

В. П. Краснов, З. М. Шелест, І. В. Давидова



**ВИКОРИСТАННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ЛІСУ
НА ТЕРИТОРІЯХ, ЗАБРУДНЕНИХ
РАДІОНУКЛІДАМИ**



Житомирський державний технологічний університет

В.П. Краснов, З.М. Шелест, І.В. Давидова

ВИКОРИСТАННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ЛІСУ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ

*Навчальний посібник
для студентів вищих навчальних закладів*

Житомир
Видавець О.О. Євенюк
2019

УДК 504.5
К78

Рекомендовано вченою радою Житомирського державного технологічного університету як навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів (Протокол № 12 від 26 листопада 2018 року).

Рецензенти:

- Кутлахмедов Юрій Олексійович – доктор біологічних наук, старший науковий співробітник, завідувач лабораторії радіоекологічної надійності біосистем відділу біофізики і радіобіології ІКБГІ НАН України;
- Лукашов Дмитро Володимирович – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології та зоології Київського національного університету імені Тараса Шевченка;
- Ландін Володимир Петрович – доктор сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу радіоекології в агросфері Інституту агроекології і природокористування НААН України

Краснов В. П.

К78 Використання харчових продуктів лісу на територіях, забруднених радіонуклідами: навчальний посібник / В. П. Краснов, З. М. Шелест, І. В. Давидова. – Житомир: Вид. О.О. Євенок, 2019. – 84 с.

ISBN 978-617-7752-05-8

Викладена інформація про особливості радіоактивного забруднення лісів, можливості використання дикорослих ягід, грибів, дичини, березового соку на територіях, забруднених радіонуклідами. Наведено узагальнені дані різних досліджень та результати досліджень авторів.

Навчальний посібник може використовуватися для підготовки студентів екологічних і лісогосподарських спеціальностей вищих навчальних закладів, аспірантів і фахівців лісового господарства.

УДК 504.5

ISBN 978-617-7752-05-8

© Краснов В.П.,
Шелест З.М.,
Давидова І.В., 2017

ЗМІСТ

	Вступ	4
Розділ 1	Особливості радіоактивного забруднення лісів України	5
Розділ 2	Радіоактивне забруднення дикорослих ягідних рослин	13
Розділ 3	Накопичення радіонуклідів у плодових тілах їстівних грибів	26
Розділ 4	Радіоактивне забруднення березового соку	44
Розділ 5	Використання диких копитних тварин в умовах радіоактивного забруднення	53
Розділ 6	Зменшення радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу	71
	Список рекомендованої літератури	78
	Предметний покажчик	80

ВСТУП

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС відбулося радіоактивне забруднення значної частини території України. У зону аварійних викидів потрапило близько 3,5 млн га лісів, що становить третину всіх лісових насаджень нашої країни. Особливо постраждали лісові масиви Київської, Житомирської, Рівненської та Волинської областей. Вони розташовані у західному напрямку від джерела аварійних викидів і складають 3380,2 тис. га. Крім того, радіоактивного забруднення зазнали ліси Чернігівської та Сумської областей, що знаходяться на схід від ЧАЕС, а також ліси Черкаської, Вінницької, Кіровоградської, Одеської та Івано-Франківської областей, які розміщені далі на південь і південний захід. Матеріали обстеження радіоактивного забруднення лісів свідчать про те, що найбільші його рівні і масштаби спостерігаються в лісових масивах Полісся нашої країни. До аварії на ЧАЕС у цьому регіоні проводилася інтенсивна заготівля харчових продуктів лісу.

У науковій літературі до і після Чорнобильської катастрофи був накопичений значний обсяг експериментального матеріалу, що пов'язаний із акумуляцією та перерозподілом техногенних радіонуклідів у лісових біогеоценозах. Це стало науковою базою для більш глибокого і повного розуміння як механізмів, так і закономірностей біогеохімічних циклів радіоактивних елементів у таких складних екосистемах як ліси. Крім того, багаторічні дослідження дозволили науковцям виявити і дати кількісну характеристику динаміки основних радіоекологічних показників у лісових біогеоценозах. Основні з них – щільність радіоактивного забруднення ґрунту і питома активність радіонуклідів у компонентах екосистем. Багато компонентів лісових екосистем є сировиною для виробництва численної продукції лісового господарства, в тому числі і харчової. Таким чином, зазначені вище дослідження стали науковою основою рекомендацій з використання харчових ресурсів лісу в умовах радіоактивного забруднення.

Навчальний посібник призначений для студентів екологічних і лісогосподарських спеціальностей, а також фахівців лісового господарства, виробнича діяльність яких пов'язана з територіями, забрудненими техногенними радіонуклідами; базується на власних дослідженнях авторів, результати яких викладені в наукових монографіях і навчальному посібнику для фахівців лісового господарства [9, 10, 13, 15, 17].

Розділ 1

ОСОБЛИВОСТІ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛІСІВ УКРАЇНИ

Уже в перші дні після аварії на Чорнобильській АЕС фахівці, які займалися обстеженнями радіоактивного забруднення територій, відзначали значно вищі рівні радіації в лісових масивах та лісосмугах, а також поблизу окремих дерев, ніж на ділянках, позбавлених деревної рослинності. Відомо, що під впливом лісових насаджень зменшується кінетична енергія повітряних потоків, а це сприяє "сухому" осадженню радіоактивних частинок. Ще більш ефективно на осадження пилоподібних і аерозольних частинок впливають лісові смуги та окремі куртини лісонасаджень. При цьому спостерігається ефективне гальмування швидкості повітряних мас до відстані, 5-кратної висоти дерев з навітряного боку і до 20–22-кратної – з підвітряного. Регіони впливу аварійних викидів ЧАЕС у межах колишнього Радянського Союзу відрізнялися значною лісистістю. В його межах перебувала лише невелика кількість лісових смуг і дрібноконтурних лісових насаджень, основний масив становили ліси. Наприклад, в Українському Поліссі 35 % території у 1988 році займали суцільні лісові насадження (рис. 1). Природно, що переважна кількість досліджень була присвячена вивченню радіаційної ситуації після аварії саме в лісових масивах.

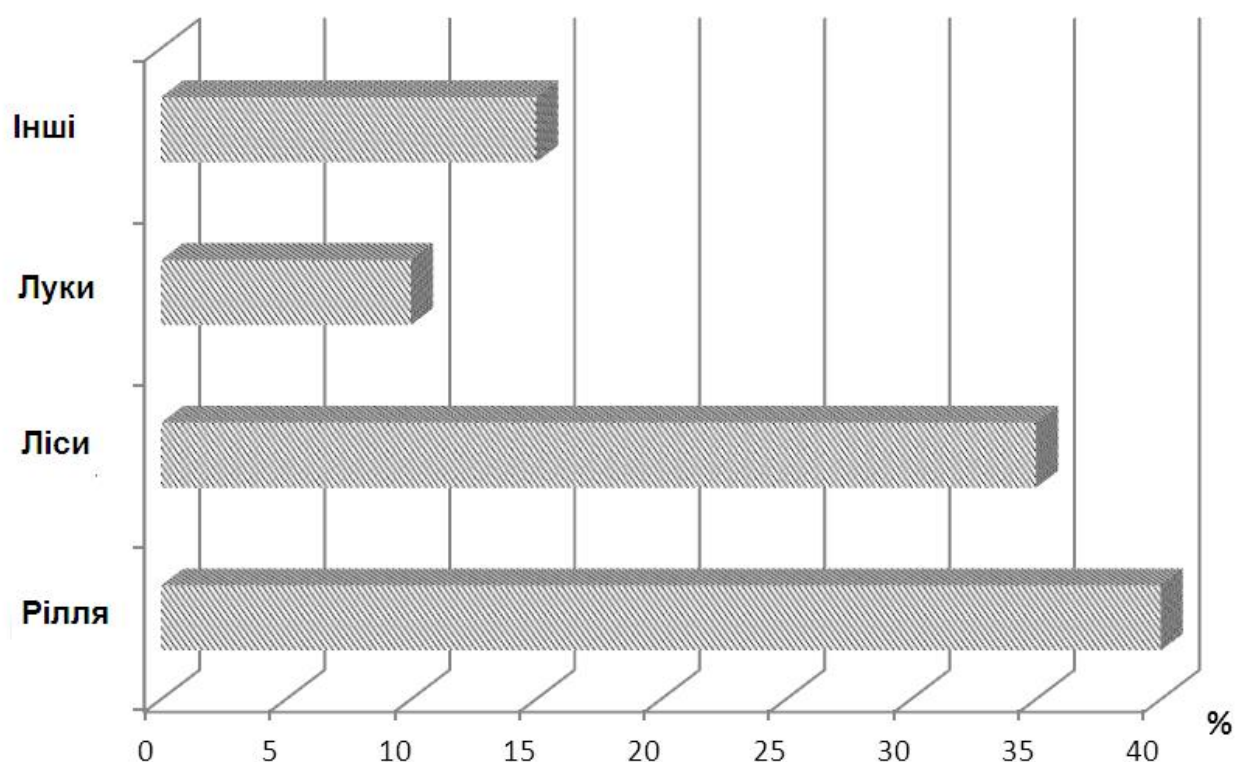


Рис. 1. Структура освоєння земель на Поліссі України (станом на 1988 р.)

У першу чергу, при вивченні характеру первинного розподілу радіонуклідів, увага зверталася на "ефект узлісся". Він виявляється у підвищеному відкладенні радіонуклідів у кронах дерев, що ростуть на лісових галявинах із навітряного боку відносно джерела радіоактивного викиду. Цей ефект був відзначений у більшій частині зони радіоактивного забруднення Киштимської аварії.

У 1919 році В. І. Вернадський писав: "... в лісовому масиві, який знаходиться серед інших рослинних формацій, як на острові ... відбувається головним чином зміщення речовини ... Максимальні зміни відбуваються на узліссях: на кордонах згущення різного роду, що мають свої закони зміщення і обміну речовин".

"Ефект узлісся" відмічається з навітряного боку від джерела викидів і найчастіше фіксується на відстані до 70–80 м углиб лісу. В залежності від відстані до ЧАЕС, "ефект узлісся" може фіксуватися на віддалі до 150–200 м. Крім того, протяжність даного ефекту залежить від розмірів і форми частинок, що випадають, виду і віку деревних порід та інших чинників. Дослідники відзначали, що потужність експозиційної дози гамма-випромінювання на відстані 5 км у південному напрямку від ЧАЕС на узліссі була на 20–70 % вища, ніж на прилеглому до нього полі. Природно, що з просуванням у глибину лісу ці відмінності знижуються.

Ліси виконали свої природні функції, зіграли роль своєрідних фільтрів-накопичувачів, що і призвело до акумуляції в них значної кількості радіонуклідів. Є дані про те, що на лісові масиви в цілому випало на 20–30 % більше радіоактивних частинок, ніж на незаліснені площі (Щеглов, 1999). За здатністю затримувати радіоактивні викиди (величиною коефіцієнта первинного затримання) наземні фітоценози розташовуються наступним чином (від максимальної до мінімальної):

хвойні ліси → листяні ліси → луки та посіви → рілля.

Коефіцієнт первинного затримання радіонуклідів – це відношення активності радіонуклідів (або радіонукліда), які затримані надземною частиною рослинності на одиниці площі, до сумарної активності радіонуклідів, які осіли на дану площу:

$$K_3 = A_p/A_0,$$

де K_3 – коефіцієнт первинного затримання радіонуклідів;

A_p – активність радіонуклідів, затриманих рослинністю, Бк/м²;

A_0 – активність радіонуклідів на одиницю площі, кБк/м².

Для кількісної характеристики забруднення лісів радіонуклідами використовується поняття "щільність радіоактивного забруднення ґрунту". Найважливішими особливостями цього показника в зоні впливу аварії на ЧАЕС є не тільки його високі значення, але й значна мозаїчність. Останнє було виявлене дослідниками вже в перші дні після аварії на ЧАЕС.

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту – це активність того чи іншого радіонукліда на одиниці площі ґрунту (кБк/м² або Кі/км²)

$$1 \text{ Бк} = 1 \text{ розпад/с}; \quad 1 \text{ Кі} = 3,7 \times 10^{10} \text{ розпад/с}; \quad 1 \text{ Кі/км}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$$

Матеріали обстеження радіоактивного забруднення лісів України свідчать про їх значну мозаїчність (табл. 1). Вони лежать в основі прийняття рішень щодо запобігання випуску продукції, радіоактивного забруднення якої перевищувало б допустимі норми.

Таблиця 1

**Радіоактивне забруднення ¹³⁷Cs+¹³⁴Cs лісів
обласних управлінь державного агентства лісових ресурсів України
(станом на 1991 р.)**

№ з/п	Обласні управління лісового та мисливського господарства	Площа обстежених лісів, тис. га	У т. ч. за щільністю забруднення, Кі/км ²							
			до 1,0	1,1–2,0	2,1–5,0	5,1–10,0	10,1–15,0	15,1–40,0	40,1–80,0	>80
1.	Вінницьке	216,2	185,1	23,8	6,8	0,5				
2.	Волинське	178,4	136,2	36,9	5,3					
3.	Житомирське	732,3	292,4	182,5	158,3	50,3	16,4	27,0	4,8	0,6
4.	Київське	372,3	178,0	129,3	38,2	13,0	5,5	4,2	2,6	1,5
5.	Рівненське	671,5	293,6	215,3	151,6	10,7	0,3			
6.	Сумське	121,9	109,4	8,0	4,5					
7.	Черкаське	215,0	176,0	31,1	7,3	0,6	0,04			
8.	Чернігівське	348,6	273,8	47,4	23,1	3,3	0,9	0,06		
9.	Донецьке	16,0	13,1	2,9						
10.	Дніпропетровське	19,5	19,5							
11.	Кіровоградське	26,0	25,3	0,7						
12.	Кримське	19,8	19,8							
13.	Луганське	26,3	25,3	0,9	0,1					
14.	Миколаївське	6,6	6,6							
15.	Одеське	44,8	42,1	2,7						
16.	Тернопільське	64,8	56,4	7,5	0,9					
17.	Харківське	56,4	56,4							
18.	Хмельницьке	50,0	46,1	3,1	0,8					
Всього по Україні		3186,4	1955,1	692,1	396,9	78,4	23,1	31,3	7,4	2,1

Обстеження лісових насаджень у 18 областях України дозволило визначити, що на 38,6 % територій величина радіоактивного забруднення ґрунту становить понад 1 Кі/км² (37 кБк/м²). Однак цей показник значно вищий у Житомирській – 60,1 %, Рівненській – 56,3 %, Київській (без урахування 30-кілометрової зони ЧАЕС) – 52,2 % областях. Узагальнення матеріалів обстеження радіоактивного забруднення дозволяє відзначити, що на 40,8 тис. га заборонена лісогосподарська діяльність, на 101,5 тис. га введена регламентація використання продукції деревних порід, на 1190,5 тис. га – харчової продукції лісу.

Найбільша кількість максимально забруднених радіонуклідами площ зосереджена на території Житомирської області. Тут є 32,4 тис. га лісів, де заборонена будь-яка лісогосподарська діяльність, окрім охорони і захисту лісу від пожеж, хвороб та шкідників. Крім того, на 99,1 тис. га лісових насаджень області введена регламентація використання продукції деревини для тих чи інших цілей, на 257,4 тис. га – дикорослих ягідних рослин і на 439,9 тис. га – їстівних грибів.

Мозаїчність радіоактивного забруднення відмічається також і в межах окремих лісництв. При цьому спостерігається певна тенденція: чим вищі є загальні рівні радіоактивного забруднення території, тим вища є і їхня мозаїчність у межах лісництв, лісових кварталів і таксаційних виділів. Велика неоднорідність радіоактивного забруднення лісництв ускладнює планування, організацію та проведення лісогосподарських робіт, а також використання харчової продукції лісового господарства. Фактично необхідний є диференційований підхід до господарської діяльності в кожному з таксаційних виділів, що вимагає повидільного обстеження лісів.

Перевірка цього твердження була проведена в 7 рендомізаційно обраних кварталах Гладковицького лісництва Овруцького лісгоспу Житомирської області (табл. 2). Дослідження підтверджують зазначену вище тенденцію – із збільшенням рівня радіоактивного забруднення площ збільшується мозаїчність цього показника. Крім того, при середній щільності радіоактивного забруднення 10,0 Кі/км² варіабельність мозаїчності в межах лісового кварталу така, що існує висока ймовірність наявності таксаційних виділів із рівнями радіації, при яких забороняється лісогосподарська діяльність (понад 15,0 Кі/км²).

Таблиця 2

Максимальні величини щільності радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷Cs у лісових кварталах

Номер кварталу	Щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs згідно з існуючим картуванням, Кі/км ²	Максимальна щільність забруднення ґрунту ¹³⁷ Cs, Кі/км ²	Перевищення, рази
6	15,1–30,0	46,5	3,1–1,6
8	30,1–40,0	51,6	1,7–1,3
14	15,1–30,0	48,7	3,2–1,6
60	15,1–30,0	52,7	3,5–1,8
66	15,1–30,0	17,1	–
68	15,1–30,0	37,4	2,5–1,2
71	10,1–15,0	21,4	2,1–1,4

Квартал лісовий – частина лісу, відмежована просіками або природними кордонами (річками та ін.). Розподіл на лісові квартали може бути природний (межі – природні кордони), штучний (межі – взаємно перпендикулярні просіки) і змішаний (природний поділ доповнюється проведенням просік). Розміри лісових кварталів коливаються від кількох десятків до кількох сотень гектарів; встановлюються залежно від розряду таксаційних робіт, а розряд – від ступеня використання деревини. Кожен лісовий квартал має постійний номер.

Нумерація лісових кварталів у масиві лісу проводиться з північного заходу на південний схід.

У тому ж лісогосподарському підприємстві були проведені дослідження із вивчення мозаїчності радіоактивного забруднення на лісових сінокосах, що використовувалися місцевим населенням для випасу великої рогатої худоби (табл. 3). Визначалася щільність радіоактивного забруднення ґрунту на різній відстані від стіни лісу на двох ділянках: з навітряного і підвітряного боку від стіни лісу по відношенню до джерела аварійних викидів. На першій ділянці зростало соснове насадження із середньою висотою 18 м, на другій – 12 м заввишки. Перші зразки ґрунту відбиралися під пологом лісу на відстані середньої висоти дерев від краю насадження, а всі інші – на сінокосах.

Таблиця 3

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту лісових сінокосів на різній віддалі від стіни лісу (Кі/км²)

Навітряний бік		Підвітряний бік	
відстань від лісу, м	M±m	відстань від лісу, м	M±m
≥12	5,7±0,7	≥18	3,5±2,02
12	2,0±0,001	18	2,6±0,61
60	1,5±0,001	36	2,3±0,001
120	1,9±0,001	54	2,1±0,001
180	1,7±0,001	72	2,0±0,001
240	1,8±0,18	90	2,0±0,26

З навітряного боку в лісі відзначаються більш високі рівні радіоактивного забруднення ґрунту – 5,7±0,7 Кі/км², ніж це простежується на сінокосі (від 1,5 до 2,0 Кі/км²). Різниця становить 2,8–3,8 раза. З підвітряного боку спостерігається поступове зниження радіоактивного забруднення ґрунту в напрямку:

ліс (3,5–2,0 Кі/км²) → стіна лісу (2,6–0,6 Кі/км²) →
середина сінокошу (2,0 Кі/км²).

На Поліссі лісові угіддя і прилеглі до них лугові і болотисті ділянки традиційно використовуються для ведення сільського господарства – рослинництва і тваринництва. Мозаїчність радіоактивного забруднення лісу суміжних територій необхідно враховувати при проведенні заготівлі харчових продуктів лісу та кормів для тварин.

Полісся – це історико-культурна і фізико-географічна область, розташована на території Поліської низовини. Переважно Полісся знаходиться на півдні Білорусі і півночі України, але також частково охоплює і території Люблінського воєводства Республіки Польща та Брянської області Росії. Полісся знаходиться в зоні мішаних лісів, південна межа регіону проходить по межі лісу і лісостепу. Загальна площа становить близько 130 тис. км².

Зазначену вище мозаїчність радіоактивного забруднення лісів можна простежити на рівні державних лісових господарств, окремих лісництв, лісових кварталів і навіть таксаційних виділів. Розуміння цього факту особливо важливе для організації заготівлі харчових продуктів лісу в окремому лісогосподарському підприємстві.

Білокоровицький лісгосп Житомирської області постраждав унаслідок аварії на ЧАЕС не найбільше, але матеріали обстеження його радіоактивного забруднення чітко демонструють мозаїчність (табл. 4). У держлісгоспі є площі, де заборонена лісогосподарська діяльність (388 га), введено обмеження використання деревних порід з тією чи іншою метою (3300 га), заборонено і суворо регламентується використання харчової продукції лісу (47125 га). Організація ведення лісового господарства в таких умовах значно ускладнюється.

Таблиця 4

Розподіл площі Білокоровицького держлісгоспу за зонами радіоактивного забруднення (Кі/км²)

Лісництва	Площі за зонами, га						Всього, га
	до 1,0	1,1–2,0	2,1–5,0	5,1–10,0	10,1–15,0	>15,0	
Поясківське	2530	4409	2023				8962
Замисловецьке	4148	2911	2332				9391
Озерянське	2450	4697	2320	82			9549
Радовельське	1440	3371	3155	302	115		8387
Білокоровицьке	323	553	4197	1114	129	388	7874
Жубровицьке	1885	4640	741				7266
Зубковицьке	126	4909	3567				8602
Всього, га	12906	25490	18335	1498	1414	388	60031

Лісовий квартал об'єднує таксаційні виділи з різними лісорослинними умовами. Прикладом мозаїчності радіоактивного забруднення лісу в межах лісового кварталу може бути квартал № 34 Веледницького лісництва Словечанського держлісгоспу (рис. 2). Площа цього кварталу становить 10,1 га. За матеріалами обстеження, проведеного після Чорнобильської катастрофи, квартал був віднесений до зони радіоактивного забруднення 5,1–10,0 Кі/км². У цій зоні частково обмежене ведення лісового господарства: заборонений збір грибів, необхідний додатковий радіологічний контроль деревини та ін. Однак детальне обстеження в кварталі всіх таксаційних виділів показало, що щільність радіоактивного забруднення ґрунту коливається від 2,5 до 27,4 Кі/км² (коефіцієнт варіації 58 %). Таким чином, у окремих таксаційних виділах повинна бути введена заборона на всю лісогосподарську діяльність, а в інших вона може здійснюватися без обмеження.

Прикладом мозаїчності радіоактивного забруднення можуть бути і результати радіологічних обстежень кварталу № 38 Повчанського лісництва Лугинського держлісгоспу (табл. 5). Наведені дані свідчать про те, що в межах однієї лісової ділянки є як площі, де можлива заготівля дикорослих ягід, так і такі, де вона суворо заборонена. Питома активність ¹³⁷Cs у зразках ґрунту,

відібраних у різних місцях кварталу, відрізнялася в 18,4 раза, а потужність експозиційної дози на поверхні ґрунту – в 2,3 раза.

