостійка 1; сорт тютюну Безпасинковий та інші.

2.10.3. Радіаційні технології продовження строків зберігання ягід, фруктів та овочів

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. Встановлено, що γ-оп-

ромінення бульб картоплі у дозах від 50 до 150 Гр залежно 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 °С.

Аналогічна ситуація складається при зберіганні коренеплодів. Так, ефективним є опромінювання коренеплодів цукрових буряків. Зазвичай при зберіганні в буртах до переробки за рахунок триваючих процесів дихання цукристість коренів протягом кількох 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 за умови підтримання температури і вологості, що запобігає загниванню і пошкодженню шкідниками.

Природно, що опромінена у таких дозах продукція не годиться для садіння і може бути використана тільки для харчових та кормових цілей або технологічної переробки.

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 – подовжують строк її зберігання при 4–5 °С у 2,5–3 рази і при 15–18 °С – у 2 рази. Значний практичний інтерес являє використання радіаційної обробки для збільшення строків зберігання помідорів, смородини, малини, винограду, абрикосів, персиків, вишень, слив, яблук, груш, бананів.

При цьому було встановлено, що γ -опромінення плодів груші і лимону, а також помідор у дозі 3 кГр сповільнює їх дозрівання на

10–15 діб, плодів бананів у дозах 0,25–0,5 кГр – на 8–26 діб. Аналогічний ефект було відмічено при опроміненні зелених та стиглих плодів апельсинів у 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. Існує думка, що внаслідок інгібування іонізуючою радіацією процесів метаболізму в нестиглих плодах гальмується утворення фітогормону етилену, який прискорює процеси дозрівання.

2.10.4. Радіаційні технології захисту сільськогосподарських культур і продукції від шкідників

Радіаційна статева стерилізація комах-шкідників сільськогосподарських культур. В основі біотехнології лежить відмінність в радіочутливості соматичних і статевих клітин будь-якого організму. Життєздатність комах, як окремого виду, визначається їх винятковою плодючістю. Відомі види, здатні до відкладення протягом життя, вимірюваного кількома місяцями, десятків тисяч яєць. Саме за рахунок цього випуск у популяцію стерильних самців здатний різко знизити темпи росту і чисельність виду. При неодноразовому повторенні прийому протягом кількох років вдається повністю знищити окремих вид у певному регіоні.

Порівняно 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 й корисних. З цих же причин вона є нешкідливою для тварин і людини, тобто екологічно чистою.

До цього часу в різних країнах світу за допомогою використання технології радіаційної стерилізації виконано понад 50 програм боротьби з різними видами комах-шкідників. 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. Протягом першого ж року за рахунок кількох 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 було повністю знищено. 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

було значно знижено чисельність популяції середземноморської плодової мухи, в Канаді в Британській Колумбії – яблуневої плодожерки. В усіх випадках використання цього методу боротьби з комахами-шкідниками виявляється економічно в декілька разів вигіднішим, ніж використання інсектицидів.

Радіаційна дезінсекція 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, позаяк комахи видають головним чином внутрішню, найпоживнішу частину зерна з високим вмістом білка.

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. У зв'язку з цим було розроблений і в останні десятиліття все більшого поширення в різних країнах набув прийом радіаційної дезінсекції зерна – γ - або електронне його опромінення перед завантаженням в елеватор.

Вихідною точкою для оцінки величин доз, необхідних для радіаційної дезінсекції зерна, є летальні дози для комах – 100–500 Гр.

Але при проведенні дезінсекції окремих партій зерна слід враховувати не тільки індивідуальну видову радіочутливість комах-шкідників, а й стадію їхнього розвитку в момент опромінення. Так, для стадії лялечки та імаго комірнього 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 Ме В. РДЗ другого типу з виробничою здатністю до 400 тонн зерна за годину введений в експлуатацію на Одеському портовому елеваторі в 1980 р. Досвід його експлуатації показав, що радіаційна дезінсекція 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 дезінсекції й іншої продукції рослинництва і плідівництва, зокрема, борошна, круп, сушених овочів, фруктів, грибів, лікарських трав.

2.10.5. 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, такі як кокаїн, морфін, атропін, стрихнін, нікотин, хінін, котрі широко використовуються в медицині як лікарські засоби, в сільському господарстві як інсектициди.

При опроміненні насіння, проростків вегетуючих рослин у дозі 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 (атропін, скополамін). 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.