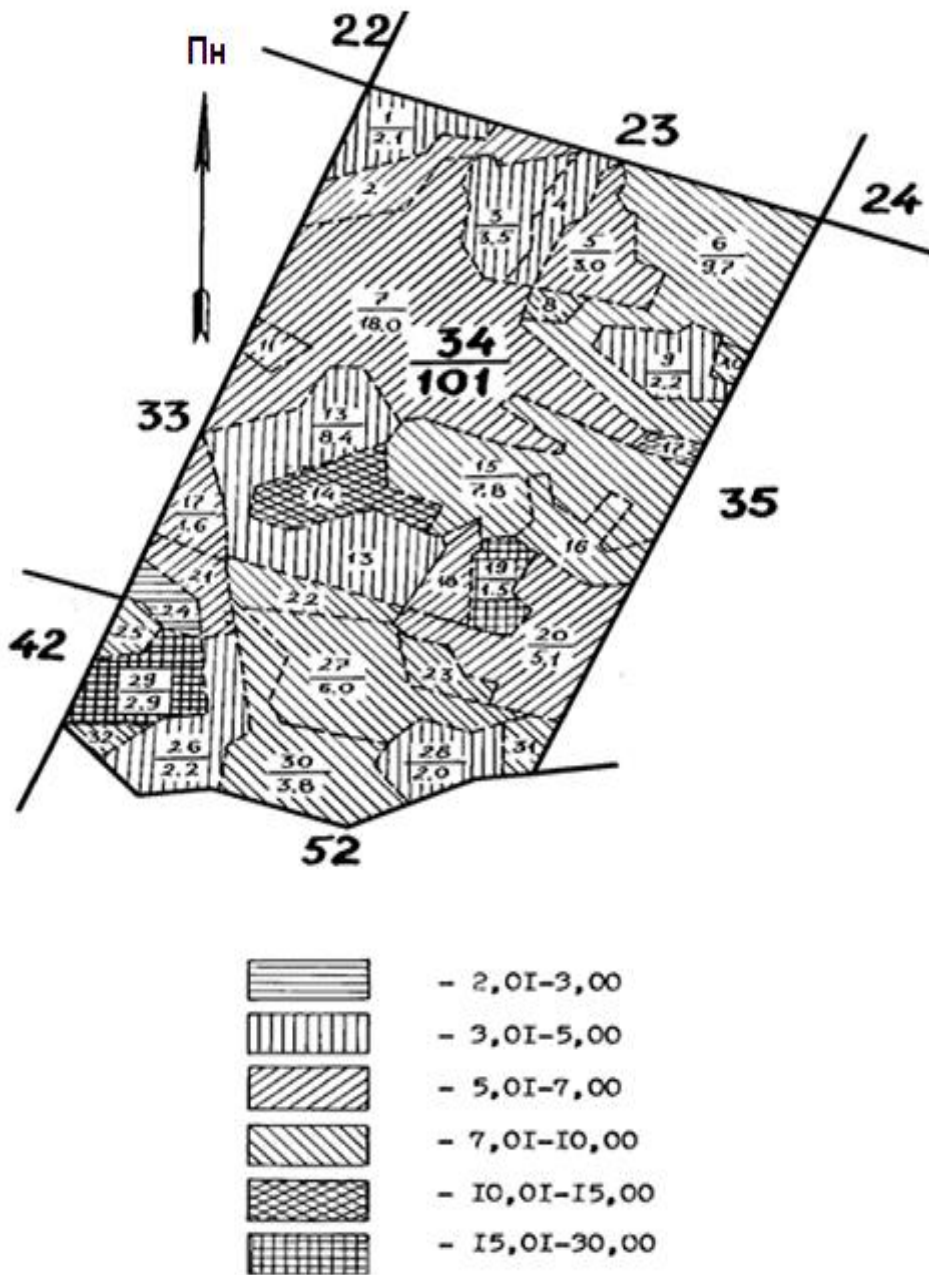


Рис. 2. Щільність радіоактивного забруднення ґрунту таксаційних виділів кварталу № 34 Веледницького лісництва Словечанського державного лісгоспу ($\text{Ki}/\text{км}^2$)

**Мозаїчність радіоактивного забруднення кварталу № 38
Повчанського лісництва Лугинського державного лісгоспу**

Показник	Значення			Коефіцієнт варіації, %
	мінімальне	максимальне	середнє	
Потужність експозиційної дози на поверхні ґрунту, мкР/год	12	28	18,1	24,3
Потужність експозиційної дози на висоті 1 м, мкР/год	8	23	14,1	30,0
Питома активність ґрунту, Бк/кг	200	3670	818	93,3
Щільність радіоактивного забруднення ґрунту, Кі/км ²	0,6	10,9	1,4	135,7

Таким чином, використання продукції лісів залежить від рівня їх радіоактивного забруднення. Обстеження, що проводилися в ранні періоди після Чорнобильської катастрофи, були масштабовані на рівні лісових кварталів. Більш пізні дослідження свідчать про те, що через значну мозаїчність при випадінні і перерозподілі радіонуклідів дані первинних обстежень вимагають уточнення. Ведення лісового господарства і лісокористування в умовах радіоактивного забруднення повинне базуватися на повидільній основі.

Розділ 2

РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ДИКОРΟΣЛИХ ЯГІДНИХ РОСЛИН

Ліси багаті на різноманітні ягідні рослини. Сучасний стан їх ресурсів обумовлений складним комплексом як природних, так і антропогенних чинників. Серед них слід виокремити:

- еколого-фітоценотичні особливості лісів та боліт;
- біологічні та екологічні особливості видів;
- кліматичні умови регіонів;
- види та інтенсивність антропогенного впливу як на умови зростання тих чи інших рослин, так і безпосередньо на самі рослини.

Необхідно відзначити, що вплив антропогенних чинників посилюється, набуває глобальних масштабів. Скажімо, змінюються не лише погодні умови на певних ділянках, а й трансформується клімат на величезних територіях, континентах та всій земній кулі. Все це, безумовно, призводить до зміни ресурсів рослин, зниження їхньої продуктивності, перерозподілу в просторі. Значною мірою зазначені тенденції можна віднести і до ягідних рослин лісів, зокрема Поліського регіону, який традиційно є джерелом лісових ягід.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до радіоактивного забруднення лісів України і особливо її північної частини – Полісся. Тут зосереджено близько 40 % лісових насаджень країни, в яких ростуть багато видів ягідних рослин. В інших регіонах України ресурси ягідних рослин незначні. Поряд із уже наявними проблемами (зниження продуктивності і площ розповсюдження) з'явилася нова – високий ступінь радіоактивного забруднення рослин. Наявні рівні радіоактивного забруднення угідь не призвели до загибелі ягідників або зниження їхньої продуктивності, але вони спричинили неможливість використання ягідних ресурсів на багато років.

Накопичення радіонуклідів певними видами ягідних рослин залежить від наступних чинників:

- величини радіоактивного забруднення ділянок;
- поширення на ділянках певних видів рослин;
- едафічних умов регіону;
- біологічних та екологічних особливостей рослин;
- продуктивності ягідників і та ін.

У лісах Полісся України в значних кількостях зустрічаються такі ягідні рослини (рис. 3):

- чорниця (*Vaccinium myrtillus* L.);
- брусниця (*V. vitis-idaea* L.);
- лохина (*V. uliginosum* L.);
- журавлина болотна (*Oxycoccus palustris* Pers.);
- журавлина дрібноплідна (*O. microcarpus* Turcz. ex Rups.);
- малина (*Rubus idaeus* L.);
- ожина (*R. caesius* L.);

- костяниця (*R. saxatilis.*);
- суниця (*Fragaria vesca L.*).



чорниця



брусниця



лохина



журавлина болотна



журавлина дрібноплідна



малина



ожина



костяниця



суниця

Рис. 3. Основні ягідні рослини лісів Полісся України

Високопродуктивні зарості на значних площах створюють п'ять видів ягідних рослин: чорниця, журавлина болотна, малина, лохина і брусниця (табл. 6). На ці види припадає понад 90 % обсягу всіх заготівель. Інші ягідні рослини займають невеликі площі, не створюють великих заростей і для промислової експлуатації малоприсаєдатні.

Основні площі ягідних рослин зосереджені в північно-західній частині Полісся України:

- Житомирська область – 74,1 тис. га;
- Рівненська область – 89,2 тис. га;
- Волинська область – 54,7 тис. га.

Таблиця 6

**Площа розповсюдження основних видів ягідних рослин
у лісах Державного агентства лісових ресурсів України (тис. га)**

Область	Чорниця	Журавлина болотна	Брусниця	Лохина	Малина
Волинська	47,6	4,3	1,3	0,8	0,7
Рівненська	66,6	16,6	2,0	1,7	2,3
Житомирська	64,6	4,0	2,2	1,5	1,8
Київська	15,3	–	0,8	0,5	0,9
Чернігівська	13,0	–	0,7	0,4	0,8
Львівська	4,2	0,3	0,4	0,2	6,2
Всього	211,3	25,2	7,4	7,4	12,7

Частка тих чи інших ягідників за областями різна, але практично скрізь найбільше поширення мають чорничники. У Житомирській області вони складають 87,2 % від площі всіх ягідників, у Рівненській – 74,8 %, у Волинській – 87,0 %. Значно менше поширення мають ягідники журавлини – 5,4, 18,6 і 7,9 % відповідно. Площі розповсюдження інших видів ягідних рослин ще менші.

До Чорнобильської катастрофи використання недеревної продукції лісу було важливою складовою лісогосподарського виробництва на Поліссі України. Зокрема, в регіоні щорічно нарощувалися обсяги заготівлі дикорослих ягід (табл. 7). Так, з 1973 по 1983 рік заготівля ягідної сировини в Житомирській області зросла в 2,6 раза, в Рівненській – у 3,4, Волинській – у 7,9, Київській – у 8,2 (Бузун та ін., 1989). Ягоди використовувалися в свіжому вигляді, сушилися, перероблялися на соки, варення, джеми та інші консерви. Відповідно, щороку зростали обсяги переробки і реалізації ягідної сировини (табл. 8).

Таблиця 7

**Обсяги заготівлі дикорослих ягід на Поліссі України
у 1973–1987 роках**

Область	Обсяг заготівлі, т			
	1973	1978	1983	1987
Волинська	244	997	1934	1689
Житомирська	229	157	602	1059
Київська	5	2	41	56
Рівненська	1289	1456	4345	2734
Чернігівська	–	18	35	10

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС значна частина ягідних площ Українського Полісся була забруднена техногенними радіонуклідами, серед яких за межами 30-кілометрової зони ЧАЕС найважливішими є довгоживучі ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr. Враховуючи той факт, що найбільші площі ягідників знаходяться у північній частині Полісся, де щільність радіоактивного забруднення лісів максимальна, довелося на частині лісових площ заборонити, а на решті –

регламентувати заготівлю дикорослих ягід. У ряді держлісгоспів, які найбільше постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, було закрито цілий напрям лісокористування – побічний. У переліку таких підприємств – Поліський лісгосп Київської області; Народицький, Овруцький, Білорозовицький, Лугинський лісгоспи Житомирської області. Відповідно істотно скоротилися і обсяги заготівлі ягід.

Таблиця 8

**Прибуток від реалізації продукції побічного користування
у 1978–1987 роках (тис. руб.)**

Область	Рік		
	1978	1983	1987
Волинська	332	747	984
Житомирська	118	219	409
Київська	107	143	151
Рівненська	369	934	1081
Чернігівська	127	105	170

Побічне лісокористування – користування недеревними лісовими ресурсами (сінокосіння, випасання худоби, розміщення вуликів і пасік, заготівля деревних соків, заготівля і збір дикорослих плодів, ягід, грибів, інших харчових лісових ресурсів, лікарських рослин і технічної сировини, збір моху, лісової підстилки та опалого листя, очерету й інше).

У перший післяаварійний період заготівля дозволялася у лісах при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs не вище 5 Ки/км^2 (Калетник та ін., 1986; Чилимов та ін., 1988), пізніше вимоги стали більш жорсткими – до 3 Ки/км^2 . Наведені вище вимоги за щільністю радіоактивного забруднення ґрунту розроблялися на основі вже існуючих у той чи інший період після аварії тимчасових допустимих норм вмісту радіонуклідів у продуктах харчування. Загалом вони відіграли позитивну роль в обмеженні збору дикорослих ягід, радіоактивного забруднення яких перевищувало допустимі норми. Надалі, після прийняття 35-берної, а потім 7-берної концепції, ґрунтуючись на багаторічних дослідженнях міграції радіонуклідів у дикорослі ягідні рослини, гранично допустимі щільності радіоактивного забруднення ґрунту для заготівлі ягідних рослин неодноразово переглядалися, до того ж, переважно, у бік посилення. В останні роки вони диференційовані за конкретними видами.

У 1988 році була прийнята "Концепція безпечного проживання в зоні радіоактивного забруднення". Відповідно до цієї концепції за 70 років життя людина без шкоди для здоров'я може щорічно отримувати еквівалентну дозу 5 мЗв ($0,5 \text{ бер}$) на додаток до всіх інших джерел радіоактивного випромінювання природного або штучного походження. Це становило 350 мЗв (35 бер). У 1990 році Концепція була переглянута. Було прийнято, що додаткова до фонові еквівалентна доза не повинна перевищувати 1 мЗв/рік , або 70 мЗв (7 бер) протягом життя. Ці дозові межі стали основою нормування вмісту радіонуклідів у продуктах харчування.

Є ще один важливий аспект проблеми використання ягідних рослин в умовах радіоактивного забруднення – це масова заготівля дикорослих ягід місцевим населенням. Якщо промислово заготівлю ягідної сировини в регіоні порівняно легко можна обмежити, то масовий неконтрольований збір дикорослих ягід та інших харчових продуктів лісу місцевим населенням дуже важко регламентувати внаслідок різних соціально-економічних причин. Особливо гостро це проявляється в багатолісних районах півночі Полісся, де дикорослі ягоди є традиційним компонентом раціону місцевого населення, особливо сільського, протягом усього року.

Тому, починаючи з періоду глобальних випадів радіонуклідів внаслідок випробувань ядерної зброї у відкритих середовищах (Марей та ін., 1974) та до теперішнього часу радіоекологи та гігієністи звертають особливу увагу на додаткові дози внутрішнього опромінення населення, зумовлені вживанням в їжу харчових продуктів лісу. Особливо гостро ця проблема стоїть у бореальних районах, у тому числі на Білоруському та Українському Поліссі (Марей та ін., 1974).

Бореальна зона – це природна зона помірного географічного поясу північної півкулі з холодною зимою і теплим літом, різко континентальним кліматом, що займає широку смугу в Євразії від Прибалтики до Охотського моря та в Північній Америці між Атлантичним і Тихим океаном.

Після Чорнобильської катастрофи інтерес до вивчення ролі лісових харчових продуктів у формуванні дози внутрішнього опромінення людини посилюється. Отримані дані продемонстрували значний внесок лісового компонента в дозу внутрішнього опромінення, що отримується від вживання всіх харчових продуктів (Strand, Howard, Averin, 1996; Jacob, Likhtarev, 1996; Hubert, Annisimova, Antsipov et al., 1996; Bruk et al., 1999). Було встановлено, що він коливається в широких межах – від 15 до 60 %, досягаючи у критичних груп населення 75-80 %. За даними білоруських дослідників, дикорослі ягоди, що складають всього 2-3 % щоденного раціону сільських жителів Білоруського Полісся, зумовлюють надходження в організм жителів близько 25 % загальної активності ^{37}Cs (Kenigsberg, Buglova, 1994). Аналогічні дані наведені дослідниками і для Українського Полісся (Орлов та ін., 2003). Про важливість даної проблеми на Українському Поліссі свідчать також узагальнені дані радіоекологічного моніторингу лісів навколо населених пунктів, віднесених до зони жорсткого радіаційного контролю (Краснов, Орлов, Ірклієнко та ін., 1995; Краснов, Турко, Орлов та ін., 1999).

Допустимі рівні вмісту ^{137}Cs (ДР-97) в свіжих дикорослих ягодах відповідають 500 Бк/кг. Перевищення нормативів виявлені у 15 % проб свіжих ягід з Волинської, 80 % – Рівненської, 90 % – Житомирської областей. Для Житомирського Полісся, що характеризується як значним варіюванням щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs (від 0,10 Кі/км² у Баранівському держлісгоспі до 120 Кі/км² в Овруцько-Народицькому спецдержлісгоспі), так і строкатістю лісорослинних умов, питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах

чорниці в 2001 році варіювала від 3 Бк/кг (Баранівський держлісгосп) до 30000 Бк/кг (околиці села Христинівка, Овруцько-Народицький спецдержлісгосп).

Виробнича лабораторія радіології Поліського філіалу Українського НДІ лісового господарства і агролісомеліорації проводить постійний радіаційний контроль продукції лісового господарства лісгоспів Житомирської області. На основі результатів обстежень 2000 року було проаналізовано розподіл зразків ягід чорниці у певних діапазонах питомої активності ^{137}Cs (рис. 4).

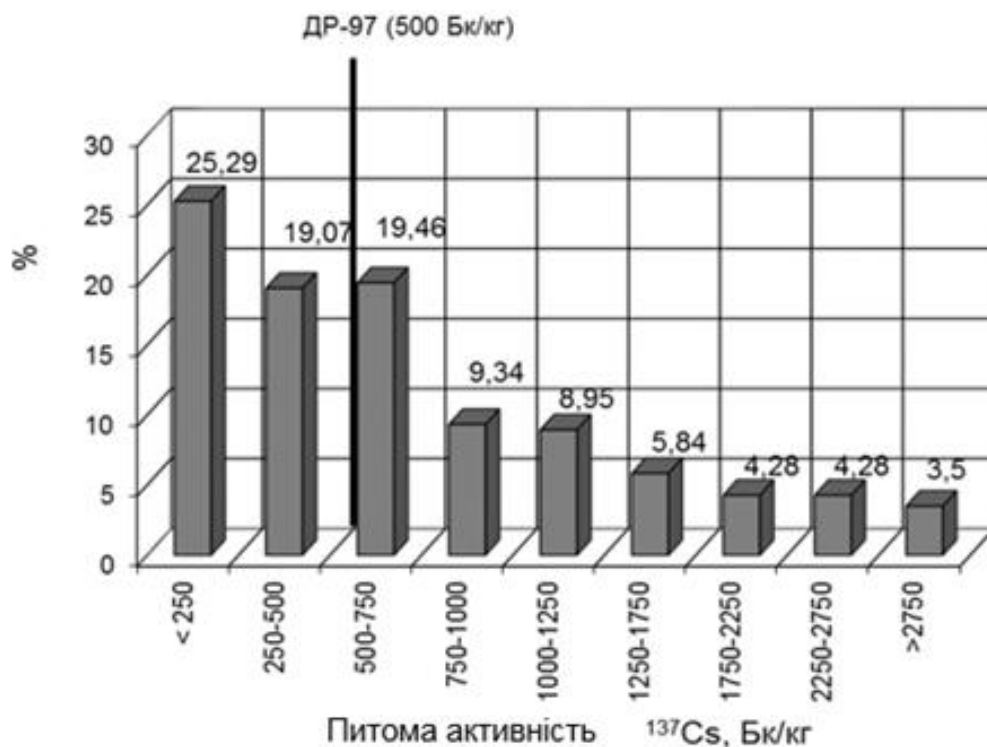


Рис. 4. Розподіл зразків свіжих ягід чорниці, що були заготовлені державними лісгоспами Житомирської області у 2000 році, за питомою активністю ^{137}Cs (за матеріалами виробничого радіологічного контролю)

Аналіз даних дозволяє зробити висновок про те, що 55,6 % загальної кількості зразків свіжих ягід чорниці характеризувалися перевищенням вмісту ^{137}Cs , передбаченого державними гігієнічними нормативами – ДР-97. При цьому амплітуда мінімального і максимального вмісту ^{137}Cs в ягодах склала три порядки (3–8000 Бк/кг) при середньому значенні по всьому масиву 880 Бк/кг, що в 1,8 раза перевищує рівень ДР-97. Ці результати вказують на те, що вивчення радіоактивного забруднення дикорослих ягідних рослин становить як значний теоретичний інтерес, так і практичну цінність.

Для характеристики особливостей надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини використовують коефіцієнт переходу. Він дозволяє оцінити інтенсивність накопичення радіонуклідів у тих чи інших рослинах або їх частинах і органах. Крім того, практичне значення цього показника полягає в

можливості прогнозувати зміст радіонукліду в ягодах, за наявності матеріалів радіоактивного забруднення ґрунту.

Коефіцієнт переходу – показник, який характеризує інтенсивність накопичення рослинами радіонуклідів із ґрунту (чим вищий показник, тим вища інтенсивність накопичення) і визначається відношенням питомої активності радіонукліда у фітомасі до щільності радіоактивного забруднення ґрунту:

$$K_{\text{п}} = A_{\text{п}} / A_{\text{з}}$$

де $K_{\text{п}}$ – коефіцієнт переходу;

$A_{\text{п}}$ – питома активність радіонукліда, Бк/кг;

$A_{\text{з}}$ – щільність радіоактивного забруднення ґрунту, кБк/м²

Результати досліджень свідчать, що накопичення ¹³⁷Cs в ягодах залежить від біологічних особливостей виду. Крім того, було встановлено, що чорниця, брусниця, лохина і журавлина характеризуються значними величинами коефіцієнтів переходу радіонукліда в ягідну сировину (табл. 9). Пояснюється цей факт особливостями біології найбільш поширених ягідних рослин. Дана обставина вимагає уважного і науково обґрунтованого підходу до експлуатації ресурсів цих видів на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення.

Накопичення радіонуклідів в ягодах залежить від лісорослинних умов. Дані таблиці 9 дозволяють провести розрахунки і визначити максимальні рівні радіоактивного забруднення ґрунту ¹³⁷Cs, при яких можлива заготівля певного виду ягід у межах їх екологічного ареалу зростання (табл. 10).

Тип лісорослинних умов – лісівнича класифікаційна одиниця, яка об'єднує лісові ділянки за подібністю ґрунтових і гідрологічних факторів, що забезпечують зростання лісової рослинності певного складу і продуктивності.

Для практичних цілей радіаційної гігієни і оцінки можливих площ заготівлі дикорослих ягід важливо не лише знати граничні рівні радіоактивного забруднення ґрунту, але і прогнозувати накопичення радіонуклідів у конкретній ягідній продукції. Для цього необхідно встановити залежність між питомою активністю радіонуклідів в ягодах і радіаційними характеристиками територій (щільністю радіоактивного забруднення ґрунту і потужністю експозиційної дози гамма-випромінювання). Подібні оцінки стали можливі завдяки трьом чинниками:

- накопичення великого масиву вимірювань у парних зразках "ягоди–ґрунт";
- пошук математичних залежностей між показниками;
- оцінка статистичної достовірності отриманих результатів і апроксимаций.

Таблиця 9

**Середні значення коефіцієнта переходу (КП) ^{137}Cs
у свіжі ягоди основних ягідних видів**

№ з/п	Ягода	Тип лісорослинних умов	Середнє значення КП
1.	Чорниця	A ₂	8,5
		A ₃	14,7
		B ₂	7,2
		B ₃	10,0
		B ₃₋₄	23,4
		C ₂	1,7
		C ₃	2,1
2.	Брусниця	A ₂	9,8
		A ₃	12,7
		A ₃₋₄	18,2
		B ₂	9,1
		B ₃	9,5
		B ₃₋₄	14,5
		C ₂	3,0
		C ₃	3,6
		C ₃₋₄	9,1
3.	Лохина	A ₃	7,7
		A ₄	12,0
		A ₅	17,3
		B ₃	9,3
		B ₄	14,7
		B ₅	17,0
4.	Малина	C ₂ -C ₃	5,8
5.	Суниця	B ₂	4,9
		C ₂	3,7
		C ₃	4,3
6.	Калина	B ₃₋₄ -C ₃₋₄	0,3
7.	Горобина	B ₃₋₄	0,8

Результати обробки великого масиву даних, проведеної співробітниками Поліського філіалу УкрНДІЛГА, дозволили виявити, що для ягід, які найбільш часто заготовляються, згадані залежності в усіх типах умов місцезростання апроксимуються мультиплікативними рівняннями. За допомогою отриманих рівнянь можна визначати питому активність ^{137}Cs у свіжих ягодах у конкретних типах умов місцезростання, а також гранично допустимі величини щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs для заготівлі ягід. Для практичного використання результатів досліджень фахівцями лісового господарства були створені довідково-нормативні таблиці, необхідні для організації та проведення робіт із заготівлі дикорослих ягід (табл. 11).

Таблиця 10

Максимальна величина щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , при якій можлива заготівля свіжих ягід у різних типах лісорослинних умов

№ з/п	Вид ягідних рослин	Тип лісорослинних умов	Максимальна щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs	
			кБк/м ²	Кі/км ²
1.	Чорниця	A ₂	58,82	1,59
		A ₃	34,01	0,92
		B ₂	69,44	1,88
		B ₃	50,00	1,35
		B ₃₋₄	21,37	0,58
		C ₂	294,12	7,95
		C ₃	238,10	6,44
2.	Брусниця	A ₂	51,02	1,38
		A ₃	39,37	1,06
		A ₃₋₄	27,47	0,74
		B ₂	54,95	1,49
		B ₃	52,63	1,42
		B ₃₋₄	34,48	0,93
		C ₂	166,67	4,50
		C ₃	138,89	3,75
		C ₃₋₄	54,95	1,49
3.	Лохина	A ₃	64,94	1,76
		A ₄	41,67	1,13
		A ₅	28,90	0,78
		B ₃	53,76	1,45
		B ₄	34,01	0,92
		B ₅	29,41	0,79
4.	Малина	C ₂ -C ₃	86,21	2,33
5.	Суниця	B ₂	102,04	2,76
		C ₂	135,14	3,65
		C ₃	116,28	3,14
6.	Калина	B ₃₋₄ -C ₃₋₄	555,00	15,00
7.	Горобина	B ₃₋₄	555,00	15,00

Ще більш зручними для практичного використання є графічні зображення наведених залежностей (рис. 5, 6, 7). Номограми, за якими можна легко знайти очікувану питому активність ^{137}Cs у свіжих ягодах, виходячи з типу умов зростання і відомої щільності забруднення ґрунту, були включені до діючих в Україні «Рекомендацій з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення територій» (Краснов та ін., 2008).

Таблиця 11

Питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах при різній щільності забруднення ґрунту в основних типах лісорослинних умов Українського Полісся

Щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs , кБк/м ²	Чорниця				Брусниця		Лохина			
	В ₃	В ₂	С ₂	С ₃	А ₂	В ₂	А ₃	А ₄	В ₃	В ₄
10	107	89	38	41	144	92	244	77	227	311
20	184	151	56	60	269	186	291	260	272	376
30	254	205	69	74	199	280	338	443	317	440
40	319	256	81	87	503	375	385	626	362	504
50	380	303	91	99	615	469	432	808	407	569
60	439	348	101	109	724	564	479	991	453	633
70	496	391	109	119	832	659	526	1174	498	697
80	551	433	117	128	938	754	573	1357	543	762
90	605	473	125	136	1043	850	620	1540	588	826
100	657	513	133	144	1147	945	668	1722	633	890

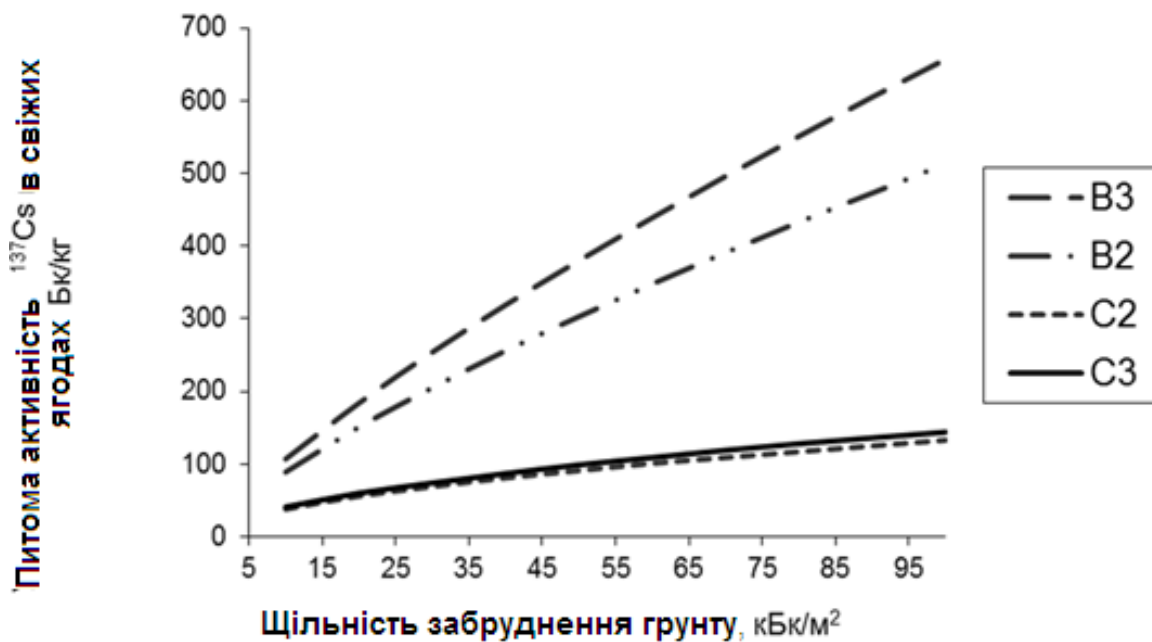


Рис. 5. Питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах чорниці при різній щільності забруднення ґрунту в основних типах умов місцезростання

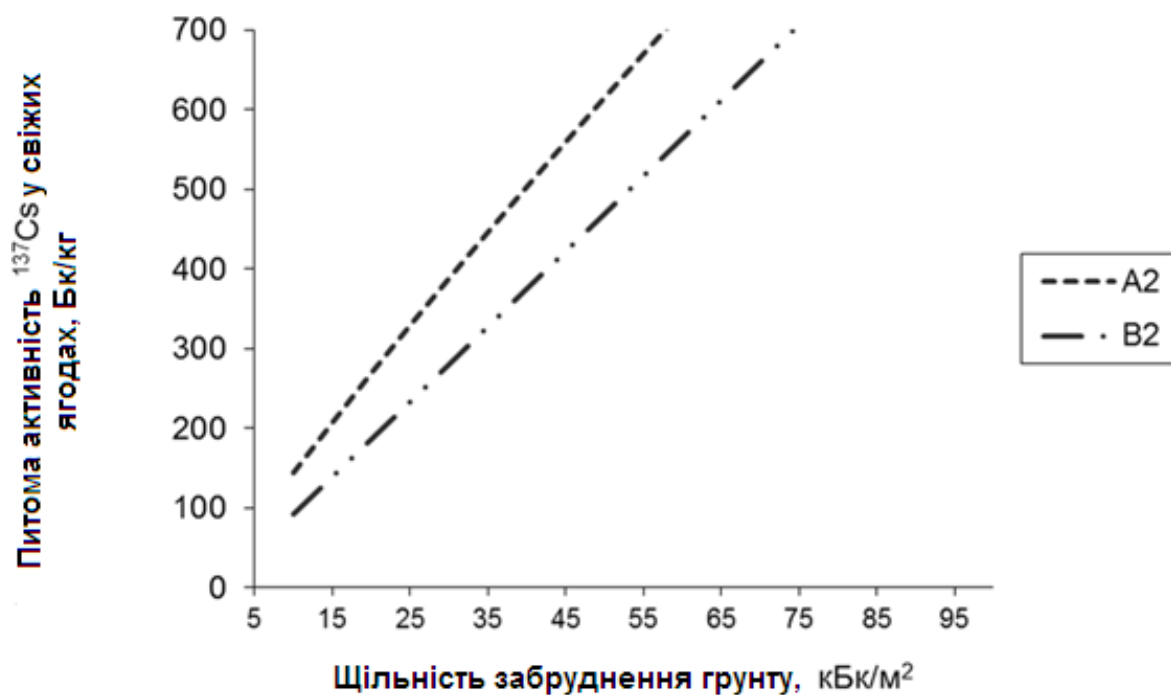


Рис. 6. Питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах брусниці при різній щільності забруднення ґрунту в основних типах умов місцезростання

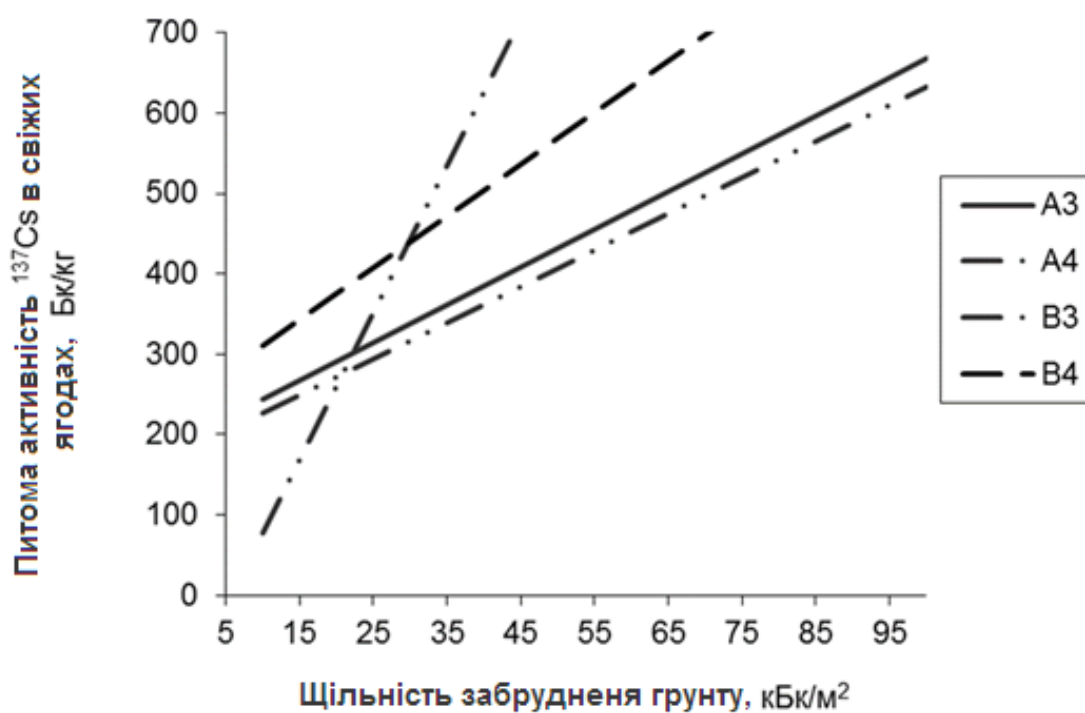


Рис. 7. Питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах лохини при різній щільності забруднення ґрунту в основних типах умов місцезростання

Специфічні екологічні умови складаються в місцях зростання досить цінного ягідного виду – журавлини болотної. Це сфагнові болота, де технічно дуже важко визначити величину щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Потужний шар сфагнового моху не дозволяє взяти неушкодженими зразки ґрунту (в даному випадку моху) певного об'єму звичайними бурами. У той же час, прогнозування радіоактивного забруднення цього виду ягідних рослин є вкрай важливим, оскільки місцеві жителі заготовляють журавлину у великій кількості як для власних потреб, так і на продаж. Тому для цього виду рослин дослідники визначали залежність між експозиційною дозою гамма-випромінювання і питомою активністю ^{137}Cs в ягодах. У місцях заготівлі журавлини болотної рекомендується робити не менше 30 замірів експозиційної дози гамма-випромінювання на площі 1 га. Надалі визначається його середнє значення. Потім за допомогою розробленої таблиці прогнозують можливу величину радіоактивного забруднення ягід (табл. 12).

Таблиця 12

Розрахункова величина питомої активності ^{137}Cs у свіжих ягодах журавлини болотної за середньою величиною експозиційної дози гамма-випромінювання в сирих та мокрих борах і суборах

Середнє значення експозиційної дози гамма-випромінювання на висоті 1 м, мкР/год	Прогнозована питома активність залежно від типу лісорослинних умов, Бк/кг	
	бори сирі і мокрі	субори сирі і мокрі
9	105	74
10	223	190
11	341	306
12	460	422
13	578	538
14	696	654
15	815	770
16	933	886
17	1051	1002
18	1170	1118
19	1288	1234
20	1406	1350

Таким чином, організацію і проведення заготівлі дикорослих ягідних рослин необхідно здійснювати, враховуючи:

- вид ягідної рослини;
- тип лісорослинних умов;
- щільність радіоактивного забруднення ґрунту або потужність експозиційної дози гамма-випромінювання.

Важливим аспектом при організації заготівлі дикорослих ягід в лісах є довгострокове прогнозування їх радіоактивного забруднення. Дослідження показали, що, наприклад, в ягодах чорниці спостерігається стійка тенденція до

самоочищення (рис. 8). У початковий період зниження накопичення радіонуклідів проходило досить швидко. З 1986 по 1992 рік питома активність ^{137}Cs в ягодах чорниці зменшилася приблизно в три рази. У наступний період процес сповільнився. З 1992 по 2002 рік вміст радіонукліда в ягодах зменшився в середньому в 2 рази. В подальші роки процес самоочищення проходить ще повільніше.

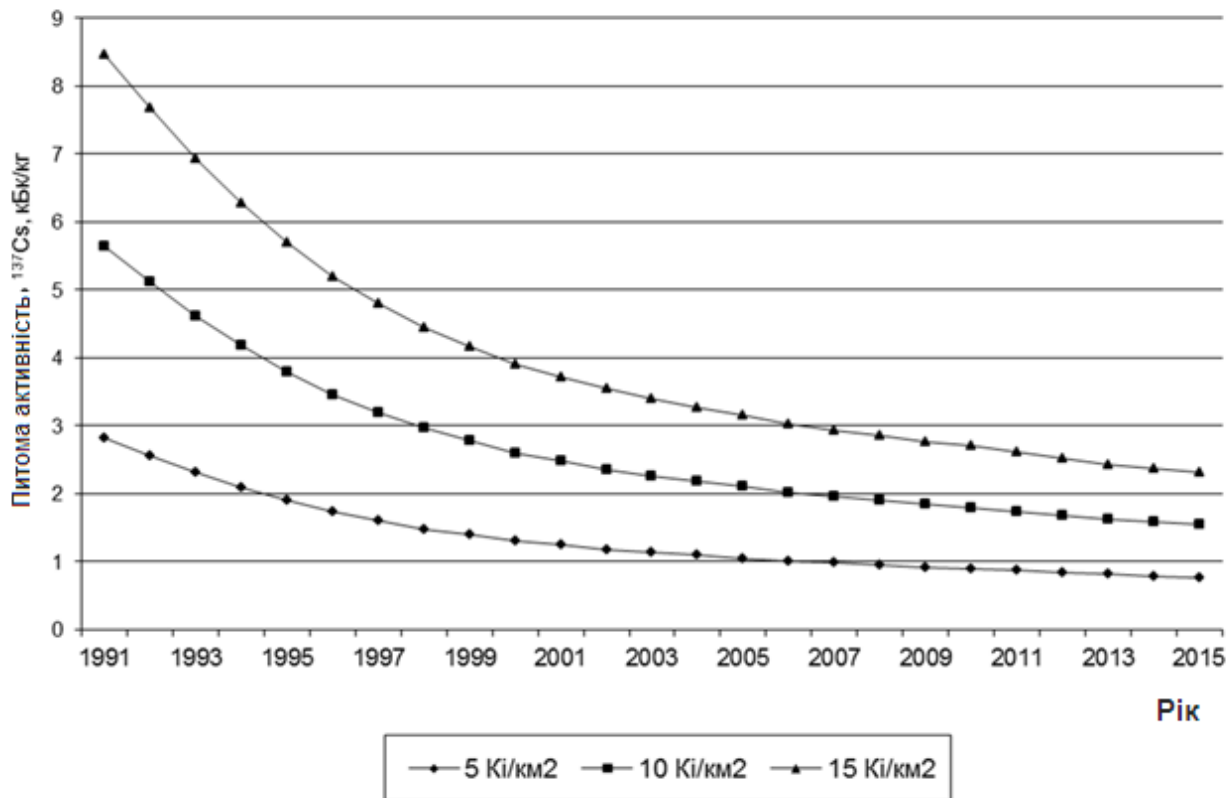


Рис. 8. Прогноз багаторічної динаміки питомої активності ^{137}Cs в свіжих ягодах чорниці при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту

Основна кількість математичних моделей була побудована наприкінці ХХ століття. Подальший моніторинг підтвердив їх достовірність. Прогноз за результатами математичного моделювання дозволяє зробити висновок про те, що через 30 років після аварії слід очікувати значного (до 20 разів) зменшення вмісту ^{137}Cs у харчовій продукції лісу. Однак, незважаючи на значне зниження питомої активності ^{137}Cs у лісових ягодах, результати моделювання свідчать про неможливість використання ягід ні зараз, ні в найближчі 15 років на територіях, які в нинішній період знаходяться в зоні безумовного відселення.

Розділ 3

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ У ПЛОДОВИХ ТІЛАХ ЇСТІВНИХ ГРИБІВ

Гриби (Fungi або Mycota) – специфічна група живих організмів чисельністю понад 100 тис. видів.

Згідно із сучасними поглядами, гриби, тварини і рослини складають три окремі царства багатоклітинних організмів. Вегетативне тіло грибів – це міцелій (грибниця), який переважно захований від погляду людини в тому чи іншому субстраті. Міцелій займає велику площу, а його довжина у лісовій підстилці може досягати 35 км на 1 грам ґрунту. Міцелій складається із ниткоподібних гіф товщиною 1,5–10 мкм. Розрізняють два види міцелію:

- ценотичний (неклітинний);
- септірований (клітинний).

Ценотичний міцелій не має міжклітинних перегородок – це своєрідна єдина клітина з великою кількістю ядер. Септірований міцелій складається з окремих клітин із одним або декількома ядрами. Міцелій росте апікально (тільки верхівкою), він багаторічний.

Мікологія (від грец. μύκης – гриб) – біологічна наука, що вивчає особливості будови, розвитку та метаболізму грибів. Оскільки гриби тривалий час відносили до царства рослин, то у мікології зберігаються наукові традиції, характерні для ботаніки.

У своїй біології гриби поєднують властивості тварин і рослин. У них відсутні фотосинтезуючі пігменти. Гриби – гетеротрофи, які, як і тварини, використовують у якості джерела карбону готові органічні речовини. Крім того, для них характерне зовнішнє травлення – виділення ферментів у навколишнє середовище. Цим визначається місце і роль грибів у біогеоценозах, а також можливе надходження радіоактивних елементів із субстрату або навколишнього середовища. З тваринами гриби зближує утворення глікогену як спосіб запасу вуглеводів, утворення сечовини як кінцевого продукту азотного обміну. Крім того, клітинні стінки грибів найчастіше складаються з хітину, а не з целюлози. Є й інші особливості метаболізму, подібні з тваринами. З рослинами гриби об'єднує нерухливість, необмежений верхівковий ріст, здатність до синтезу вітамінів, наявність клітинних стінок та інші особливості.

Серед грибів зустрічаються представники чотирьох екологічних груп:

- симбіонти;
- паразити;
- сапрофіти;
- хижаки.

Симбіонти співіснують з корневими системами вищих рослин у формі мікоризи. Саме мікоризоутворенням пояснюється підвищене накопичення ¹³⁷Cs представниками родини вересових (верес, чорниця, брусниця) в лісах Полісся. Симбіотичні зв'язки між грибами і деревними рослинами знайшли своє відображення навіть у назві деяких видів – підберезовик, підосиновик. Господарями паразитичних грибів можуть бути як вищі рослини, так і тварини. Гриби поглинають поживні речовини у господарів, послаблюють їх і можуть призвести до загибелі. Паразитизм може бути як абсолютним (облігатним), так і тимчасовим (факультативним). Цікаво, що загибель організму-господаря викликають не облігатні, а факультативні паразити. Облігатні паразити лише послаблюють господаря, адже його загибель для них згубна. Факультативні паразити після смерті господаря стають сапрофітними. Сапрофіти утилізують органічні залишки загинувших організмів та забезпечують замикання біогеохімічних циклів. Хижаки серед грибів зустрічаються дуже рідко, вони поїдають ґрунтових тварин (наприклад, нематод).

Деякі види грибів формують плодові тіла. Це репродуктивна частина організму, утворена переплетеними гіфами міцелію. Біологічна роль плодових тіл полягає в здійсненні статевого процесу і утворенні спор. Саме їх ми звикли називати просто грибами. Гриби, які здатні формувати плодові тіла, мікологи відносять до макроміцетів.

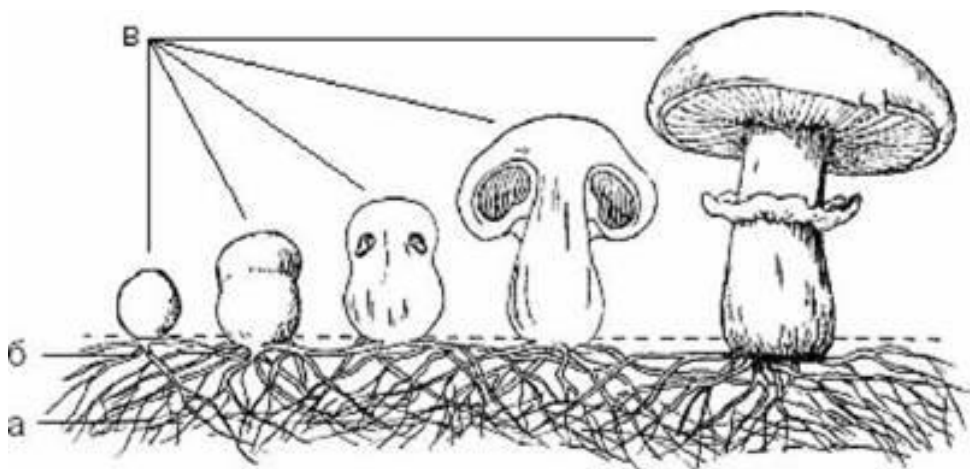


Рис. 9. Міцелій і плодові тіла грибів:
а – гіфи; б – міцелій; в – плодові тіла

Людей зазвичай приваблюють їстівні плодові тіла грибів. Вони мають специфічний смак і аромат. Поживна цінність грибів обумовлена високим вмістом білків і певною кількістю вільних амінокислот (близько 1 %). Крім того, в грибах є специфічний дисахарид мікоза (трегалоза), глікоген, вітамін А, вітаміни групи В, вітамін С, велика кількість вітамінів D та РР.

Гриби багаті на мінеральні речовини – калій, фосфор, сульфур, магній, натрій, кальцій, хлор. Залежно від їхньої харчової цінності гриби поділяють на чотири класи:

- I. – білий гриб, рижик справжній, груздь справжній;

- II. – підберезовик, підосиновик, дубовик, маслюк, вовнянка, груздь осиковий, печериці;
- III. – моховик зелений, валуй, сироїжка, груздь чорний, опеньок осінній, лисичка звичайна, сморчок;
- IV. – моховик строкатий, опеньок луговий, плеврот черепчастий, гриб-зонтик, рядовка, дощовик.

Їстівних грибів не так вже й багато. На території Європи росте близько 500 видів грибів, з яких близько 80–100 добре відомі населенню (Зерова, Єлін, Козяков, 1979). Найчастіше в їжу використовується лише кілька десятків видів. Ймовірно, подібна картина характерна і для України. Принаймні, в найбільш популярних довідниках грибів, які складені українськими дослідниками, описано близько 150–200 їстівних, умовно їстівних, неїстівних та отруйних видів. Переважна більшість їстівних грибів росте в лісах, особливо їх багато в лісових насадженнях Полісся України. Як відомо, саме цей регіон виявився найбільш забрудненим аварійними викидами Чорнобильської АЕС.

Вивчення закономірностей надходження та накопичення радіонуклідів грибами вимагає знань про біологічні та екологічні особливості конкретних видів. Важливо також розуміти їхню роль в екосистемах. Загальновідомо, що у хвойних лісах, які переважають у поліському регіоні, опад розкладається переважно грибами, що є найбільш активними руйнівниками органічних сполук, які важко мінералізуються (Роде, Смирнов, 1972). Багато видів виділяють органічні кислоти, що руйнують мінерали ґрунту та збільшують міграційну здатність радіонуклідів. Унаслідок цього спостерігається збільшення інтенсивності радіоактивного забруднення не тільки самих грибів та їхніх плодових тіл, але й лісових рослин, які ростуть у ґрунті, що заселений міцелієм. Оскільки гриби – аеробні організми, то вони розвиваються переважно у верхніх горизонтах ґрунту, де зосереджено не лише більше повітря та органічних речовин, але й радіонуклідів.

Опад – відмерлі частини рослин (гілки, листя та ін.), що опали на поверхню ґрунту або дно водойми. Опад у лісі, який утворений шаром органічних залишків різного ступеня розкладання, називається лісовою підстилкою.

Таким чином, вже саме розташування міцелію ніби визначає можливість значної концентрації радіонуклідів у гіфах та плодових тілах. У випадку їстівних грибів це може стати причиною радіоактивного забруднення продуктів харчування. Через біологічні та екологічні особливості грибів мають місце дві тенденції:

- збільшення міграції радіонуклідів у ґрунті та зростання їх накопичення живими організмами завдяки життєдіяльності грибів;
- закріплення радіонуклідів у міцелії та плодових тілах.

Яке з цих явищ буде переважати, залежить від комплексу варіабельних показників, які характеризують погодні та ґрунтові умови в місцях зростання.

Необхідно також відзначити, що велика частина лісових грибів (білий гриб, підосиновик, маслюк та ін.) є мікоризоутворювачами. Завдяки цьому вони беруть участь у живленні дерев, особливо на ранніх стадіях розкладання органічної речовини ґрунту, витягуючи елементи живлення із слабких розчинів. Деревні породи, в свою чергу, забезпечують гриби вуглеводами та деякими біологічно активними речовинами, сприяють збільшенню біомаси міцелію. Утворення мікоризи – процес досить видоспецифічний. Наявність у достатній кількості конкретного виду деревних порід – обов'язкова умова успішного розвитку міцелію та рясного утворення плодових тіл мікоризних грибів. Симбіотичний зв'язок, у певних екологічних умовах, може бути інструментом індикації радіоактивного забруднення грибів або, навпаки, деревних порід.

Біоіндикатори – це організми, популяції або біологічні угруповання, наявність, кількість або зміни стану яких свідчать про характерні особливості навколишнього середовища.

Мікологи відзначають значну цілодобову інтенсивність росту грибів. За сприятливих екологічних умов у ґрунті спостерігається дуже швидкий ріст грибів і менш інтенсивний, але все ж швидкий, ріст їхніх плодових тіл. Велика частина останніх досягає своїх середніх розмірів за 5–8 днів. Оптимальними погодними умовами вважають такі, при яких температура повітря становить близько +22 °С, а вологість – 80–85 %. Урожайність плодових тіл грибів відносно невисока (табл. 13).

Таблиця 13

**Орієнтовна оцінка врожайності грибів
(Козяков, 1982)**

Вид грибів	Оцінка врожайності, кг/га		
	висока	середня	низька
Маслюки	750	250	50
Опеньки	300	200	100
Боровики	100	50	5
Лисички	200	100	50
Рядовки	300	200	100
Грузді справжні	600	300	50
Рижики	100	50	10
Сироїжки	500	200	50
Підосиновики	300	200	50
Підберезовики	300	200	50

Для розуміння закономірностей міграції радіонуклідів у плодові тіла грибів велике значення мають дані про площі поширення міцелію та інтенсивність його росту. Чим більша площа, на якій поширений міцелій гриба і чим більша інтенсивність його росту, тим інтенсивніше поглинаються радіонукліди і тим більша їх кількість буде в плодових тілах.

Таким чином, високий вміст радіонуклідів у плодових тілах грибів – це результат взаємодії трьох чинників:

- великої площі поглинання радіонуклідів;
- впливу метаболітів міцелію на рухливість радіонуклідів у ґрунті;
- високої швидкості накопичення речовин, пов'язаної з швидким зростанням плодового тіла.

Ще на початку ХХ століття дослідниками було доведено, що швидкість розвитку міцелію по радіусу так званих "відьминих кіл" досягає 8–30 см на рік, залежно від виду грибів та умов харчування. А за деякими іншими даними, поширення міцелію у гриба-мікоризоутворювача навколо дуба відбувається зі швидкістю 10–15 см у перший рік та понад 30 см у наступні роки (Лобанов, 1971). Розміри подібних "відьминих кіл" можуть досягати декількох десятків метрів (за радіусом від їх центру). Гіфи, що обплітають коріння, поширюються не лише за площею, а й виявляються на значній глибині – до 1,5 м.