Запитання для самоконтролю:

1. Назвіть основні радіаційно-біологічні технології, що застосовуються у виробництві сільськогосподарської рослинної продукції.
2. Який радіобіологічний ефект є вирішальним при застосуванні випромінювань у селекції рослин?
3. На яких процесах заснована радіаційна технологія продовження строків зберігання ягід, фруктів та овочів?
4. Які переваги мають радіаційні технології захисту сільськогосподарських культур і продукції від шкідників?
5. Які прилади застосовують в Україні для радіаційної дезінсекції зерна?

Рекомендована література

1. Батлук В.А. Радіаційна екологія. Київ: Знання, 2009. 309 с.
2. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: рекомендації / за ред. Б.С. Прістера. Київ: Атіка-Н, 2007. 196 с.
3. Григор'єва Л. І., Томілін Ю.А. Радіоекологічні та радіобіологічні аспекти зрошуваного землеробства півдня України: монографія. Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2006. 260 с.
4. Гродзинський Д.М. Радіобіологія. Київ: Либідь, 2001. 448 с.
5. Гудков І.М. Радіобіологія: підручник для вищ. навчальних закладів. Київ: НУБіП України, 2016. 485 с.
6. Гудков І.М., Віннічук М.М. Сільськогосподарська радіобіологія. Житомир, 2003. 430 с.
7. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія: навч. посіб. Київ: 2010. 417 с.
8. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Сільськогосподарська радіоекологія: Підручник / За ред. акад. НААН України І.М. Гудкова. Київ: Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.
9. Іванов Є. Радіаційна екологія: навчально-методичний посіб. Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2011. 217 с.
10. Кіцно В.О., Поліщук С.В., Гудков І.М. Основи радіобіології та радіоекології. Київ: «Хай-Тек Прес», 2008. 320 с.
11. Клименко М.О., Прищепа А.М., Лебедь О.О. Радіоекологія. Практикум. Херсон: ОЛДІ-ІЛЮС, 2014. 404 с.
12. Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіонуклідного забруднення агроценозів. Київ: Логос, 2008. 240 с.
13. Кутлахмедов О.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіобіології. Київ: Вища шк., 2003. 319 с.
14. Лапига І.В. Радіоекологія: лабораторний практикум. Київ: НПУ імені М.П. Драгоманова, 2018. 53 с.
15. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Київ: МОЗ України, 1998. 135 с.
16. Основи лісової радіоекології / за ред. М.М. Калетника.– Київ: Держкомгосп України, 1999.– 252 с.
17. Практикум з радіобіології та радіоекології / Гайченко В.А., Гудков І.М., Кашпаров В.О. та ін. Київ: Кондор, 2010. 286 с.
18. Томілін Ю.А., Григор'єва Л.І. Радіонукліди у водних системах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення

- людини і контрзаходи: монографія. Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008. 260 с.
19. Українсько-англо-російський тлумачний словник з радіобіології та радіоекології / В.І. Глазко та ін. Київ: Чорнобильінтерінформ, 2001. 395 с.
 20. Чорна В.І., Ананьєва Т.В. Радіобіологія з основами сільськогосподарської радіоекології. Практикум. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2021.– 162 с.
 21. Шугуров О. О., Ананьєва Т. В.. Практикум з радіобіології: навч. посіб. Дніпро: РВВ ДНУ, 2015. 64 с.
 22. Gudkov I.V. Vinichuk V.V. Radiobiology&Radioecology. Kyiv: NAUU, 2006. 295p.
 23. Radioecology: Radioactivity & Ecosystems / Eds. E. Van der Stricht and R. Kirchmann.– Belgium: Printed by Fortempts, 2001. 602p.

Науково-практичне видання

**Ананьєва Таміла Володимирівна
Чорна Валентина Іванівна**

**РАДІОБІОЛОГІЯ З ОСНОВАМИ
СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ**

Посібник

В авторській редакції

Коректор Людмила Шутова



Підписано до друку 28.07.2022.
Формат 60x84/16. Папір офсетний.
Друк цифровий. Ум. друк. арк. 9,77.
Наклад 30 прим. Зам. № 93.

ЛІРА

**ВИДАВНИЦТВО
ДРУКАРНЯ**

— ДНІПРО —

Видавництво та друкарня ПП «Ліра ЛТД».
Вул. Наукова, 5, м. Дніпро, 49107.
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготовлювачів
та розповсюджувачів видавничої продукції
ДК № 6042 від 26.02.2018.