Відьміні кола (кола фей, відьміні кільця, ельфіві кільця) – кола діаметром від декількох десятків сантиметрів до кількох метрів, утворені зростаючим міцелієм. За однакових умов міцелій гриба зростає від центру із однаковою швидкістю, утворюючи коло. Згодом центральна частина грибниці відмирає через нестачу харчування, а крайня продовжує плодоносити. Щорічно таке кільце розширюється на 10–15 см.

Радіоактивні випадіння мали нерівномірний характер, що зумовлено рядом природних причин, а також процесами, які відбувались у зруйнованому реакторі. Мозаїчність забруднення лісів унеможливило здійснення радіологічного контролю при заготівлі грибів. Це стало економічною й радіаційно-гігієнічною підставою для заборони їх збору на досить великих територіях.

Аналіз матеріалів, які мають відношення до радіоактивного забруднення грибів і були отримані в процесі радіологічного контролю продукції лісового господарства в Житомирській області у 2002–2004 рр., підтверджує обґрунтованість таких заборон. У всіх лісгоспах та лісництвах північної частини Житомирщини діапазон коливання питомої активності ^{137}Cs у свіжих плодових тілах грибів складає 1–2 математичні порядки. Так, у Лугинському лісництві державного підприємства "Лугинське лісове господарство" питома активність зразків грибів коливалася від 600 до 24700 Бк/кг, у Бережестському лісництві ДП "Овручцьке ЛГ" – від 800 до 40800 Бк/кг.

Узагальнені результати виробничого радіологічного контролю демонструють, що розподіл зразків за величиною питомої активності ^{137}Cs у свіжих грибах має логнормальний характер з двома чітко вираженими піками (рис. 10):

- менше 250 Бк/кг (38,5 % зразків);
- у діапазоні від 500 до 1000 Бк/кг (30,8 %).

Наявність двох піків пояснюється, ймовірно, переважанням "плям" радіоактивного забруднення певної величини, з яких надійшли на перевірку гриби, а також видовим складом перевірених грибів. Останнє пояснення можливе, оскільки існують значні відмінності у величині накопичення радіонукліду різними видами грибів.

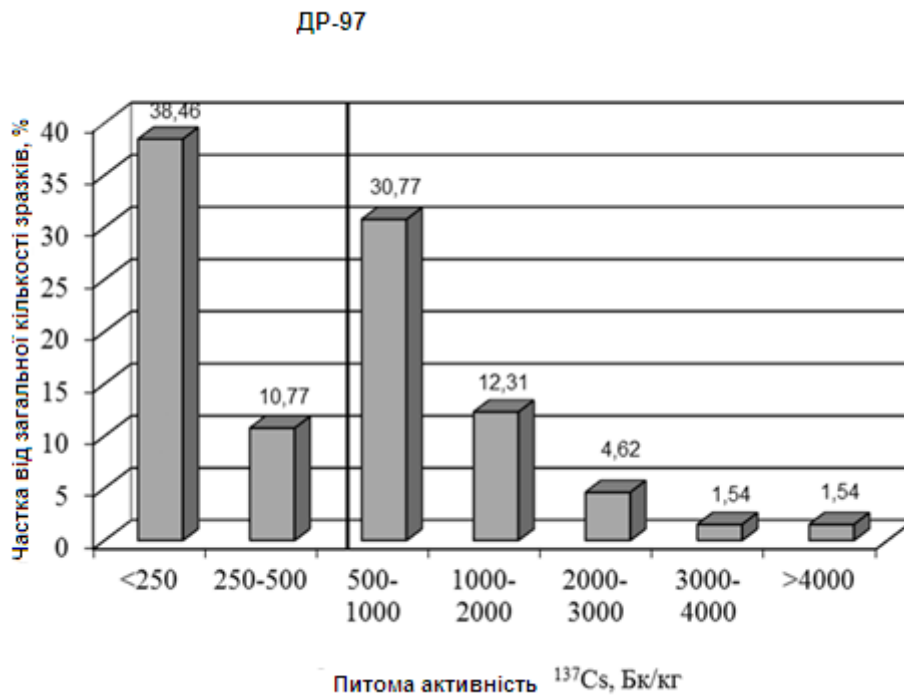


Рис. 10. Розподіл зразків свіжих плодових тіл грибів за діапазонами питомої активності ^{137}Cs (згідно із даними радіологічного контролю в Житомирській області за 2002–2004 рр.)

Результати радіологічного контролю свідчать про те, що радіоактивне забруднення половини зразків грибів перевищує допустимі рівні (рис. 10). Граничний вміст ^{137}Cs у свіжих грибах становить 500 Бк/кг (ДР-97). У той же час простежується значна динаміка показника питомої активності ^{137}Cs за окремими роками. Наприклад, у 2000 році лише 19,9 % перевірених зразків відповідали державним гігієнічним нормативам. Здавалося б, результати контролю за один рік більш суб'єктивні, ніж за триваліший період. Однак аналіз абсолютних величин питомої активності ^{137}Cs у грибах 2000 року виявив, що 33,2 % зразків перевищували рівень 4000 Бк/кг, у той час як за 2002–2004 рр. таких зразків було лише 1,5 %. Тобто і більш тривалий період спостережень дає досить суб'єктивні дані. Безумовно, подібна суперечливість пояснюється організаційними, методичними, випадковими чинниками (ставленням до праці і звичками людей, які відбирали зразки; наявними методиками відбору та дотриманням методичних вказівок; погодними умовами конкретного року; наявністю плодових тіл того чи іншого виду та ін.). Все це свідчить про значні труднощі, пов'язані із нормуванням та оцінюванням радіоактивного забруднення таких важливих і поширених харчових продуктів лісу, як гриби.

З 1994 по 2000 рік для оцінки наслідків Чорнобильської катастрофи та отримання об'єктивної картини в Українському Поліссі були проведені широкомасштабні обстеження рівня радіоактивного забруднення основних дозоутворюючих компонентів раціону місцевих жителів. Вивчалися як продукти сільськогосподарського виробництва, так і харчова продукція лісу. Обстежувалися, головним чином, лісові масиви навколо населених пунктів у місцях масового збору грибів та дикорослих ягід у Волинській, Рівненській та Житомирській областях. Проведення робіт фінансувало Міністерство надзвичайних ситуацій України. На жаль, замовників і розробників методик цікавили лише величини питомої активності тієї чи іншої продукції лісу навколо певного населеного пункту без прив'язки до конкретної щільності радіоактивного забруднення ґрунту в місцях відбору зразків грибів. Відбиралися не парні зразки "ґрунт-гриби", а тільки плодові тіла їстівних грибів. У зв'язку з цим отримані результати немов би "зависли у повітрі", їх не можна використовувати більш широко, за їх допомогою також не можна пояснити деякі із отриманих результатів. Однак, оскільки обстеження були масовими, вони відображають загальну картину інтенсивності радіоактивного забруднення їстівних грибів у лісах Полісся України.

Згідно з існуючими картосхемами, в межах Волинської області щільність радіоактивного забруднення ґрунту в місцях відбору зразків грибів переважно перебувала в межах від 0,1 до 2,5 Кі/км². Наприклад, у ДП "Любешівське ЛГ" вона лише в поодиноких випадках перевищувала 3,0 Кі/км², а в ДП "Колківське ЛГ" – 4,0 Кі/км². Однак і при такій досить невисокій щільності радіоактивного забруднення ґрунту в 26,4 % (345 шт.) зразків грибів питома активність ¹³⁷Cs перевищувала допустимі рівні. У 1999 році 37 % зразків плодових тіл грибів, які були проаналізовані, мали вміст ¹³⁷Cs вищий за діючі нормативи. У ДП "Камінь-Каширське ЛГ" при рівнях щільності радіоактивного забруднення ґрунту від 0,1 до 0,5 Кі/км² питома активність ¹³⁷Cs польських грибів сягала 3570 Бк/кг (Полицьке лісництво), підберезовиків – 1930 Бк/кг (Карпилівське лісництво), лисичок – 1680 Бк/кг (Сочишинське лісництво), моховиків жовто-бурих – 1600 Бк/кг (Клітицьке лісництво).

У Рівненській області щільність радіоактивного забруднення ґрунту помітно вища, ніж у Волинській. В окремих випадках вона досягає 15,0 Кі/км² (ДП "Клесівське ЛГ", ДП "Рокитнівське ЛГ"). У лісових екосистемах цього регіону також спостерігається досить інтенсивне накопичення ¹³⁷Cs плодовими тілами грибів. Так, у лісових насадженнях ДП "Рафалівське ЛГ", де щільність радіоактивного забруднення ґрунту не перевищувала 1,5 Кі/км², концентрація ¹³⁷Cs у грибах досягала таких величин: у моховика жовто-бурого (Телковицьке лісництво) – 2850 Бк/кг, підберезовика (Собишицьке лісництво) – 4200 Бк/кг, сирійжки (Рафалівське лісництво) – 2882 Бк/кг, польського гриба (Любахське лісництво) – 2963 Бк/кг.

За період з 1994 по 1996 рік із 2740 зразків плодових тіл грибів у лісових насадженнях Рівненського обласного управління лісового і мисливського господарства у 77 % (2111 зразків) величина питомої активності ¹³⁷Cs перевищувала допустимі концентрації (табл. 14). У 1999 році з 384 зразків

грибів лише у 34 (8,9 %) величина питомої активності ^{137}Cs не перевищувала 500 Бк/кг (ДР-97).

Найбільш об'ємні дослідження радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу проводилися в Житомирській області. За період з 1994 по 2000 рік було відібрано і проаналізовано 6390 зразків плодових тіл грибів. З них у 63 % зразків (3996 шт.) величина питомої активності ^{137}Cs перевищувала допустимі рівні, а у 13 % зразків (836 шт.) мало місце перевищення у два рази. З 1994 по 1997 рік більш ніж у половині проаналізованих зразків грибів питома активність ^{137}Cs була вища за встановлений допустимий рівень. У 1998 році кількість таких зразків становила 90 %, у 1999 році – 96 %, у 2000 році – 80 %.

Таблиця 14

Результати визначення відповідності вмісту ^{137}Cs у плодових тілах грибів допустимим рівням вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді

Область	Рік	Кількість зразків, шт.		Частка зразків, що перевищує ДР, %
		загальна	перевищує ДР	
Волинська	1994	345	91	26,4
	1995	550	212	38,5
	1996	420	51	12,1
	1998	2564	775	30,2
Рівненська	1994	710	546	76,9
	1995	1110	844	76
	1996	920	721	78,4
Житомирська	1994	1193	648	54,3
	1995	1870	1073	57,4
	1996	1870	1102	58,9
	1997	530	337	63,6
	1998	341	306	89,7
	1999	390	374	95,9
	2000	196	156	79,6

На території Житомирської області радіоактивні випадіння розподілилися дуже нерівномірно: найбільш забрудненими виявилися райони, розташовані ближче до джерела аварійних викидів. Максимальна середня величина питомої активності ^{137}Cs грибів була виявлена у північних районах – Народицькому та Овруцькому (табл. 15). В Овруцькому районі вона становила 9650 Бк/кг, у Народицькому – 12200 Бк/кг, що майже на порядок вище, ніж в Ємільчинському, Олевському і Лугинському районах, розташованих на захід від Чорнобильської АЕС. Із 455 зразків плодових тіл грибів, відібраних в Овруцькому та Народицькому районах, у 374 (82,2 %) зразках вміст ^{137}Cs перевищував допустимі значення.

Результати досліджень, проведених у Житомирській області у 2000 році, показали, що питома активність ^{137}Cs у частині зразків свіжих грибів перевищує гранично допустимі рівні вже при щільності радіоактивного забруднення ґрунту 1 Кі/км². А це означає, що в лісах навіть з мінімальними рівнями

радіоактивного забруднення є ймовірність збору грибів із підвищеним вмістом радіонуклідів. Серед усього масиву зразків плодових тіл грибів 29,1 % мали питому активність ^{137}Cs від 500 до 1000 Бк/кг. Практично така ж кількість зразків (29,2 %) мала питому активність ^{137}Cs вищу ніж 5000 Бк/кг (більш ніж десятикратне перевищення ДР-2006).

Таблиця 15

Середні значення щільності радіоактивного забруднення ґрунту і питома активність ^{137}Cs у зразках плодових тіл грибів за адміністративними районами Житомирської області

Район	Щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , Кі/км ²	Середня питома активність ^{137}Cs у грибах, Бк/кг
Ємільчинський	0,9	982
Олевський	1,2	1450
Овруцький	2,7	9650
Лугинський	2,9	1090
Народицький	7,7	12200

Узагальнюючи результати багаторічного моніторингу вмісту радіонуклідів в їстівних грибах у лісах трьох областей України, можна зробити важливі практичні висновки:

- спостерігаються значні рівні радіоактивного забруднення грибів при низьких величинах вмісту ^{137}Cs у ґрунті, безпечних лісів у зоні радіоактивного забруднення фактично немає;
- враховуючи значну мозаїчність радіоактивного забруднення "грибних місць", а також раціон місцевих жителів, які вживають гриби упродовж усього року, необхідний жорсткий радіологічний контроль цієї продукції лісу.

Окрім практичних висновків, багаторічні роботи із вивчення радіоактивного забруднення їстівних грибів у місцях їх масового збору дозволили зробити ряд методичних зауважень. Запропонована методика не регламентувала вибір видів грибів. Виміри проводилися тільки для тих видів, які можна було легко зібрати у необхідних кількостях. Тому окремі види їстівних грибів не представлені у дослідженні. Необхідно також відзначити, що на вивчення видових особливостей накопичення радіонуклідів у плодових тілах вплинула і значна періодичність плодоношення (табл. 16). Незважаючи на ці методичні недоліки, було виявлено значні відмінності в концентрації ^{137}Cs у представників різних видів, що вимагало проведення додаткових наукових досліджень.

Видові відмінності у накопиченні радіонуклідів значною мірою пов'язані з глибиною розташування міцелію і, відповідно, величиною радіоактивного забруднення того ґрунтового горизонту, в якому він розташований. Для вивчення видових особливостей накопичення ^{137}Cs плодовими тілами грибів співробітниками Поліського філіалу УкрНДІЛГА були проведені спеціальні дослідження у середньовікових сосново-березових насадженнях із досить

близькими рівнями радіоактивного забруднення ґрунту. Вони відносяться до свіжих суборів, які є типовими для Полісся України. У цих лісорослинних умовах росте значна кількість різних їстівних макроміцетів, що дозволяє отримувати на одних і тих же площах велику кількість експериментального матеріалу. Визначення величини коефіцієнта переходу ^{137}Cs з ґрунту в плодове тіла досліджуваних видів грибів виявило значні міжвидові відмінності в інтенсивності накопичення радіонукліда (табл. 17).

Таблиця 16

**Повторюваність врожаїв їстівних грибів на Поліссі України
(Козяков, 1987)**

Види грибів	Ймовірнісна частота врожаю			
	з високим урожаєм	із середнім урожаєм	з низьким урожаєм	урожай відсутній
Маслюки	3	3	3	1
Опеньки	5	3	2	–
Лисички	4	4	2	–
Білі гриби	1	2	5	2
Рядовки	3	3	3	1
Грузді справжні	1	4	4	1
Рижики	2	3	3	2
Сироїжки	3	4	3	–
Підберезовики	3	4	3	–
Підосиновики	3	4	3	–

Мінімальні значення коефіцієнта переходу були виявлені у рядовки фіолетової, а максимальні – у свинухи тонкої. Вони становили 5,2 і 184,3 ((Бк/кг)/(кБк/м²)) відповідно. Подібні умови в межах едатоців, широкий спектр вивчених видів і велика розбіжність значень коефіцієнта переходу дозволили дослідникам узагальнити отримані результати і виявити закономірності накопичення ^{137}Cs їстівними грибами в лісах Полісся. Зокрема, за результатами однофакторного дисперсійного аналізу види грибів, що вивчалися, були розділені на однорідні групи за двома ознаками:

- глибина розміщення міцелію за ґрунтовими горизонтами;
- середнє значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs з ґрунту у плодове тіла.

Було виявлено, що у змішаних лісах свіжих суборів найменшою інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs з ґрунту характеризуються ті види грибів, міцелій яких знаходиться у верхній частині лісової підстилки. Це рядовка фіолетова, колібія каштанова, клітоцибе сіра, які мають коефіцієнти переходу в інтервалі 5,2–13,8. Максимальна інтенсивність переходу ^{137}Cs з ґрунту в плодове тіла грибів спостерігається у видів, міцелій яких займає всю товщину лісової підстилки. У них значення коефіцієнта переходу знаходяться у проміжку від 86,1 до 184,3. Найбільш популярні у грибників з цієї групи такі види як вовнянка, польський гриб, свинуха тонка та ін. Проміжне положення за величиною накопичення радіонукліда займають види, міцелій яких частково поширюється у гумусованій складовій лісової підстилки, що розклалася, а частково – у верхньому органо-мінеральному шарі ґрунту. Це лисичка,

сироїжка різнобарвна, білий гриб та ін. (коефіцієнт переходу – від 14,2 до 51,1). Гриби, міцелій яких знаходиться переважно у гумусованій частині лісової підстилки (гриб-зонтик строкатий, опеньок осінній, їжовик жовтуватий та ін.), мають коефіцієнт переходу в інтервалі від 5,8 до 123,5.

Таблиця 17

Інтенсивність акумуляції ^{137}Cs з ґрунту плодовими тілами макроміцетів різних трофічних груп і груп за глибиною розміщення міцелію у ґрунті змішаних лісів свіжих суборів

№ з/п	Вид гриба	Трофічна група	Розташування міцелію за ґрунтовими горизонтами*	Середнє значення коефіцієнта переходу
1.	Рядовка фіолетова	підстилковий сапротроф	O_l/O_f	$5,2 \pm 0,65$
2.	Клітоцибе сіра	підстилковий сапротроф		$5,5 \pm 0,44$
3.	Колібія каштанова	підстилковий сапротроф		$13,8 \pm 2,59$
4.	Вовнянка рожева	мікоризоутворювач	$O_l/O_f/O_h$	$86,1 \pm 10,28$
5.	Маслюк пізній	мікоризоутворювач		$131,8 \pm 18,30$
6.	Клітоцибе ворончаста	підстилковий сапротроф		$135,1 \pm 48,11$
7.	Моховик жовто-бурий	мікоризоутворювач		$154,4 \pm 23,25$
8.	Польський гриб	мікоризоутворювач		$169,6 \pm 28,32$
9.	Свинуха тонка	підстилковий сапротроф, мікоризоутворювач		$184,3 \pm 36,94$
10.	Гриб-зонтик строкатий	гумусовий сапротроф		O_f/O_h O_h
11.	Гриб-зонтик червоніючий	гумусовий сапротроф	$6,3 \pm 1,80$	
12.	Опеньок осінній	Ксилотроф, гумусовий сапротроф, мікоризоутворювач	$13,0 \pm 5,84$	
13.	Їжовик виімчастий	гумусовий сапротроф	$123,5 \pm 28,20$	
14.	Лисичка	гумусовий сапротроф	$0,3-0,5O_h/$ $0,5-0,7A_h$	
15.	Підосиновик червоно-бурий	мікоризоутворювач		$15,8 \pm 2,24$
16.	Білий гриб	мікоризоутворювач		$23,5 \pm 4,44$
17.	Сироїжка різнобарвна	мікоризоутворювач		$47,5 \pm 8,51$
18.	Їжовик строкатий	мікоризоутворювач		$51,1 \pm 10,32$

Позначення*: O_l – сучасний опад;

O_f – лісова підстилка, що наполовину розклалася (ферментативний шар);

O_h – лісова підстилка, що розклалася (гумусований шар);

A_h – гумусо-елювіальний горизонт

Порівняння інтенсивності акумуляції ^{137}Cs грибами різних трофічних груп також виявило істотні відмінності. У групі підстилкових сапротрофів

коефіцієнт переходу варіює в 26 разів – від 5,2 (рядовка фіолетова) до 135,1 (клітоцибе ворончаста). У гумусових сапротрофів різниця становить 21,3 раза – від 5,8 (гриб-зонтик червоніючий) до 123,5 (їжовик виїмчастий). У мікоризоутворювачів відмінність між мінімальним і максимальним значенням коефіцієнта переходу складає 10,7 раза – від 15,8 (підосиновик червоно-бурий) до 169,6 (польський гриб). Виходячи із середнього значення коефіцієнта переходу, за інтенсивністю акумуляції ^{137}Cs гриби різних трофічних груп утворюють наступний ряд ранжування:

паразити-ксилотрофи < гумусові сапротрофи < підстилкові сапротрофи < мікоризоутворювачі.

Велике практичне значення має також вивчення зв'язку між вмістом ^{137}Cs у плодових тілах грибів та щільністю забруднення ґрунту даним радіонуклідом. Ці дослідження проводилися з метою виявлення не тільки самої залежності, а й чинників, що її визначають.

У 1998 році у різних лісорослинних умовах були відібрані зразки трьох видів їстівних грибів. Груздь чорний і опеньок осінній збирали у свіжих суборах, а польський гриб – у сухих борах. Виявлено, що між показниками питомої активності та щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs існують кореляційні зв'язки середнього (груздь і опеньок) та високого (польський гриб) ступеня. Значення коефіцієнтів лінійної кореляції становили 0,60, 0,57 і 0,97 відповідно у 95-відсотковому довірчому інтервалі. Отримані результати свідчать про те, що питома активність ^{137}Cs у плодових тілах досліджених видів у всіх випадках достовірно зростає при збільшенні щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Розрахунки підтвердили, що збір опенька і груздя чорного можна проводити на територіях, де щільність радіоактивного забруднення ґрунту не перевищує 37 кБк/м². Польський гриб, який є накопичувачем ^{137}Cs , на Поліссі збирати не можна.

Подальші дослідження 2001 року підтвердили, що в межах конкретних лісорослинних умов між питомою активністю ^{137}Cs у плодових тілах макроміцетів і щільністю забруднення ґрунту існує достовірний тісний зв'язок. Коефіцієнт кореляції $r = 0,65\text{--}0,96$ в 95-відсотковому довірчому інтервалі. Наявність таких залежностей відкриває можливості для прогнозування ступеня накопичення радіонуклідів грибами при відомій щільності радіоактивного забруднення ґрунту. Основою таких прогнозів є математичні моделі для типових на Поліссі едатопів, в яких запаси їстівних грибів максимальні. На основі отриманих даних були розраховані регресійні рівняння виду (табл. 18):

$$y = a + bx,$$

де: y – питома активність ^{137}Cs , Бк/кг;

x – щільність забруднення ґрунту, кБк/м²;

a , b – коефіцієнти рівняння.

Розрахунки доводять, що збір груздя чорного можливий в умовах свіжого бору при щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs до 130 кБк/м², білого гриба (сухий бір) – до 200 кБк/м², а підосиновика червоно-бурого (свіжий субір) – до

255 кБк/м². На площах, що мають більш високі рівні вмісту радіонукліда у ґрунті, згадані види грибів заготовляти не рекомендується.

Для спрощення практичного застосування регресійних рівнянь були побудовані номограми, що дозволяють визначити потенційний вміст ¹³⁷Cs у їстівних грибах (рис. 11). При використанні рівнянь і номограм необхідно враховувати, в яких едатопах були зібрані гриби, оскільки коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту у плодові тіла залежать від екологічних умов місця зростання.

Таблиця 18

Результати регресійного аналізу зв'язку між вмістом ¹³⁷Cs у свіжих плодових тілах їстівних грибів і щільністю радіоактивного забруднення ґрунту

Вид гриба	Едатоп	a	b	Коефіцієнт	
				кореляції, r	детермінації, r ²
Білий гриб	сухий бір	305,53	11,02	0,85	0,72
Маслюк пізній	свіжий бір	-1876,00	93,43	0,96	0,92
Моховик зелений	свіжий бір	-158,40	50,07	0,92	0,85
Підберезовик звичайний	свіжий субір	1673,00	33,00	0,78	0,61
Підосиновик червоно-бурий	свіжий субір	135,13	7,97	0,80	0,64
Польський гриб	сухий бір	-131,53	55,01	0,83	0,69
Моховик тріщинуватий	свіжий сугруд	979	26,93	0,89	0,79
Свинуха тонка	вологий субір	-6,29	190,17	0,72	0,52
Сироїжка болотна	свіжий субір	925	36,20	0,65	0,42
Груздь чорний	свіжий бір	124,00	17,28	0,88	0,77

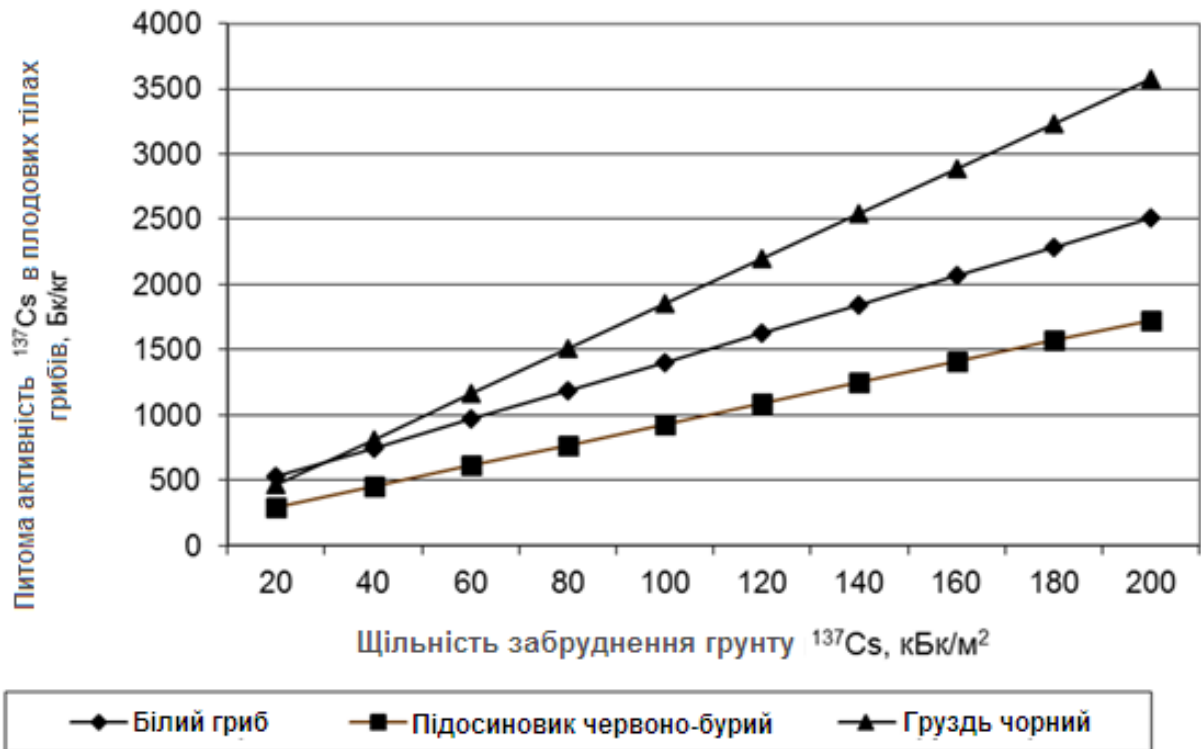


Рис. 11. Номограми для визначення вмісту ^{137}Cs у плодових тілах грибів при різній щільності радіоактивного забруднення ґрунту

Необхідно відзначити, що подібні залежності між питомою активністю ^{137}Cs і щільністю забруднення ґрунту мали місце на всіх етапах досліджень наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Відмінності отриманих результатів у різні роки були лише у математичних особливостях даних закономірностей. Це пов'язано, головним чином, із впливом наступних чинників:

- поступовий розпад радіонуклідів;
- тип лісорослинних умов, у яких проводяться спостереження;
- інтенсивність міграції та закріплення радіонуклідів у ґрунті та компонентах лісових екосистем.

Уже перші дослідження радіоактивного забруднення їстівних грибів, проведені після аварії на Чорнобильській АЕС, виявили значні відмінності у величині питомої активності радіонуклідів у плодових тілах в різних екологічних умовах при близьких величинах щільності радіоактивного забруднення ґрунту.

Кількісну оцінку впливу умов зростання на накопичення ^{137}Cs грибами можна проілюструвати на прикладі лисички звичайної (рис. 12). Цей вид поширений у дев'яти типах лісорослинних умов, що відрізняються ґрунтовими характеристиками і вологістю (рис. 13).



Рис. 12. Лисичка звичайна (*Cantharellus cibarius*)

Зразки плодових тіл лисички відбирали в центральній частині її екологічного ареалу – в сухих і свіжих борах (A_1, A_2), свіжих і вологих суборах (B_2, B_3), вологих сугрудах (C_3). Це дозволило оцінити вплив зміни як трофності, так і вологості лісорослинних умов. Всі ділянки, на яких збиралися гриби, мали значення щільності забруднення ґрунту, що не відрізняються статистично ($70\text{--}110\text{ кБк/м}^2$). Отримані середні значення питомої активності ^{137}Cs у лисичках, коефіцієнтів переходу і коефіцієнтів накопичення, що характеризують інтенсивність радіоактивного забруднення плодових тіл грибів, наведені в таблиці 19.

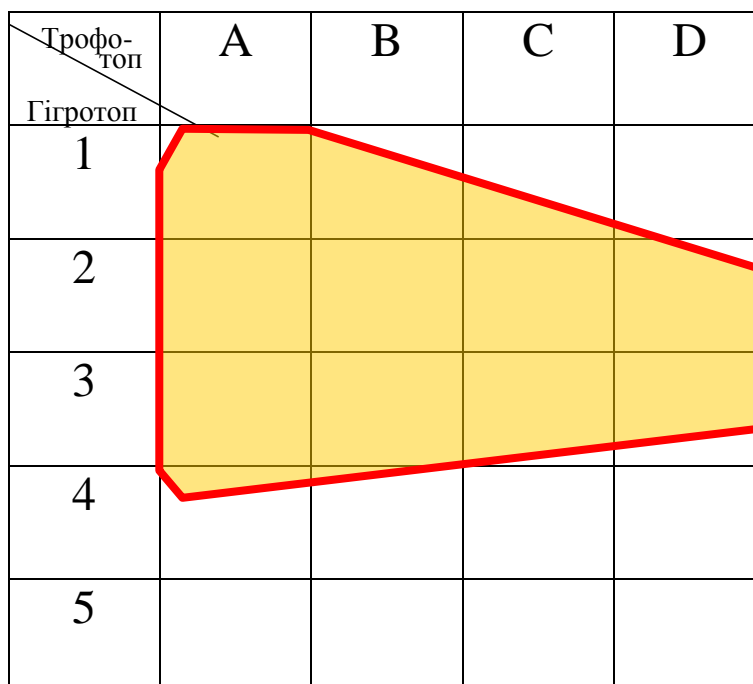


Рис. 13. Екологічний ареал лисички звичайної

Коефіцієнт накопичення – безрозмірний показник, який характеризує інтенсивність міграції радіонуклідів і визначається відношенням питомих активностей радіонукліда у верхній і нижній ланках екологічного ланцюга:

$$K_H = A_B / A_H,$$

де: K_H – коефіцієнт накопичення;

A_B – питома активність радіонукліда у верхній ланці, Бк/кг;

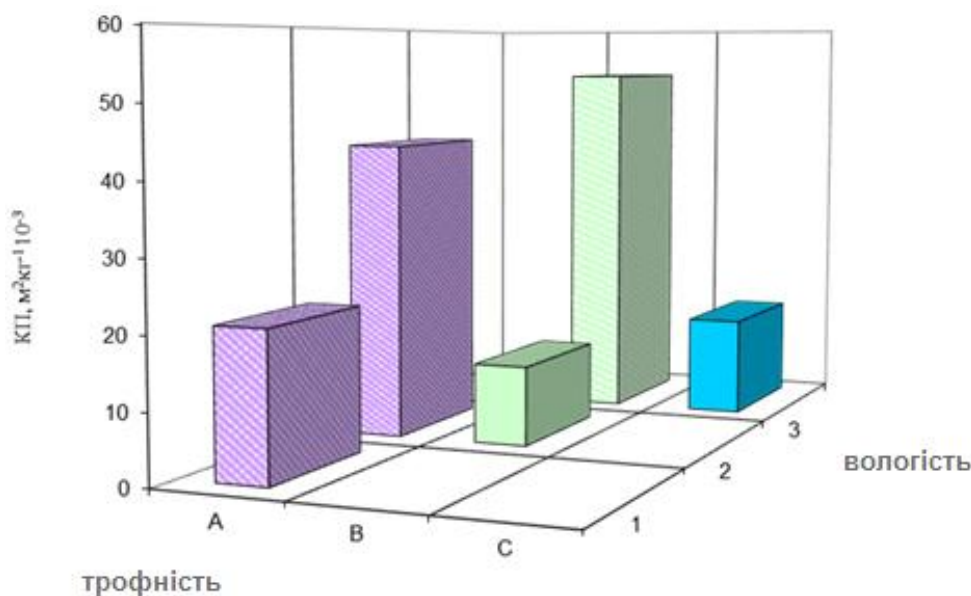
A_H – питома активність радіонукліда у нижній ланці, Бк/кг

Таблиця 19

**Вміст ^{137}Cs у плодівих тілах лисички звичайної
в різних типах лісорослинних умов**

Тип лісорослинних умов	Питома активність ^{137}Cs у плодівих тілах, Бк/кг	Коефіцієнт переходу	Коефіцієнт накопичення
Сухі бори	1270±110	20,8±3,1	2,5±0,4
Свіжі бори	4130±390	42,7±8,1	4,8±1,0
Свіжі субори	927±18	11,4±2,7	1,2±0,3
Вологі субори	6680±990	52,6±17,9	5,3±1,8
Вологі сугруди	1390±250	14,3±5,9	1,4±0,6

Величина питомої активності ^{137}Cs у лисичках в свіжих борах була у 3,3 раза більшою, ніж у сухих, і у 4,5 раза більшою, ніж у свіжих суборах. У вологих суборах це значення перевищувало відповідне значення для свіжих суборів у 7,2 раза, а у вологих сугрудах – у 4,8 раза. Аналогічним чином відрізнялися значення коефіцієнтів переходу і коефіцієнтів накопичення (рис. 14).



**Рис. 14. Коефіцієнт переходу ^{137}Cs у плоді тіла лисички
в різних типах лісорослинних умов**

Моховик тріщинуватий, або строкатий, жовтом'ясий (*Xerocomus chrysenteron*) – один з найбільш поширених грибів у лісах Полісся (рис. 15). Його екологічний ареал – один з найбільших серед їстівних грибів; охоплює

широкий спектр лісорослинних умов – від дуже бідних і сухих борів (A₁) до відносно бідних мокрих суборів (B₅) і умовно багатих вологих сугрудів (C₃) (рис. 16).



Рис. 15. Моховик тріщинуватий (*Xerocomus chrysenteron*)

Вміст ¹³⁷Cs у плодових тілах моховика тріщинуватого також залежить від багатства ґрунту (табл. 20). Зокрема, відзначено, що питома активність даного радіонукліда у плодових тілах в свіжих борах у 6,5 раза вища, ніж у суборах. Це свідчить про те, що у бідних лісорослинних умовах ¹³⁷Cs характеризується більшою рухливістю, а у багатших закріплюється в органічній речовині або в глинистих мінералах, яких у ґрунтах таких едотопів більше, і тому ¹³⁷Cs менш інтенсивно мігрує у рослини і гриби.

Трофо- топ Гігротоп	A	B	C	D
1				
2				
3				
4				
5				

Рис. 16. Екологічний ареал моховика тріщинуватого

Закономірності, пов'язані з накопиченням ^{137}Cs у плодових тілах моховика тріщинуватого у різних типах лісорослинних умов, можна простежити і при порівнянні коефіцієнтів переходу. Отримані результати свідчать, що у сухих борах, порівняно зі свіжими, величина коефіцієнта переходу нижча в 1,2 раза, а у свіжих суборах, у порівнянні з вологими, – у 2 рази. Збільшення трофності ґрунту призводить до зменшення величини коефіцієнта переходу. Для борів і суборів у свіжих гігротопах відмінності у накопиченні досягають 4 разів.

Таблиця 20

Інтенсивність накопичення ^{137}Cs у свіжих плодових тілах моховика тріщинуватого у різних типах лісорослинних умов

Тип лісорослинних умов	Питома активність ^{137}Cs , Бк/кг	Коефіцієнт переходу, (Бк/кг)/(кБк/м ²)
Сухі бори	6558±632	148±20
Свіжі бори	16650±950	182±35
Свіжі субори	2549±110	43,2±3,7
Вологі субори	9177±628	84,5±5,8
Вологі сугруди	13836±425	74,8±3,3

Результати багаторічних досліджень особливостей накопичення ^{137}Cs їстівними грибами дозволяють зробити наступні узагальнення:

- видові особливості накопичення радіонуклідів визначаються глибиною залягання у субстраті;
- здатність до утворення мікоризи підсилює надходження радіонуклідів з ґрунту;
- зі збільшенням щільності радіоактивного забруднення ґрунту питома активність у плодових тілах зростає;
- радіоактивне забруднення плодових тіл грибів зростає при підвищенні вологості і зменшенні трофності ґрунту.

Виявлені закономірності мають велике практичне значення. На їх основі формуються як рекомендації ведення лісового господарства у зоні радіоактивного забруднення, так і поради населенню щодо заготівлі харчових продуктів лісу.

Розділ 4

РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ БЕРЕЗОВОГО СОКУ

У лісовому фонді лісогосподарських підприємств Полісся України є значна кількість площ берези (табл. 21). Це, переважно, береза бородавчаста, або повисла (*Betula pendula*) і береза пухнаста (*Betula pubescens*). До аварії на Чорнобильській АЕС березняки інтенсивно експлуатувалися з метою отримання березового соку (рис. 17). Заготівля соку проводиться в пристигаючих, стиглих і перестійних березових насадженнях. Їх площа в поліських областях України становить 58604 га. Основні березові насадження знаходяться в Житомирській області (51,3 %). Значно менше їх у Рівненській (33,0 %) і Волинській (15,7 %) областях.

Таблиця 21

Розподіл площ березових насаджень за віковими групами (державний облік лісів України станом на 01.01.1996 р.)

Область	Вкриті лісовою рослинністю землі, га	У тому числі за віковими групами:				
		молодняк		середнього віку	пристигаючі	стиглі та перестійні
		1 клас	2 клас			
Волинська	38760	2523	5267	21759	6605	2606
Рівненська	66076	2421	7008	37312	11697	7638
Житомирська	89941	6208	7808	45867	20112	9946
Всього	194777	11152	20083	104938	38414	20190



Рис. 17. Отримання березового соку

Відомо, що процес соковиділення у березі залежить від багатьох лісівничих та метеорологічних чинників:

- тип лісорослинних умов;
- повнота, клас і вік деревних насаджень;
- наявність підросту і підліску;
- температура і вологість повітря та ґрунту;
- інтенсивність сонячного випромінювання;
- географічне розташування – широта, довгота, висота над рівнем моря.

Підріст – молоде покоління основних деревних порід, яке виросло під пологом лісу або на вільному від лісу місці, здатне стати головним ярусом деревостану.

Підлісок – група рослин у лісі, які ростуть в тіні дерев, що утворюють полог. Складається з чагарників і низьких дерев, які ніколи не виростають до висоти основного деревостану.

Спеціальні дослідження дозволили розробити довідково-нормативні таблиці для оцінювання виходу березового соку залежно від повноти насадження (табл. 22) і діаметра дерев (табл. 23).

Таблиця 22

**Вихід березового соку в чистих деревостанах берези
I і II класів бонітету, т/га (Козяков, 1987)**

Повнота деревостану	Мінімальний діаметр для підсочування дерев, см		
	20	22	24
0,4	27/150	22/115	16/66
0,5	29/187	23/144	17/88
0,6	31/224	25/173	18/110
0,7	34/261	27/202	20/154
0,8	37/298	29/231	22/176
0,9	41/335	32/260	23/198
1,0	45/372	35/289	25/220

Примітка: у чисельнику – вихід соку в т;
у знаменнику – кількість дерев на 1 га

Таблиця 23

**Залежність продуктивності виділення соку у листяних дерев
від товщини стовбура, л (Рябчук, 1988)**

Товщина дерев, см	Береза повисла (<i>Betula pendula</i>)	Клен гостролистий (<i>Acer platanoides</i>)	Клен білий або явір (<i>Acer pseudoplatanus</i>)
24	50	22	24
28	84	27	35
32	140	32	42
36	201	42	49
40	261	52	56
44	318	64	64
48	357	77	70
52	371	81	73
56	–	97	–

Повнота деревостану – ступінь щільності стояння дерев у деревостані, що характеризує частку використання простору, який вони займають. Один із найважливіших таксаційних показників, який застосовують для характеристики стану деревостанів, визначення їх запасів і призначення господарських заходів. Відносна повнота деревостану виражається в десятих частках одиниці. При цьому за одиницю приймають повноту зімкнутого (нормального) насадження, яка для певної породи, віку (висоти) і умов місцезростання є оптимальною.

Після Чорнобильської катастрофи лісові масиви Полісся, а серед них і березняки, виявилися в зоні радіоактивного забруднення. Виникла необхідність оцінювання радіологічної безпеки заготівлі березового соку.

Найбільш критичною виявилась ситуація в Житомирській області, яка розташована ближче за інші до джерела аварійних викидів. Саме на території цієї області в місцях традиційної заготівлі березового соку були виявлені насадження з високими рівнями радіоактивного забруднення ґрунту. На заготівельних ділянках у лісових угіддях окремих лісгосподарських підприємств Полісся України були відібрані зразки березового соку, в яких визначали питому активність ^{137}Cs (табл. 24).

Таблиця 24

**Динаміка вмісту ^{137}Cs у березовому соку за роками
в лісах Житомирської області**

№ з/п	Державне лісгосподарське підприємство	Питома активність ^{137}Cs за роками, Бк/кг								
		1999 рік			2001 рік			2002 рік		
		середнє	max	min	середнє	max	min	середнє	max	min
1.	Олевське ЛГ	24	29	16	–	–	–	25	33	18
2.	Словечанське ЛГ	34	35	22	31	38	25	28	39	18
3.	Лугинське ЛГ	48	50	22	38	41	34	40	57	22
4.	Народицьке СЛГ	74	91	37	–	–	–	54	68	33
5.	Ємільчинське ЛГ	21	22	14	22	24	18	22	25	15

Найбільш забрудненими із досліджених підприємств Житомирської області були угіддя ДП "Народицьке СЛГ". На його території відсутні ділянки з щільністю радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs менше $1,0 \text{ Кі/км}^2$, а переважають рівні забруднення від $5,0$ до $30,0 \text{ Кі/км}^2$. Питома активність ^{137}Cs у зразках березового соку, який був заготовлений у цьому господарстві, коливалася від 33 до 68 Бк/кг при середньому значенні 54 Бк/кг. Меншими рівнями радіоактивного забруднення характеризуються ліси ДП "Лугинське ЛГ", що розташоване на відстані 30 км від ДП "Народицьке СЛГ" у західному напрямку. Велика частина площ має щільність забруднення ґрунту в межах $2,0$ – $15,0 \text{ Кі/км}^2$. Середнє значення питомої активності ^{137}Cs у березовому соку склало 40 Бк/кг при максимальному значенні 57 Бк/кг. Лісові насадження ДП "Словечанське ЛГ" забруднені значно менше ($1,0$ – $10,0 \text{ Кі/км}^2$). Середня величина питомої активності ^{137}Cs у березовому соку склала 28 Бк/кг, а максимальна – 39 Бк/кг. Насадження державних підприємств "Олевське ЛГ" та "Ємільчинське ЛГ" розташовані на відстані 70–80 км у західному напрямку від ДП "Народицьке СЛГ". Рівень радіоактивного забруднення лісів знаходиться у межах $0,5$ – $5,0 \text{ Кі/км}^2$. Відповідно, величини питомої активності радіонукліда у березовому соку також були менші (25 і 22 Бк/кг).

Рівненська область характеризується значно меншими рівнями радіоактивного забруднення лісових масивів, ніж Житомирська. Основні площі лісів мають щільність забруднення ґрунту ^{137}Cs у межах $0,5$ – $3,0 \text{ Кі/км}^2$. Відповідно, надходження радіонукліда до березового соку є значно нижчим

(табл. 25). У 2002 році в окремих лісогосподарських підприємствах середнє значення питомої активності ^{137}Cs було 21,5 Бк/кг. Різниця між максимальним і мінімальним середнім значенням цього показника за три роки спостережень становила 2,6 раза. В цілому рівні забруднення березового соку коливалися незначно.

Таблиця 25

**Динаміка вмісту ^{137}Cs у березовому соку за роками
у лісах Рівненської області**

№ з/п	Державне лісогосподарське підприємство	Питома активність ^{137}Cs за роками, Бк/кг								
		1999 рік			2001 рік			2002 рік		
		середнє	max	min	середнє	max	min	середнє	max	min
1.	Рафалівське ЛГ	20	25	18	22,9	43	18	21,1	27	18
2.	Володимирське ЛГ	15	18	15	14,6	18	11	17,7	18	11
3.	Висоцьке ЛГ	22	25	20	18	18	17	21	22	20
4.	Дубровицьке ЛГ	18	18	17	13	18	6	20	28	9
5.	Заріччянське ЛГ	15	22	8	14	18	8	–	–	–
6.	Клесівське ЛГ	19	21	18	–	–	–	20	20	19
7.	Рокитнянське ЛГ	16	18	16	14	17	9	14	17	11
8.	Сосновське ЛГ	27	31	20	20	30	14	37	48	30

У лісових масивах Волинської області основні площі лісів мають величину щільності радіоактивного забруднення ґрунту до 2,0 Кі/км². Рівні радіоактивного забруднення березового соку були незначними (табл. 26). Середнє значення питомої активності ^{137}Cs коливалося від 3 до 5 Бк/кг при максимальному рівні 9 Бк/кг.

Таблиця 26

**Динаміка вмісту ^{137}Cs у березовому соку за роками
в лісах Волинської області**

№ з/п	Державне лісогосподарське підприємство	Питома активність ^{137}Cs за роками, Бк/кг					
		2000 рік			2001 рік		
		середнє	max	min	середнє	max	min
1.	Городоцьке ЛГ	4,0	7	3	2,8	4	2
2.	Камінь-Каширське ЛГ	5,1	7	4	–	–	–
3.	Любешівське ЛГ	2,2	3	2	4,4	8	1
4.	Маневицьке ЛГ	2,5	4	1	5,4	–	2
5.	Колківське ЛГ	–	–	–	3,6	6	2

Для практичної організації заготівлі березового соку в лісах, забруднених радіонуклідами, велике значення має вивчення динаміки надходження ^{137}Cs протягом тривалого періоду. Такі дослідження проводилися упродовж 10 років (1992–2001 рр.) у ДП "Рафалівське ЛГ" та ДП "Дубровицьке ЛГ" Рівненської області (рис. 18). Результати показали, що величина питомої активності березового соку в перші десять років після аварії мала чітку тенденцію до збільшення. Після 1997 року показники закономірно почали знижуватися. Це

пояснюється спочатку підвищенням, а потім зниженням рухливості ^{137}Cs у ґрунті і, відповідно, зміною інтенсивності його надходження в деревні рослини.

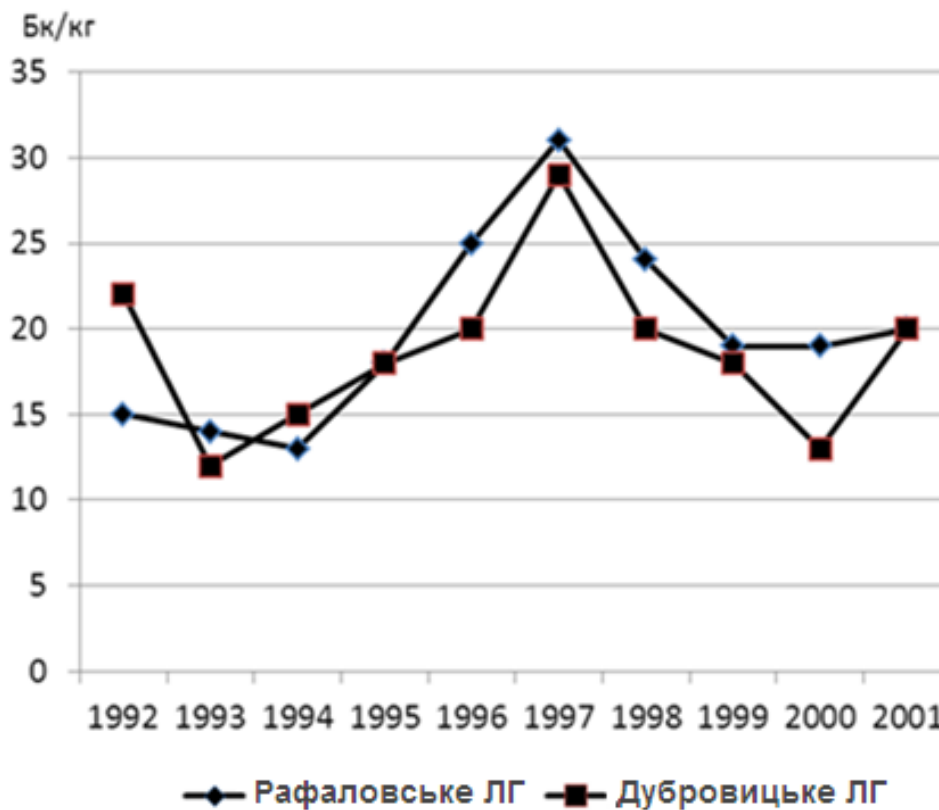


Рис. 18. Особливості радіоактивного забруднення березового соку протягом 10 років (1992–2001 рр.)

Як відомо, вологість і багатство ґрунту впливають на рухливість радіонуклідів у лісових екосистемах. Вивчення інтенсивності накопичення ^{137}Cs у березовому соку залежно від типу лісорослинних умов було проведене при щільності радіоактивного забруднення ґрунту $55,0\text{--}60,0 \text{ Кі/км}^2$ і $5,0\text{--}5,5 \text{ Кі/км}^2$ у ДП "Лугинське ЛГ" (табл. 27) і ДП "Народицьке СЛГ" (табл. 28). Дослідження, проведені в різних екологічних умовах, виявили, що надходження радіонуклідів у березовий сік залежить від вологості і трофності ґрунту.

Таблиця 27

Вміст ^{137}Cs у березовому соку в різних типах лісорослинних умов в ДП "Народицьке СЛГ" (щільність радіоактивного забруднення ґрунту $55,0\text{--}60,0 \text{ Кі/км}^2$)

Тип умов місцезростання	Питома активність ^{137}Cs , Бк/л	
	1994 рік	2001 рік
Свіжі субори	197±21,4	154±18,3
Вологі субори	231±36,5	202±21,6
Сирі субори	253±47,8	232±20,7
Вологі сугруди	176±20,0	161±14,8
Сирі сугруди	212±25,3	183±19,6

**Вміст ^{137}Cs у березовому соку в різних типах лісорослинних умов
в ГП "Лугинське ЛГ"
(щільність радіоактивного забруднення ґрунту 5,0–5,5 Кі/км²)**

Тип умов місцезростання	Питома активність ^{137}Cs , Бк/л	
	1996 рік	2002 рік
Свіжі бори	41±2,8	35±1,9
Свіжі субори	33±3,0	29±1,8
Свіжі сугруди	30±2,0	23±1,5
Вологі бори	55±3,1	44±3,1
Вологі субори	44±3,0	36±2,2
Вологі сугруди	32±1,7	25±1,6
Сирі субори	49±2,8	40±3,1
Сирі сугруди	42±2,9	36±2,4

Вплив гігратопу можна розглянути на прикладі суборів, типових для Полісся. Для цих трофотопів дослідження проводилися у свіжих, вологих і сирих умовах. Результати 1994 року засвідчили, що питома активність ^{137}Cs у березовому соці при досить значних рівнях щільності радіоактивного забруднення ґрунту (55,0–60,0 Кі/км²) у вологих умовах була на 17,3 % вищою, ніж у свіжих, а у сирих – на 9,5 % вищою, ніж у вологих. Через п'ять років (2001) закономірності зберігаються: збільшення від свіжих до вологих – 31,2 %, від вологих до сирих – 14,9 %. При більш низьких рівнях забруднення ґрунту (5,0–5,5 Кі/км²) отримані аналогічні залежності. У 1996 році надходження ^{137}Cs до березового соку у вологих гігратопах було вищим, ніж у свіжих на 33,3 %, а у сирих, у порівнянні з вологими, – на 11,4 %. Результати 2002 року підтвердили закономірність, що спостерігалася раніше. У вологих гігратопах вміст радіонукліду у продукції був на 24,1 % вищим, ніж у свіжих, а у сирих – на 11,1 % вищим, ніж у вологих. У 1994 році питома активність ^{137}Cs березового соку, зібраного у сирих суборах, була на 28,4 % вищою, ніж соку, зібраного в свіжих суборах. У 1996 році різниця становила 48,5 %, у 2001 р. – 50,6 %, у 2002 р. – 37,9 %.

Узагальнюючи результати порівняння особливостей радіоактивного забруднення березового соку залежно від лісорослинних умов, можна зробити висновок про те, що із збільшенням вологості ґрунту надходження ^{137}Cs до нього посилюється. Ця закономірність зберігається для різних років, різноманітних трофотопів та різних рівнів щільності радіоактивного забруднення ґрунту.

Для виявлення впливу багатства ґрунту на надходження ^{137}Cs до березового соку були проаналізовані дані, отримані у різних трофотопах і однакових гігратопах. У результаті досліджень було виявлено закономірне зменшення надходження радіонукліда до продукції в більш сухих лісорослинних умовах порівняно з більш вологими. Наприклад, на ділянках із

високим рівнем радіоактивного забруднення ґрунту ($55,0\text{--}60,0 \text{ Кі/км}^2$) у 1994 році питома активність ^{137}Cs у вологих суборах була на 31,3 % більшою, ніж у вологих сугрудах. Для досліджень 2001 року на тих же ділянках різниця становила 25,5 %. У вологих гідротопах із щільністю радіоактивного забруднення ґрунту від 5,0 до $5,5 \text{ Кі/км}^2$ у 1996 році надходження ^{137}Cs до березового соку в борах було на 25,0 % більшим, ніж у суборах, у суборах – на 37,5 % більшим, ніж у сугрудах; в борах – на 71,9 % більшим, ніж у сугрудах. Результати 2002 року підтвердили отриману закономірність і становили 22,2; 44,0 і 76,0 % відповідно.

Таким чином, дослідження, проведені у різний час і при різному рівні радіоактивного забруднення, свідчать про те, що збільшення трофності ґрунту призводить до закономірного зменшення питомої активності березового соку.

Встановлені відмінності інтенсивності радіоактивного забруднення березового соку у різних типах умов зростання пояснюються переважно характеристиками ґрунту. Це загальні закономірності, що обумовлюють надходження радіонуклідів із ґрунту до рослини. Відомо, що на інтенсивність міграції радіонуклідів у ґрунті суттєво впливають гранулометричний і мінеральний склад ґрунту, агрохімічні фізичні і фізико-хімічні властивості ґрунту. Зі збільшенням кислотності ґрунту, зменшенням кількості органічних речовин, глинистих мінералів (особливо тришарових), мулистих частинок, хімічних аналогів радіонуклідів міграційна здатність останніх у ґрунті, а також у рослинах, збільшується.

Виділення березового соку носить чітко виражений сезонний характер. Багаторічні дослідження дозволили виявити в цьому процесі певні закономірності. Встановлено, що протягом перших 8-10 днів соковиділення відбувається інтенсивно, а потім поступово знижується. При цьому змінюються біохімічні показники березового соку і вміст у ньому корисних речовин. Вивчення динаміки радіоактивного забруднення березового соку протягом періоду його заготівлі також показало, що від початку до закінчення сокоруху питома активність ^{137}Cs у березовому соку поступово збільшується. Наприклад, при щільності радіоактивного забруднення ґрунту $5,2 \text{ Кі/км}^2$ за 25 днів спостереження цей показник збільшився в два рази – з $14 \pm 1,1$ до $28 \pm 2,1 \text{ Бк/л}$ (рис. 19). Дослідники пояснюють це явище зміною вмісту в березовому соку калію і кальцію, які є елементами-аналогами цезію і стронцію.

При заготівлі харчових продуктів лісу в умовах радіоактивного забруднення дуже важливо проводити радіологічне оцінювання їх безпеки. Для цього необхідно встановити залежність між питомою активністю радіонукліда в продукції лісового господарства і щільністю радіоактивного забруднення ґрунту. Враховуючи особливості міграції радіонуклідів у різних типах умов місцезростання, подібні дослідження проводилися на лісотипологічній основі. Для виявлення цих залежностей був використаний великий масив даних для березового соку, заготовленого у вологих і сирих суборах. Були отримані два регресійні рівняння:

$$y = 27,89 + 3,26 \cdot x; \quad (1)$$

$$y = 37.63 + 3,31 \cdot x, \quad (2)$$

де y – питома активність ^{137}Cs у березовому соці, Бк/л;
 x – щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs , Кі/км²;
 (1) – вологі субори;
 (2) – сирі субори.

Ці рівняння можна використовувати для прогнозування радіоактивного забруднення березового соку залежно від величини вмісту радіонукліда в ґрунті, але зручніше це робити за допомогою відповідних графіків (рис. 20).

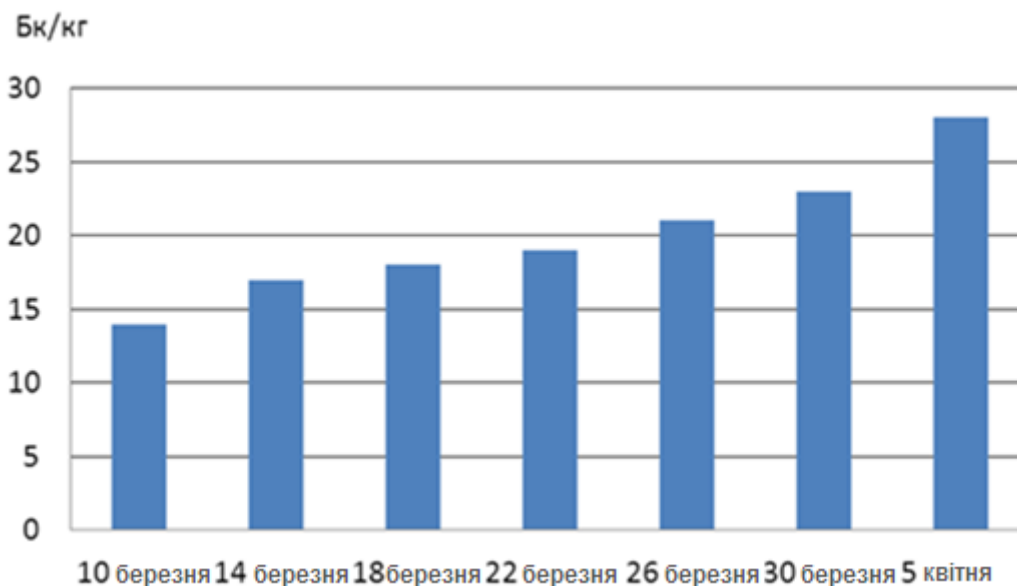


Рис. 19. Зміна питомої активності ^{137}Cs у березовому соку протягом періоду заготівлі

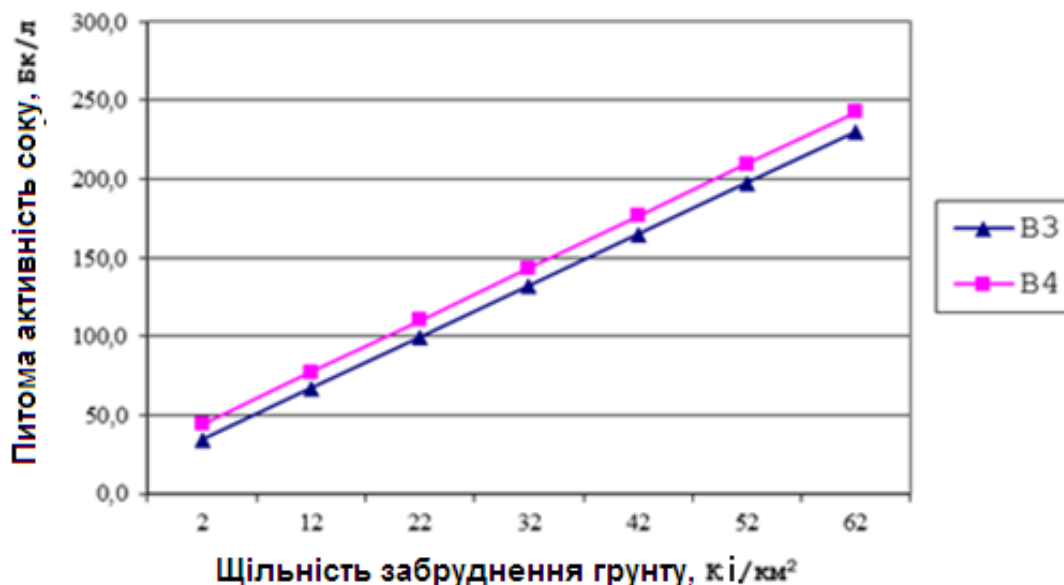


Рис. 20. Залежність питомої активності ^{137}Cs у березовому соку від щільності радіоактивного забруднення ґрунту

в різних умовах місцезростання

Прямі, що відповідають зміні вмісту ^{137}Cs у березовому соку залежно від його вмісту в ґрунті для обох типів умов зростання, проходять майже паралельно.

Незважаючи на досить низькі, порівняно з грибами або ягодами, величини питомої активності ^{137}Cs у березовому соку, загальна його активність з одного дерева за період соковиділення є досить значною (табл. 29).

Таблиця 29

Сумарна активність ^{137}Cs у березовому соку за весь період соковиділення в залежно від діаметра дерев у вологих суборах

Діаметр стовбура, см	Продуктивність одного дерева за сезон, л	Загальна активність ^{137}Cs (Бк/л) при щільності радіоактивного забруднення ґрунту	
		188 кБк/м ² (5,1 Кі/км ²)	2150 кБк/м ² (58,1 Кі/км ²)
24	50	2100	11550
28	84	3528	19404
32	140	5880	32340
36	201	8442	46431
40	261	10962	60291
44	318	13356	73458
48	357	14994	82467
52	371	15582	85701

При складанні таблиці 29 використовувалися довідково-нормативні таблиці біологічної сокопродуктивності берези повислої та експериментальні дані щодо питомої активності ^{137}Cs у соку. Подібні розрахунки можна провести і для інших лісорослинних умов. Вони необхідні не лише для розуміння закономірностей міграції радіонуклідів у лісових екосистемах, але й для оцінки можливих накопичених колективних та індивідуальних еквівалентних доз людини. Березовий сік не входить до переліку продуктів харчування, для яких існують допустимі референтні рівні вмісту радіонуклідів. Його споживання потрібно регламентувати, виходячи з того, що щодобове споживання продуктів харчування і води з сумарною активністю не більше 210 Бк/кг забезпечує неперевищення граничної річної ефективної дози внутрішнього опромінення.

Розділ 5

ВИКОРИСТАННЯ МИСЛИВСЬКИХ ТВАРИН В УМОВАХ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Важливим складником всіх лісових екосистем є тварини. Тільки на Українському Поліссі налічується понад 60 видів ссавців, близько 300 видів птахів (із них понад 180 видів гніздяться), 7 видів плазунів, 12 видів земноводних і значна кількість безхребетних. Чимало з них мешкають у лісах. Тварини відчують на собі вплив різних чинників навколишнього середовища, значною мірою залежать від особливостей рослинних угруповань і водночас істотно впливають на лісові екосистеми і всі процеси, які у них відбуваються. Радіоекологічні дослідження диких тварин досить складні через різноманіття видів, постійну кормову або сезонну міграцію, особливості харчування і специфічні вимоги до умов існування.

За своєю функцією у трофічних ланцюгах лісові тварини належать до консументів різних порядків (рис. 21). Травоядні – консументи першого порядку, а хижаки – більш високих порядків. Споживаючи їжу, всі вони беруть активну участь у перетворенні і міграції хімічних речовин. Крім того, частина лісових тварин, мешканців ґрунту відіграє певну роль у редукції органічної речовини у біоценозі.



Рис. 21. Екологічна піраміда

Консументи (від лат. *consume* – споживати) – гетеротрофні організми, які споживають готові органічні речовини, що утворені автотрофами (продуцентами). На відміну від редуцентів, консументи не здатні розкласти органічні речовини до неорганічних. До консументів відносять тварин, деякі мікроорганізми, а також паразитичні і комахоїдні рослини. Розрізняють

консументи першого, другого та інших порядків. Екологічні піраміди рідко складаються більш ніж із чотирьох рівнів.

Хімічні елементи та їх сполуки переміщуються трофічними ланцюгами та здатні змінювати свою концентрацію в окремих ланках.

Концентрування в трофічних ланцюгах або біологічне накопичення – збільшення концентрації деяких хімічних речовин в окремих ланках трофічних ланцюгів або на різних трофічних рівнях.

Біологічне накопичення є характерним і для радіонуклідів. В умовах радіоактивного забруднення лісів дикі тварини є важливою ланкою в накопиченні, обміні і перерозподілі різних радіоактивних ізотопів. Це явище вперше спостерігали американські вчені ще в 50–60-х роках минулого століття. Наприклад, концентрація ^{32}P в яйцях диких гусей, що живуть навколо водойм, в які потрапляли радіоактивні відходи, була вищою за питому активність води в 2 млн разів. Це концентрування відбувалося в трофічному ланцюгу «вода-кормові рослини-травоїдні птахи». Дослідження, проведені в тундрі, дозволили встановити, що концентрація ^{137}Cs у м'ясі вовків була вдвічі більшою, ніж у їхніх жертв – північних оленів (трофічний ланцюг «травоїдні-хижаки»). Принцип біологічного накопичення потрібно враховувати при прийнятті будь-яких рішень, пов'язаних із забрудненням навколишнього середовища радіонуклідами.

Тварини, що населяють забруднені радіонуклідами екосистеми, зазнають впливу:

- зовнішнього опромінення (джерело радіації знаходиться поза організмом);
- внутрішнього опромінення (радіоактивні елементи знаходяться всередині живих організмів).

Інкорпоровані радіонукліди – радіонукліди, що надійшли та були накопичені у внутрішньому середовищі організму і є джерелом внутрішнього опромінення.

Радіоактивне забруднення консументної ланки в лісових екосистемах починається із надходження радіоактивних ізотопів до організму тварин. Існують три основні шляхи надходження радіонуклідів:

- перкутанний (через шкіру);
- інгаляційний (через органи дихання);
- пероральний (через органи травлення).

Тривалий час вважали, що шкіра є фізіологічним бар'єром для радіонуклідів. Однак подальші дослідження довели, що радіоактивні елементи у складі рідких і газоподібних сполук здатні проникати через шкірний покрив у досить значних кількостях. Наприклад, перкутанне проникнення радіоактивного йоду і оксиду тритію можна порівняти з інгаляційним. Проникнення більшості радіоактивних речовин через неушкоджену шкіру

незначне. Легше радіоактивні речовини потрапляють в організм тварин через колоті і різані ушкодження.

Інгаляційне надходження радіонуклідів небезпечно тим, що органи дихання у людини і тварин мають дуже велику площу. Наприклад, загальна площа легенів людини становить 150 м^2 , що в 75 разів більше площі поверхні тіла.

При вдиханні газів, пилу і аерозолів глибина проникнення в організм радіоактивних частинок залежить від їх розмірів, розчинності та аеродинамічних параметрів.

Чим менші розміри частинок, тим глибше вони проникають в органи дихання. Розчинні сполуки досить легко потрапляють у кров. Найбільшу небезпеку для організму створює вдихання пилу, до складу якого входять α -випромінювачі. Навіть коли сполуки, що містять такі радіонукліди, нерозчинні, вони здатні вражати тканини.

Пероральне проникнення радіонуклідів відбувається шляхом їх всмоктування в тонкому кишечнику лише після впливу травних ферментів або розчинення солей неорганічних сполук.

Всмоктування речовин у тонкому кишечнику можливе тільки у формі простих органічних сполук або у формі неорганічних іонів.

В умовах сталого радіоактивного забруднення навколишнього середовища основним шляхом проникнення радіонуклідів в організм тварин є пероральний. Така ситуація є типовою для регіонів, що потрапили в зону впливу аварійних викидів Чорнобильської АЕС. Встановлено, що для тварин на пасовищі співвідношення перкутанного, інгаляційного і перорального шляхів становить 0,0001:1:1000.

Інтенсивність і величина всмоктування радіонуклідів у шлунково-кишковому тракті залежить від хімічної форми сполук та їхніх фізико-хімічних властивостей. Радіонукліди, що містяться в кормах, можуть перебувати в іонізованому вигляді, бути адсорбованими на поверхні, входити до складу рослинних тканин, крім того, вони можуть бути включені в оплавлені тверді частинки різних розмірів.

У шлунково-кишковому тракті тварин є сприятливі умови для перетворення сполук радіоактивних елементів у розчинну форму та всмоктування їх у кров. Для оцінки особливостей всмоктування радіонукліда в організм тварин застосовується поняття "коефіцієнт всмоктування".

Коефіцієнт всмоктування ($f_{\text{вс.}}$) – це відношення кількості радіонукліда, який перейшов у кров (Бк), до кількості, що надійшла в організм із кормом (Бк).

Коефіцієнт всмоктування виражається у відсотках та є важливою характеристикою доступності сполук радіоактивного елемента для організму. Всмоктування радіоактивних ізотопів підпорядковується певним

закономірностям, загальним для всіх хімічних елементів. Це, перш за все, розчинність сполук та радіуси іонів. Вони залежать від місця розташування хімічного елемента в Періодичній системі Д. І. Менделєєва.

Всі елементи I, VII і VIII основних груп, 1 і 2 періодів (за винятком берилію) всмоктуються повністю. Коефіцієнт всмоктування елементів II основної групи становить 10–30 %. Засвоєння інших елементів значно нижче.

Радіонукліди, які всмокталися в шлунково-кишковому тракті, з потоком крові поширюються по організму і концентруються в певних внутрішніх органах і тканинах (табл. 30).

Тропність радіонуклідів – підвищена здатність радіонуклідів накопичуватися в окремих органах і тканинах.

Таблиця 30

Типи розподілу радіонуклідів в організмі тварин

Тип розподілу	Радіонуклід
Рівномірний	Радіоактивні ізотопи елементів I основної групи (^3H , ^7Li , ^{22}Na , ^{40}K , ^{85}Rb , $^{134,137}\text{Cs}$)
Остеотропний	Радіоактивні ізотопи лужноземельних елементів (^7Be , ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{226}Ra)
Нирковий	^{48}V , ^{75}Se , ^{76}As , ^{125}Sb , ^{238}U
Тиреотропний	$^{129,131}\text{I}$, ^{211}At

Наприклад, основна частина радіоактивного йоду накопичується у щитовидній залозі, а стронцію – в кістках хребетних, шкаралупі пташиних яєць і раковинах молюсків. Тропність у накопиченні радіоактивних елементів призводить до переважного опромінення окремих органів і тканин, які до того ж мають різну радіочутливість. Тому в радіобіології виділяють поняття критичного органу.

Критичний орган – це орган або тканина, опромінення яких, завдяки переважаючому накопиченню певного радіонукліда, може викликати найбільш небезпечні наслідки для даного організму або його нащадків.

Загальні закономірності надходження радіонуклідів на різні трофічні рівні вказують на те, що найбільша кількість остеотропних елементів може бути у травоядних тварин – споживачів первинної продукції. Радіоактивні ізотопи, які накопичуються в м'яких тканинах (переважно у м'язах), мають найбільші концентрації у консументів вищих порядків.

При вивченні накопичення радіоактивних ізотопів у внутрішніх органах і тканинах тварин потрібно розрізняти поняття концентрації радіонукліда і його вмісту.

Концентрація радіонукліда – це кількість радіонукліда в одиниці ваги, а вміст – це кількість радіонукліда в усьому органі або організмі.

При тривалому надходженні радіоактивних речовин в організм як диких, так і свійських тварин користуються поняттям кратності накопичення, яка визначається за формулою:

$$F = (C_p \cdot m) / q,$$

де C_p – концентрація радіонукліда в органах і тканинах (Бк/кг);
 m – маса органу, тканини або всього тіла (кг);
 q – вміст радіонукліда в раціоні (Бк).

У разі, коли кратність накопичення є постійною величиною, кажуть про стан динамічної рівноваги.

Динамічна рівновага – це стан, при якому, незважаючи на те, що надходження радіонуклідів триває, подальшого збільшення концентрації радіоактивних елементів у відповідних внутрішніх органах і тканинах не відбувається.

В експериментах на лабораторних і свійських тваринах було встановлено, що час настання стану динамічної рівноваги залежить як від рівня радіоактивного забруднення раціону, так і від розмірів тварин, маси спожитого корму, тропності радіонукліда. Наприклад, стан рівноваги ^{90}Sr у м'яких тканинах у великої рогатої худоби, овець і кіз може наступати на 5–7-му добу, у свиней і птахів – на 30-90-ту. Для ^{137}Cs це може відбуватися дещо пізніше: на 150-ту добу у великої рогатої худоби і на 105-ту – в овець. За іншими даними – у кіз і овець стан рівноваги настає на 60-ту добу. Подібні відмінності у тварин одного виду визначаються рівнем радіоактивного забруднення раціону. Для диких лісових тварин конкретних даних немає, але вважають, що ці величини подібні до близьких за розмірами тіла і фізіологію свійських тварин.

У природних умовах, при дослідженні накопичення радіонуклідів тваринами різних трофічних рівнів, застосовується коефіцієнт концентрування. Він виражається через коефіцієнт накопичення або коефіцієнт переходу. Досить часто ці коефіцієнти для тварин розглядають як відношення питомої активності радіонукліда в критичному органі до питомої або сумарної активності раціону. У першому випадку коефіцієнт концентрування безрозмірний, а в останньому розмірність коефіцієнта переходу має вигляд (діб · кг⁻¹ м'язів), що впливає з відношення (Бк · кг⁻¹ м'язів) / (Бк за добу).

На величину цих коефіцієнтів впливають характер харчування, інтенсивність метаболізму у тварин та інші чинники. В умовах досить повільної зміни рівнів радіоактивного забруднення і відносної ізотопної рівноваги між компонентами екосистем коефіцієнт концентрування виступає як важлива радіоекологічна характеристика. Прикладом подібних екосистем можуть бути ліси, забруднені внаслідок Чорнобильської катастрофи. На основі коефіцієнтів накопичення або переходу, отриманих у таких умовах, можна робити висновки про закономірності міграції радіонуклідів трофічними ланцюгами, визначати

критичні в радіологічному плані групи живих організмів. Так, наприклад, коефіцієнт переходу ^{137}Cs (у розмірності діб · кг⁻¹) з добового раціону в м'язи лося становить 0,03, в м'язи косулі – від 0,78 до 1,00, а в м'язи дикого кабана – 0,19. Для порівняння, аналогічні показники для м'яса великої рогатої худоби та овець складають 0,02 та 0,24, за іншими даними, КП для кіз та овець коливаються в межах 0,4–0,9, а для свиней – 0,1–0,15.

Радіоактивні елементи, які потрапляють в організм тварин, включаються в метаболічні процеси та виводяться через шлунково-кишковий тракт, нирки, шкіру та молочні залози, а у птахів також із яйцями. Відомо, що у диких жуйних (лось, олень благородний, косуля), на відміну від м'ясоїдних хижаків, ^{137}Cs інтенсивніше виводиться з калом, ніж із сечею. Швидше виводяться ті радіонукліди, які депонуються в м'яких тканинах, а остеотропні затримуються довше. Швидкість виведення радіонуклідів з організму тварин залежить від великої кількості чинників як біотичної, так і абіотичної природи. В першу чергу, це вид та вік тварин, особливості харчування. Крім того, певний вплив мають кліматичні умови, хімічна природа сполук радіонуклідів та ін. Незважаючи на таке розмаїття, в групі тварин високого таксономічного рангу (клас птахів, ссавців, комах та ін.) мають місце певні закономірності. Для характеристики цих закономірностей користуються поняттям період напіввиведення ($T_{\text{біол}}$).

Період біологічного напіввиведення – це час, за який з організму виводиться половина радіонуклідів, що в ньому містяться.

Він визначається без врахування фізичного розпаду радіоактивних елементів. Для обліку не тільки метаболічних, але і фізичних особливостей радіонуклідів використовується ефективний період напіввиведення ($T_{\text{еф}}$).

Ефективний період напіввиведення враховує не лише біологічні процеси, а й період напіврозпаду радіоактивного ізотопу ($T_{\text{фіз}}$) і обчислюється за формулою:

$$T_{\text{еф}} = (T_{\text{фіз}} \cdot T_{\text{біол}}) / (T_{\text{фіз}} + T_{\text{біол}})$$

Дані про закономірності виведення радіоактивних ізотопів у диких тварин практично відсутні, деякі висновки можна зробити лише екстраполюючи результати, отримані на свійських і лабораторних тваринах. Встановлено, що за інших рівних умов період напіввиведення радіонуклідів у наземних тварин тим довший, чим більша їхня вага. Це визначається різницею в швидкості метаболічних процесів. Чим більша тварина, тим повільніший у неї обмін речовин на одиницю ваги.

Закономірності метаболізму радіоактивних елементів у тварин мають велике значення і знаходять практичне застосування при веденні мисливського господарства в регіонах, які постраждали внаслідок ядерних аварій. Наявні відмінності у промислових тварин різних видів дозволяють диференційовано

впроваджувати спеціальні заходи, які впливають на ефективність мисливського господарства в зонах радіоактивного забруднення.

В умовах радіоактивного забруднення навколишнього середовища великого значення набувають процеси, спрямовані на зменшення вторинного аерального поширення радіоактивних речовин, можливого виносу ізотопів на поверхню ґрунту (при захоренні радіоактивних відходів) і надходження радіонуклідів у підземні води. Закріплення радіонуклідів у ґрунті – одне із найважливіших питань в ліквідації наслідків будь-яких ядерних аварій. В агроценозах ці проблеми вирішуються завдяки застосуванню різних агротехнічних заходів. У природних екосистемах, якими є ліси, істотний внесок у поглиблення радіоактивних випадінь та їх біогенну міграцію вносить життєдіяльність тварин.

На частку жителів ґрунту приходиться 90–95 % від зоомаси і кількості видів у лісових екосистемах, а на частку біомаси диких копитних – близько 3 %.

Вплив тварин на біогеохімічні процеси у ґрунті відбувається наступним чином:

- деструкція рослинного опаду, зміна хімічної форми сполук, їх біологічної і хімічної доступності;
- міграція хімічних елементів внаслідок трофічної діяльності тварин (накопичення елементів в біомасі тварин, споживання їх тваринами і повернення в ґрунт, міграція елементів по трофічними ланцюгами);
- вплив риючої і гніздобудівної діяльності тварин на міграцію елементів у біогеоценозах;
- опосередкований вплив тварин на кругообіг елементів у біогеоценозах внаслідок пошкодження рослин, стимуляції або пригнічення діяльності мікроорганізмів та ін.

Серед величезного розмаїття мешканців лісових зооценозів можна розглянути діяльність дощових червів (безхребетні) і диких кабанів (хребетні). Це тварини, чия діяльність унаочнює можливу роль фауни в міграції радіоактивних ізотопів у ґрунті.

Дощові черви – один із класичних об'єктів радіоекології. У свіжих і вологих типах умов зростання їм належить провідна роль у формуванні профілю ґрунту.

Чисельність дощових червів у лісових екосистемах може досягати декількох сотень особин на 1 м². За рік на площі в 1 га ці тварини здатні пропустити через свій кишечник до 50 т землі і переробити до 1 т рослинних залишків.

Радіоекологи вважають, що дощових червів слід розглядати як біоіндикатори радіоактивного забруднення ґрунту. Моделювання з внесенням ⁹⁰Sr на поверхню ґрунту показало, що дощові черви перерозподіляють

радіонуклід по всьому профілю. Завдяки життєдіяльності дощових черв'яків у нижні шари ґрунту додатково перемістилося 36–47 % від поверхнево внесеного радіонукліда. Дослідники розрахували, що швидкість розсіювання ^{90}Sr за допомогою цих тварин становить 0,003 см на добу, тобто рівномірного розподілу радіонукліда по всьому профілю ґрунту на глибину 60 см слід очікувати через 55 років. Подібним чином дощові черви поводяться і в природних умовах. Природно, що в реальних умовах лісових екосистем ці процеси будуть відбуватися повільніше внаслідок впливу інших чинників. Але роль дощових черв'яків у сприянні міграції радіонуклідів за горизонтами ґрунтового профілю і їх поглибленні в нижні шари буде залишатися досить значною. Варто відзначити також ще одну цікаву екологічну особливість цих тварин. У присутності дощових черв'яків збільшується накопичення радіонуклідів рослинами, що може бути пов'язане з особливостями метаболізму цих безхребетних. Крім того, вивчення особливостей поведінки радіоактивних ізотопів у ланцюзі «ґрунт–дощові черви» дає вихідний матеріал для подальших досліджень міграції цих елементів у трофічних ланцюгах природних біоценозів. Адже дощові черви слугують кормом для багатьох інших видів тварин.

Роль диких кабанів у процесах перерозподілу радіонуклідів за профілем ґрунту пов'язана з тим, що в раціоні цих тварин значну роль відіграють корми, які кабани добувають із ґрунту.

В середньому на корми, що видобуваються з ґрунту, припадає 35 % середньорічного раціону дикого кабана. Восени і взимку ця частка може досягати 80 %.

Досить детально вплив ріючої діяльності диких кабанів на міграцію радіонуклідів було прослідковано на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. У перші роки після аварії ці тварини заглиблювали верхні, більш радіоактивно забруднені шари лісової підстилки. Починаючи з 1991 року, дикі кабани, перевертаючи підстилку, сприяли не стільки збереженню забруднених шарів, скільки виносу на поверхню матеріалів нижніх підгоризонтів підстилки з високим вмістом радіонуклідів. Аналіз розподілу питомої активності ^{137}Cs у лісових ґрунтах показав, що ґрунтові горизонти, розташовані під пороями кабанів, значно менше забруднені радіонуклідами, ніж непошкоджені ділянки, а вміст ^{137}Cs за профілем проходить набагато чіткіше. Таким чином, багаторазове перевертання верхніх шарів ґрунту та лісової підстилки тваринами сприяє швидшому включенню радіонуклідів у біологічний кругообіг елементів і зменшенню загрози їхнього проникнення в ґрунтові води. Ріюча діяльність диких кабанів у лісах, що зазнали радіоактивного забруднення, має також загальноекологічне значення. Вона сприяє відновленню деревних порід, введенню у сосняки широколистяних порід, обумовлює заміну лишайникового і мохового покриву трав'яним. Крім того, дикі кабани сприяють залісненню території, що утворилися на виведених із користування сільськогосподарських

угіддях. У результаті у біогеоценозах відбувається іммобілізація радіонуклідів рослинами і виключення їх з ерозійних процесів.

Аналіз різнонаправленої діяльності ґрунтових тварин – як безхребетних, так і хребетних – дозволяє виділити два напрями, які впливають на міграцію радіонуклідів у лісових екосистемах:

- тварини сприяють заглибленню радіоактивних випадінь. Це приводить до фіксації елементів у мінеральних шарах ґрунту і зменшення їх частки у біологічному кругообігу;
- та частина радіонуклідів, яка знаходиться у лісовій підстилці і ризосфері, в результаті діяльності ґрунтових тварин стає більш доступною для рослин, а біологічна рухливість радіоактивних ізотопів зростає. Це сприяє виносу радіоактивних елементів з лісових біогеоценозів.

Мисливські угіддя України займають більше 50 млн га. Частина з них потрапила в зону радіоактивного забруднення після аварії на Чорнобильській АЕС. Всі трофічні ланцюги, до складу яких входять мисливські види диких птахів і тварин, кінцевою ланкою мають людину – споживача даного виду продукції лісу. Для деяких груп населення, а саме мисливців і членів їх сімей, дичина може бути додатковим джерелом внутрішнього опромінення. Ось чому закономірності міграції радіонуклідів і особливості їх накопичення в даному виді харчової продукції лісу мають не лише наукове, а й практичне значення, особливо в регіонах, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

На концентрацію радіоактивних ізотопів в організмі диких мисливських тварин впливають такі чинники:

- хіміко-біологічні властивості радіонуклідів та їх сполук;
- щільність радіоактивного забруднення в місцях проживання тварин;
- біологічні особливості видів;
- міграційні процеси;
- трофічні рівні й екологічні ніші, в яких перебувають тварини в даних екосистемах.

Надходження, розподіл і виведення радіоактивних ізотопів в організмі тварин підпорядковуються загальним закономірностям, які існують для стабільних ізотопів та хімічних елементів-аналогів. Рівень забруднення біотопів продуктами поділу визначає величину накопичення радіонуклідів у кормах і організмі тварин. Серед біологічних особливостей найбільш значущими є: інтенсивність метаболізму, тип харчування, закономірності біологічних циклів розвитку тварин. Міграційні переміщення можуть значною мірою змінювати радіологічну ситуацію, сприяючи поширенню радіонуклідів за межі зони випадінь. Надходження радіонуклідів в організм диких промислових птахів та звірів залежить від сезонних змін структури та складу їхнього раціону, міграції і має видоспецифічний характер. У хижаків концентруються розсіяні радіонукліди, а в травоядних тварин – остеотропні. Хребетні тварини, які використовують верхні яруси наземних екосистем, як правило, накопичують менше радіонуклідів.

Розрахунки відношення потоку ^{137}Cs і ^{90}Sr через популяцію тварин до їх маси в популяції для лісових зооценозів свідчать про те, що накопичення цих радіонуклідів окремими фауністичними групами тим вище, чим менше це відношення (табл. 31). Ці характеристики досить тісно пов'язані з видовими і метаболічними особливостями тварин.

Таблиця 31

Співвідношення потоку радіонукліду через популяцію до його маси в популяції

Група тварин	^{137}Cs	^{90}Sr
Дошові черви	500 : 1	500 : 1
Копитні та гризуни	150 : 1	300 : 1
Хижаки	50 : 1	100 : 1
Птахи та комахоїдні	5 : 1	10 : 1

Аналіз міграції радіоактивних ізотопів ^{137}Cs і ^{90}Sr трофічними ланцюгами свідчить про те, що зростання концентрації в кінцевих ланках спостерігається тоді, коли розрахунки ведуться для критичних для даного елемента органів. У разі некритичних органів може спостерігатися навіть зниження концентрації.

Радіоекологія птахів вивчає як особливості дії іонізуючого випромінювання на цих тварин, так і їх спосіб життя в умовах радіоактивного забруднення середовища. Особливості біології і значна мозаїчність випадінень техногенних радіонуклідів ускладнюють дослідження особливостей радіоактивного забруднення диких промислових птахів у лісових біогеоценозах.

Радіобіологічні аспекти досліджувалися, головним чином, на свійській птиці. Для промислових видів було встановлено, що тетерук може накопичувати природних ізотопів урану на одиницю живої ваги в 4–6, а чирянка мала – в 4–8 разів більше, ніж лось. Подібні результати отримані також із накопичення радію і торію. Дослідники пояснюють це високою швидкістю метаболізму у птахів, порівняно із ссавцями. Обмін радіонуклідів у них відбувається більш інтенсивно, ніж у інших видів хребетних.

Для даної групи тварин характерною є різноманітна кормова база. Вони часто мігрують у пошуках їжі на значні відстані від місць гніздування. Радіоактивне забруднення перелітних птахів внаслідок міграційних процесів характеризується значною мінливістю. Тому безпосереднє зіставлення накопичення радіонуклідів у організмі птахів з радіоактивним забрудненням середовища досить умовне. Тільки для осідлих видів (тетерук, глухар, сіра куріпка, перепілка, рябчик) простежується наявність тісного зв'язку з радіоактивним забрудненням біотопів. Але пошук цієї залежності ускладнюється сезонними змінами раціонів. Так, навесні тетеруки, які харчуються у цей період бруньками дерев, накопичують менше ^{90}Sr , ніж взимку і восени, коли вони добувають корм із поверхні ґрунту. Мають місце значні видові відмінності в концентрації радіоактивних ізотопів навіть у тих птахів, які населяють один біоценоз. У вивільги, яка цілий рік збирає корм у кроні дерев, кількість ^{137}Cs і ^{90}Sr у їжі і тілі значно нижча, ніж у птахів, що

харчуються на землі або стовбурах. Це результат неоднорідного вертикального розподілу радіонуклідів у лісових екосистемах.

Радіоекологічні закономірності більш чітко прослідковуються для ^{90}Sr , ніж для ^{137}Cs , що пояснюється більшою метаболічною рухливістю останнього. На особливості накопичення цих радіонуклідів відчутно впливають екологічні ніші, які заселяють певні види птахів (рис. 22). Рослиноїдні птахи, такі як качка сіра, крижень, лиска, чирянка мала та інші, можуть концентрувати значно більше ^{90}Sr , ніж інші хижаки (сивка морська, пірникоза, мартин сріблястий, бекас та ін). Для ^{137}Cs закономірність є зворотною.

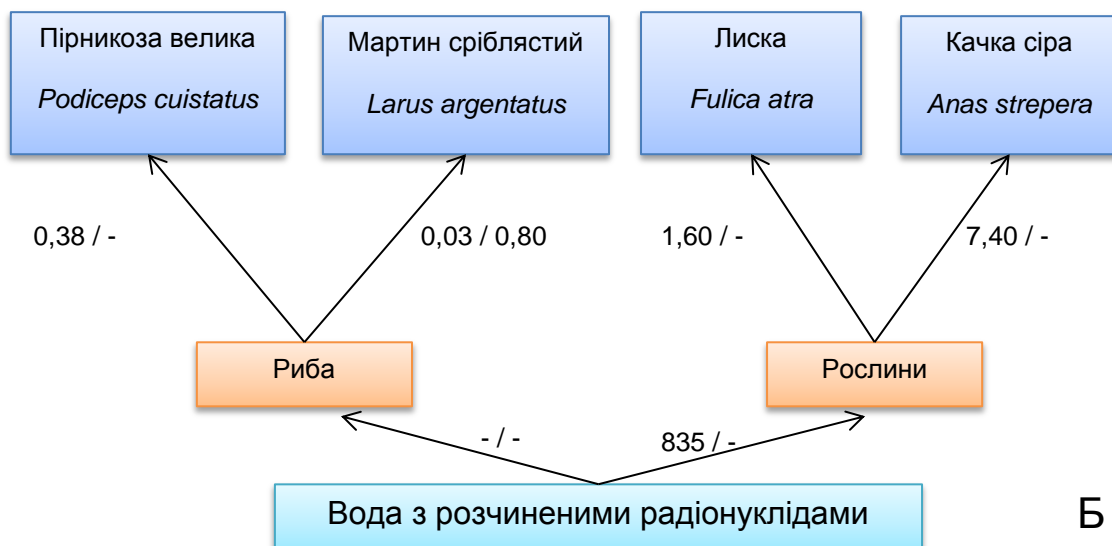
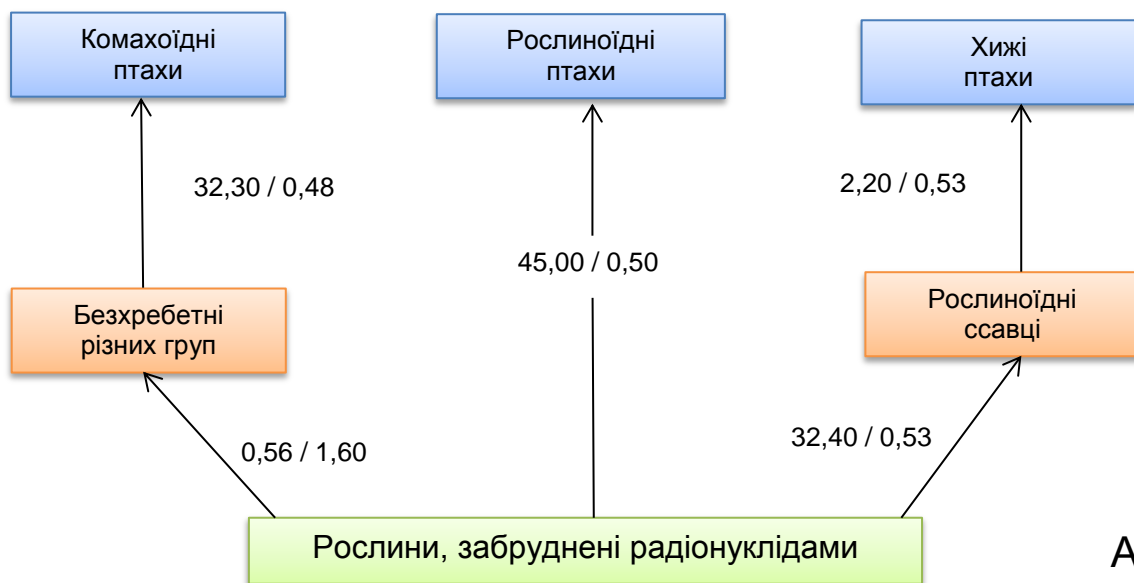


Рис. 22. Середні значення коефіцієнтів концентрації ^{90}Sr (над ризикою) і ^{137}Cs (під ризикою) для різних груп птахів в наземному (А) і прісноводному (Б) зооценозах

Поширення мігруючими видами птахів радіоактивних речовин за межі забруднених територій може відбуватися через екскременти і труп. Воно не

призводить до істотного збільшення радіоактивного забруднення угідь і практично не впливає на радіаційну ситуацію.

В Україні питання, пов'язані з накопиченням радіонуклідів промисловими копитними тваринами, особливо загострилися після аварії на Чорнобильській АЕС, внаслідок якої значна частина лісових екосистем, особливо Полісся, потрапила в зону радіоактивного забруднення. Мисливське господарство, на відміну від тваринництва, більш тісно пов'язане з екологічним станом навколишнього середовища. Наприклад, дослідники відзначали, що питома активність ^{137}Cs у м'язах лосів, благородних оленів і косуль восени може бути в 3, 10 і 20 разів вищою, ніж у великої рогатої худоби на тій же місцевості.

В однакових екологічних умовах концентрація ^{137}Cs у м'язах великих рослиноїдних тварин зменшується наступним чином:

косуля > дикий кабан > лось.

Ця закономірність є сумарним результатом дії цілого комплексу чинників, серед яких слід відзначити тип травлення, ярус біогеоценозу, в якому відбувається харчування, розміри тіла. Так, копитним зі складним шлунком (жуйні – косуля, лось) властиві більш високі рівні накопичення радіонуклідів, ніж тваринам з простим шлунком (моногастричні – дикий кабан). Це пов'язано з більш тривалим перебуванням їжі в шлунково-кишковому тракті, істотною роллю мікрофлори рубця у вивільненні радіонуклідів із рослинних тканин тощо. Більш високий вміст ^{137}Cs в організмі дикого кабана по відношенню до лося пояснюється відмінностями просторового розташування кормових ділянок цих тварин, оскільки харчування останнього тісно пов'язане з риючою діяльністю. Лось харчується у більш високому ярусі рослинності (менш забрудненому радіонуклідами), ніж дикий кабан і косуля. Крім того, менші розміри косулі вказують на більш інтенсивний рівень метаболізму радіоактивних елементів, порівняно з лосем, що також позначається на процесах надходження радіонуклідів.

Одним із загальноприйнятих положень у радіоекології є думка про те, що вміст радіоактивних ізотопів у популяціях тварин зростає зі збільшенням кількості продуктів поділу у біотопах. Це повністю підтвердилося при вивченні радіоактивного забруднення промислових копитних. Наприклад, для косулі у лісах Житомирського Полісся було виявлено, що ця залежність восени має лінійний характер. Гранично допустимі рівні щільності радіоактивного забруднення мисливських угідь, при яких м'ясо косулі буде відповідати існуючим санітарним нормам, виявилися досить жорсткими – до 37 кБк/м^2 (менше 1 Ки/км^2). Це значно ускладнює ведення мисливського господарства, адже саме восени в Україні традиційно розпочинається і проводиться полювання на копитних звірів.

Особливості ведення мисливського господарства загострили інтерес до накопичення радіонуклідів у дичині в різні пори року. Дослідження показали, що у промислових копитних не виявлено значних сезонних коливань у концентрації ^{90}Sr . Відомо, що цей елемент метаболічно пасивний, тому

накопичується переважно у кістках. У той же час, величина питомої активності ^{137}Cs у м'язах диких промислових копитних протягом року може змінюватися у значних межах. Це викликано особливостями кормової бази і кормової поведінки тварин.

Характерною зоною харчування дикого кабана (рис. 23) взимку є лісова підстилка і верхні шари ґрунту. При такому способі добування їжі до організму тварин потрапляє значна кількість лісової підстилки, дернини і верхніх шарів ґрунту, тобто саме тих горизонтів, де в лісових екосистемах концентрується основна частина радіонуклідів. У раціоні дикого кабана частка ґрунту може сягати 2 %, а коріння рослин 87 %. Ці сезонні особливості харчування призводять до того, що максимальний вміст ^{137}Cs у м'язах диких кабанів відмічається в зимовий період. Він може в кілька разів перевищувати його вміст в інші пори року.



Рис. 23. Дикий кабан (*Sus scrofa*)

Лось і косуля відносяться до дендрофагів, які споживають, головним чином, пагони дерев, кущів і фітомасу чагарників. Наприклад, до раціону лося (рис. 24) в Швеції у жовтні входить до 39 % фітомаси вересу, чорниці, брусниці, лохини та до 36 % пагонів сосни, берези, верби, тополі і горобини. А у косулі (рис. 25) в лісових екосистемах Українського Полісся типовими осінніми кормами є осика, дуб (у тому числі жолуді), ожина, малина, чорниця, береза і верес. Ці корми становлять 90 % раціону.

У лося та косулі сезонні зміни раціону принципово відрізняються від дикого кабана. Максимум накопичення ^{137}Cs у цих тварин припадає на кінець літа – осінь. Саме в цей період концентрація радіонуклідів у м'язах може зрости в декілька разів, що пов'язане із поїданням ними вересоцвітних рослин, які характеризуються значними рівнями радіоактивного забруднення. Ці рослини концентрують ^{137}Cs у фітомасі, а їхній внесок у радіоактивне забруднення тварин може досягати 80 % у лося і 35 % у косулі. Деякі дослідники, окрім того, пов'язують піки в накопиченні даного радіонукліда з поїданням грибів, що є концентраторами радіоцезію.



Рис. 24. Лось (*Alces alces*)



Рис. 25. Косуля європейська (*Capreolus capreolus*)

Найбільш детально вивчено закономірності, пов'язані із надходженням ^{137}Cs до організму косулі європейської. Встановлено, що в осінній період питома активність радіонукліда в м'язах різко зростає (рис. 26).

Збільшення показника радіоактивного забруднення осіннього раціону у даного виду може бути викликане різними видами кормів. Особливості впливу конкретних кормових чинників пов'язані з лісорослинними умовами в місцях перебування тварин. Наприклад, роль грибів у надходженні радіоцезію до організму косулі визначається ступенем їх споживання. У лісах Швеції внесок грибів у радіоактивне забруднення раціону досягає 70 %. У більш багатих кормовими видами умовах Полісся України він не перевищує 5 %. У зоні відчуження Чорнобильської АЕС основним джерелом ^{137}Cs є енотера дворічна. У лісових екосистемах ця рослина практично не зустрічається, проте рясно росте на відкритих територіях, які раніше використовувалися для вирощування сільськогосподарських рослин. У лісах Австрії виявлено зв'язок між динамікою питомої активності радіоцезію у м'язах косулі та інтенсивністю поїдання папоротей, а в Україні цією рослиною тварини практично не харчуються.

В цілому ряді робіт детально обговорюються особливості ботанічного складу раціону косулі, що впливають на надходження ^{137}Cs у лісах Полісся України та Білорусі (Петров, 1996; Міхалусев та ін., 1997; Шелест, 1997; Краснов та ін., 1998; Гулік, 2003). Ці дослідження дозволяють оцінити роль тих чи інших кормів в осінньому підвищенні радіоактивного забруднення цього виду дичини. Наприклад, на Житомирському Поліссі України 60 % ^{137}Cs до раціону косулі вносить поїдання нею пагонів та жолудів дуба, пагонів осики, ожини, малини та берези (рис. 26).

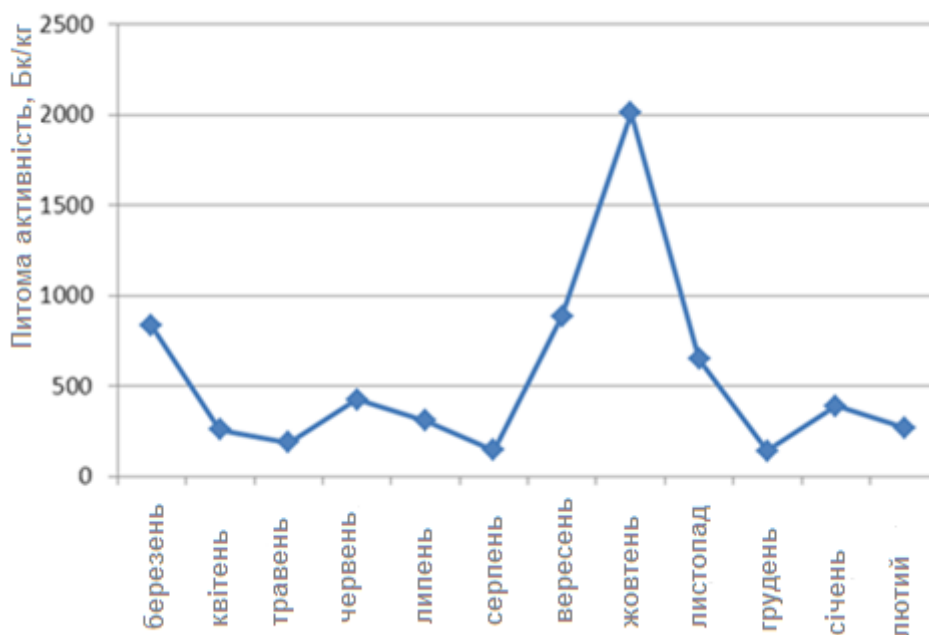


Рис. 26. Сезонна динаміка накопичення ^{137}Cs у м'язах косулі європейської на Поліссі України

Внесок деяких кормових видів у збільшення надходження радіонуклідів до організму тварин обумовлений не лише споживанням тих чи інших видів рослин, але й сезонними особливостями радіоактивного забруднення фітомаси. Так, наприклад, у пагонах підросту осики, дуба та ожини на початку осені спостерігається максимальний вміст ^{137}Cs . Таким чином, різке збільшення активності радіонуклідів у організмі косулі саме в цей період зумовлене комплексом кормових чинників. Серед них слід виділити два головні:

- споживання кормів, які концентрують даний радіоактивний елемент;
- підвищення вмісту ^{137}Cs у фітомасі багатьох рослин, які входять до складу раціону тварин, що має місце в кінці літа – на початку осені.

Підсумовуючи аналіз сезонних коливань у накопиченні ^{137}Cs дикими промисловими копитними, потрібно відзначити, що вони мають видоспецифічний характер й обумовлені особливостями раціону та кормової поведінки. Крім того, оцінка можливості використання ресурсів мисливської

дичини в регіонах, що зазнали радіоактивного забруднення, вимагає врахування характеристик кормових угідь тварин.

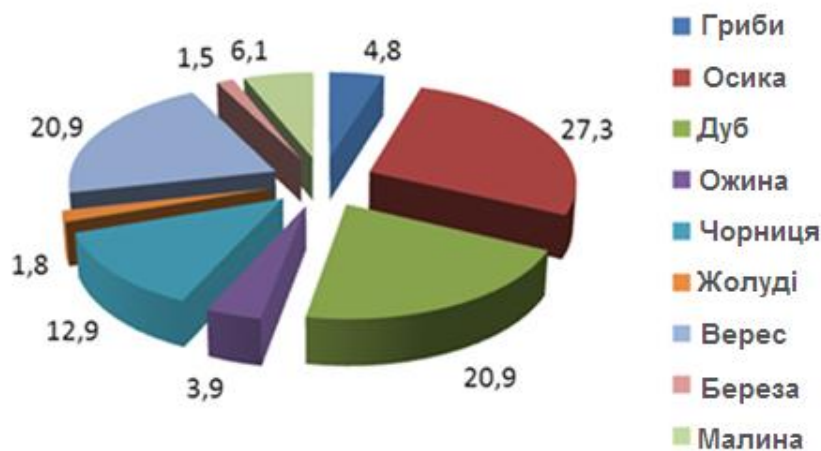


Рис. 27. Структура радіоактивного забруднення осіннього раціону косулі європейської на Поліссі України, % від сумарної активності ^{137}Cs у раціоні

Вікові і статеві відмінності в накопиченні радіоактивних речовин промисловими копитними відіграють незначну роль у практиці ведення мисливського господарства та практично не враховуються. Їх значення є суттєво меншим, ніж обумовлене різницею в радіоактивному забрудненні території або сезонними коливаннями вмісту радіонуклідів в організмі тварин. Крім того, ці відмінності виявляються для таких груп тварин, промислова експлуатація яких є недоцільною. У молодих тварин обмін речовин протікає інтенсивніше, ніж у старих, що зумовлене більшим накопиченням радіонуклідів, які відкладаються в м'яких тканинах. У м'язах молодих лосів вміст ^{137}Cs на 10–40 % вищий, ніж у старих, які проживають в тих самих біотопах. Подібна закономірність відмічена і для інших видів промислових тварин – косулі європейської, плямистого оленя, дикого кабана, вовка. Накопичення остеотропних радіонуклідів, навпаки, збільшується з віком. Так, концентрація ^{90}Sr у кістках чотирирічних оленів значно вища, ніж у дворічних. Різниця в накопиченні радіонуклідів, пов'язана із статтю тварин, у ссавців проявляється, як правило, в період вагітності або лактації. У ці періоди накопичення радіонуклідів в організмі самок зростає.

На розподіл радіонуклідів в організмі тварин впливають відмінності в фізіологічних функціях внутрішніх органів і тканин (табл. 32). Як правило, високий вміст радіоактивних ізотопів цезію спостерігається в нирках і м'язах диких промислових копитних.

Високі рівні радіоактивного забруднення характерні також для таких метаболічно активних органів як печінка і серце. Якщо концентрацію ^{137}Cs в м'язах прийняти за 100 %, то в тканинах печінки і міокарда вона становить

близько 50–70 %. Даний радіоактивний ізотоп практично не накопичується в крові та кістковому мозку.

Таблиця 32

Концентрація $^{134,137}\text{Cs}$ у внутрішніх органах і тканинах диких промислових копитних

Внутрішні органи і тканини	Питома активність, Бк/кг	
	дикий кабан	косуля європейська
М'язи	6290	11840
Селезінка	4070	–
Печінка	2590	3589
Нирки	5920	–
Легені	4810	7400
Серце	3700	3108
Кров	1702	2109
Язик	4440	11100
Кістковий мозок	37	37

Радіоактивне забруднення великих лісових територій вимагає використання специфічних методів господарювання. Загальні принципи ведення лісового господарства в таких умовах регламентуються різними законами, нормативними актами та іншими державними документами України, Білорусі та Росії. Як правило, за своїм змістом вони базуються на вимогах МАГАТЕ, НКАДАР ООН, МКРЗ та інших міжнародних організацій.

Міжнародне агентство з атомної енергії (International Atomic Energy Agency) – міжнародна організація з розвитку співробітництва в галузі мирного використання атомної енергії. Країни-члени МАГАТЕ зобов'язані виконувати затверджені офіційні норми та правила поведінки з джерелами іонізуючих випромінювань. Заснована в 1957 році.

Науковий комітет ООН з дії атомної радіації (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) – міжнародна організація, яка займається збором та аналізом інформації про різні аспекти дії іонізуючих випромінювань на живі організми і довкілля. Заснований в 1955 році.

Міжнародна комісія з радіаційного захисту (International Commission on Radiological Protection) – незалежна міжнародна організація, яка аналізує та узагальнює всі досягнення у області захисту від іонізуючих випромінювань. МКРЗ пропонує організаціям свої рекомендації з нормування і наукового супроводження в якості допомоги в керівництві і реалізації заходів радіаційного захисту. Незважаючи на те, що МКРЗ не має формального права нав'язувати свої пропозиції будь-кому, практичне законодавство в більшості країн здебільшого відповідає її рекомендаціям. Заснована в 1950 році.

Крім загальноприйнятих, специфіка мисливського господарства дозволяє застосувати деякі спеціалізовані прийоми, які можуть значно розширити

використання радіоактивно забруднених угідь. Всі ці заходи базуються на наукових даних про закономірності накопичення та розподілу радіонуклідів у організмі мисливської дичини і залежать від особливостей радіоактивних випадіннь.

На територіях, щільність забруднення ^{137}Cs яких перевищує 5 кБк/м^2 , відкриття полювання можливе лише на крилату дичину з обов'язковим радіологічним контролем продукції. Проводити відстріл копитних і хутрових звірів у таких господарствах недоцільно.

При виділенні територій, на яких забороняється промислове полювання у зв'язку з радіоактивним забрудненням, необхідно враховувати розміри кормових ділянок тварин та їх міграцію. Наприклад, кормова ділянка лося становить $18\text{--}27 \text{ км}^2$, а косуля харчується на площі до 5 км^2 . Відповідно, для першого виду площі, на яких заборонене промислове полювання, будуть у 4–5 разів більшими.

У спеціалізованих мисливських господарствах, де активно проводяться біотехнічні заходи, рекомендується збільшити частку кормів, завезених з "чистих" регіонів. Заготівля пагонів підросту і підліску (гілковий корм) повинна проводитися у першій половині літа. Це доцільно не лише з господарської, а й з радіологічної точки зору, оскільки у цей період концентрація ^{137}Cs у фітомасі невисока. Застосування для підгодівлі диких тварин сіна сіяних трав та коренеплодів також сприяє зниженню рівня радіоактивного забруднення дичини. Перед заготівлею лісові корми необхідно перевірити на вміст радіонуклідів. Такий контроль дозволить вибрати ті види кормів, які мають найменший вміст радіоактивних речовин.

Вивчення особливостей накопичення радіоактивних елементів в організмі диких промислових копитних у різні сезони року має не лише теоретичне, а й практичне значення. Так, встановлення термінів полювання повинно проводитися з урахуванням динаміки радіоактивного забруднення дичини, що, як зазначалося вище, здебільшого продиктоване видовим складом кормів та динамікою їх радіоактивного забруднення протягом року. Наприклад, заборона полювання на косулю з вересня по листопад дозволяє отримати м'ясо з питомою активністю ^{137}Cs у 4–10 разів нижчою.

Всі розглянуті вище особливості організації мисливського господарства базуються на результатах багаторічних наукових досліджень. Вони включені в рекомендації з ведення лісового господарства та дозволяють значно зменшити ризики радіоактивного забруднення дичини.

Розділ 6

ЗНИЖЕННЯ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ ЛІСУ

Забезпечення тривалого безпечного проживання населення на територіях, забруднених після аварії на Чорнобильській АЕС, є одним з основних завдань радіаційної безпеки. На даний час основними радіонуклідами, що зумовлюють зовнішнє та внутрішнє опромінення на забруднених радіонуклідами територіях, є довгоживучі ізотопи ^{137}Cs та ^{90}Sr . Найважливіші умови розробки ефективних норм радіаційної безпеки – це їхня відповідність вітчизняним та міжнародним вимогам радіаційного захисту населення, а також мінімальне втручання (в ідеалі – його відсутність) в нормальне життя людей.

Встановлено, що в даний час на територіях, які зазнали радіоактивного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, основну роль у формуванні накопиченої дози відіграє внутрішнє опромінення, зумовлене уживаними продуктами харчування. У північних поліських регіонах України у тієї частини місцевого населення, яка у великій кількості вживає харчові продукти лісу, останні вносять до 60 % у загальну накопичену дозу.

У сільськогосподарському виробництві переробка забрудненої радіонуклідами продукції з метою зниження радіоактивного забруднення кінцевого продукту входить до системи радіозахисних заходів та досить широко використовується. У лісовому та мисливському господарстві ці заходи практично не розроблені та не застосовуються. У той же час, чимало способів первинної обробки та технологічної переробки продуктів, а також способів приготування їжі, які зазвичай застосовуються на практиці, можуть забезпечити значне зниження радіоактивного забруднення харчових продуктів та, як результат, дози внутрішнього опромінення населення.

Можна виділити три категорії прийомів обробки харчової сировини, що була отримана в лісових угіддях:

- очищення поверхні продукту шляхом миття, що особливо важливо на етапі поверхневого забруднення;
- вибіркоче видалення найбільш забруднених частин продукту (наприклад, зняття плівки з грибів);
- глибока переробка такими методами як вимочування, маринування, соління, виготовлення похідних продуктів (варення).

Для вираження кількісного результату технологічної обробки використовується коефіцієнт кулінарного зниження вмісту радіонукліда в продукті (К), який характеризує ступінь зменшення рівня радіоактивного забруднення в кінцевому продукті, порівняно з вихідною сировиною.

Необхідно підкреслити, що всі значення цього коефіцієнта, які пов'язані з екстрактивним способом обробки, таким як відварювання, смаження в олії та ін., повинні братися до уваги лише у тому випадку, коли екстрагуюча рідина видаляється і не використовується при приготуванні їжі або на корм худобі.

Коефіцієнт кулінарного зниження вмісту радіонукліда – це відношення питомої активності радіонуклідів (або радіонукліда) у продукції після технологічної обробки до питомої активності вихідної сировини:

$$K = A_p/A_c,$$

де K – коефіцієнт кулінарного зниження вмісту радіонуклідів;

A_c – активність радіонуклідів у вихідній сировині, Бк/кг;

A_p – активність радіонуклідів у кінцевому продукті, Бк/кг

Крім використання у свіжому вигляді, дикорослі ягоди для тривалого зберігання традиційно замочують у воді (зберігання брусниці), сушать, з них готують соки, компоти, варення, джеми. Практично при всіх методах зберігання та переробки відбувається деяке зниження вмісту радіонуклідів у вихідному продукті. Це відбувається завдяки кільком обставинам.

По-перше, радіонукліди надходять в рослини і транспортуються по їхнім тканинам у розчинній формі. Внаслідок цього частина їх переходить під час підготовки до зберігання у водну фазу. Наприклад, при замочуванні брусниці в одновідсотковому водному розчині сахарози (100 г цукру на 1 л води) відбувається чотирикратне зниження питомої активності ^{137}Cs у ягодах (рис. 28).

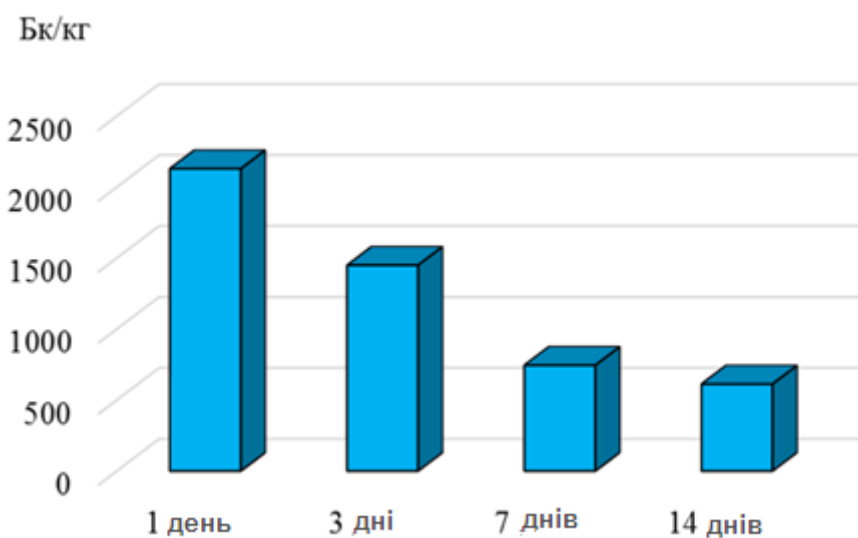


Рис. 28. Зміна питомої активності ^{137}Cs в ягодах брусниці при замочуванні

По-друге, під час приготування компотів, варення або джемів спостерігається ефект "розведення" радіонуклідів певної активності за рахунок зміни концентрації при додаванні цукру або цукрового сиропу. При цьому відбувається зниження величини питомої активності радіонукліда у виготовленому продукті.

Таким чином, використовуючи досить прості методи переробки, можна знизити вміст радіонуклідів у лісових ягодах (рис. 29). Всі методи ґрунтуються на водорозчинності сполук радіонуклідів або зміні їх концентрації. Останнім

пояснюється також збільшення радіоактивного забруднення сухих ягід порівняно із свіжими.



Рис. 29. Зміна питомої активності ^{137}Cs у дикорослих лісових ягодах в процесі їх переробки

В основі зниження радіоактивного забруднення плодових тіл їстівних грибів лежать ті ж закономірності, що й для дикорослих ягід. У процесі підготовки їх до кулінарної обробки або під час самої кулінарної обробки відбувається перехід радіонуклідів у водне середовище.

Зниження активності радіонуклідів у грибах можна досягти шляхом їх вимочування та відварювання. При варінні грибів у підсоленій воді вже через 5 хвилин сумарна активність ^{137}Cs у них зменшується в середньому на 70 %, а через 20 хвилин у плодових тілах грибів залишається близько 8 % початкової активності (рис. 30). Дослідження довели, що ефективність зниження радіоактивності грибів у процесі варіння для різних видів різна. Найбільш ефективним виявився цей метод кулінарної обробки для польських грибів та лисичок. Після 20-хвилинного відварювання величина сумарної активності в плодових тілах польських грибів зменшилася у 30 разів, а після 10-хвилинного відварювання лисичок – у 60 разів. У водний розчин перейшло відповідно 97 та 99 % від початкового вмісту радіоцезію. Щодо відварювання плодових тіл сиріжок, то 10-хвилинна обробка даними способом зумовила зменшення вмісту ^{137}Cs до 14 % від початкового.

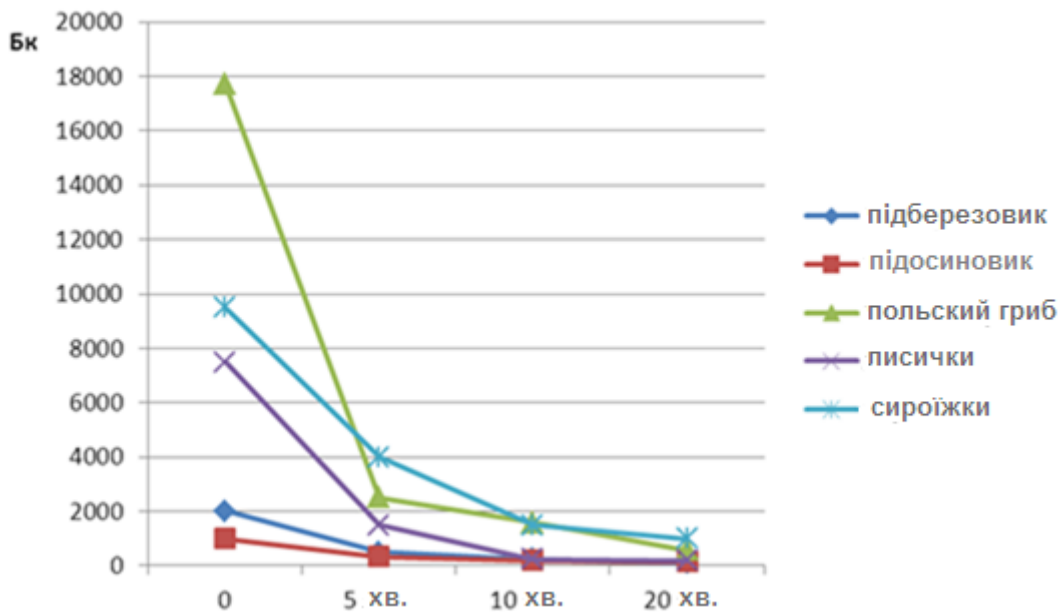


Рис. 30. Зміна вмісту ^{137}Cs у свіжих плодових тілах грибів у процесі відварювання

Зменшення вмісту радіонуклідів у грибах можна досягти також шляхом їх вимочування, хоча такий спосіб кулінарної обробки не такий ефективний, як відварювання (рис. 31). Проте, після вимочування польських грибів у двохвідсотковому розчині кухонної солі протягом 20 хвилин сумарна активність ^{137}Cs у них зменшилася на 21 %, ще через 20 хвилин – на 41 %, а через 60 хвилин від початку вимочування – на 85 % (рис. 31). Видалення радіонуклідів з лисичок у процесі вимочування відбувається швидше, ніж у польських грибів. Вже через 40 хвилин вміст ^{137}Cs у плодових тілах лисичок становив 30 % від початкового. Найбільш ефективним виявилось вимочування для плодових тіл оливково-чорних груздів. До речі, такий спосіб технологічної переробки традиційний для цього виду грибів. Перед використанням грузді часто вимочують у двохвідсотковому сольовому розчині протягом декількох діб, що покращує їх харчові якості, видаляючи молочний сік. При вимочуванні груздів протягом доби вміст ^{137}Cs зменшився в 5 разів, а через дві доби радіонукліда стало в 12 разів менше. В кінці третьої доби вимочування 99 % ^{137}Cs перейшло з плодових тіл груздів у розчин. Якщо початкова сумарна активність ^{137}Cs у груздях оливково-чорних була 1500 Бк, то через три доби вимочування в солоній воді значення показника зменшилося до 21 Бк.

Застосування відварювання і вимочування для зниження вмісту ^{137}Cs у плодових тілах грибів буде більш ефективним, якщо солоний розчин періодично міняти, проводячи процедуру кулінарної обробки в декілька етапів.

Одним із способів заготівлі грибів є сушка. При такій заготівлі потрібно пам'ятати про те, що висушування може призвести до збільшення концентрації радіонуклідів приблизно в 10 разів. Це посилює радіологічні вимоги до сировини.

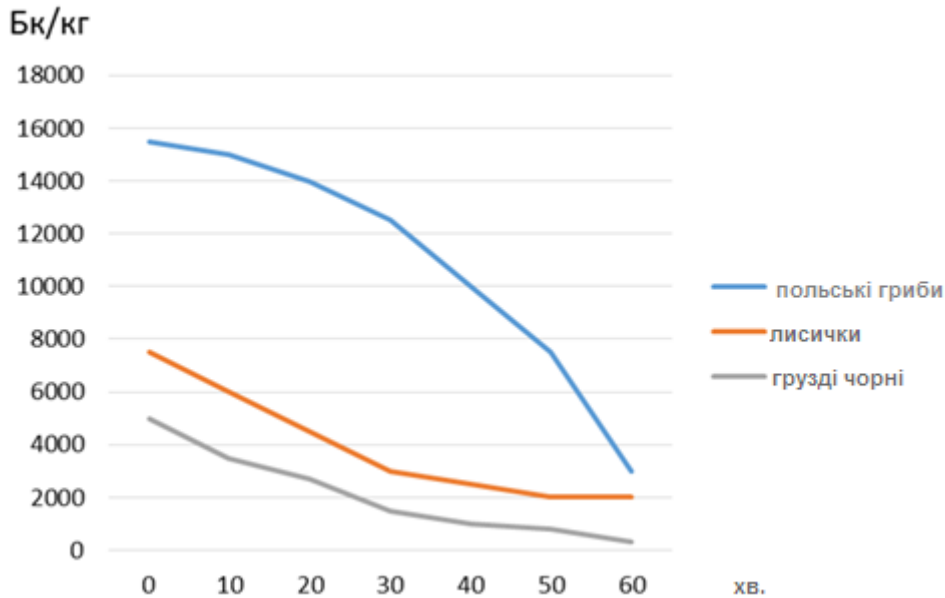


Рис. 31. Зміна сумарної активності ^{137}Cs у плодових тілах їстівних грибів у процесі їх вимочування

Для зменшення вмісту радіонуклідів у дичині застосовують ті ж технології, що і при переробці м'яса сільськогосподарських тварин. У разі випадіння радіоактивного пилу або частинок ґрунту може статися поверхневе забруднення м'яса і м'ясопродуктів. При цьому нерозчинні фракції радіонуклідів залишаються на поверхні продукції. Розчинні сполуки радіонуклідів при потраплянні на вологу поверхню з плином часу проникають у м'ясо. Дезактивація таких продуктів повинна мати за мету виконання двох завдань:

- видалити радіоактивний пил з поверхні;
- видалити радіонукліди, які проникли в м'язову масу.

Поверхнева дезактивація проводиться шляхом промивання м'яса під проточною водою. Для видалення радіонуклідів із туш використовують спеціальні прийоми. При цьому необхідно враховувати тип радіонукліда, розчинність сполук і особливості розподілу в організмі.

Радіонукліди цезію відкладаються в м'язовій тканині, а їх сполуки водорозчинні. Зниженню вмісту ^{137}Cs у м'ясі сприяють варіння, мокрий посол, вимочування. Слід пам'ятати, що чим більше рідини і чим дрібніші шматки м'яса, тим вищий ефект. Крім того, ефективність збільшується при частій зміні води і розсолу, при підкисленні рідини.

Незалежно від обраного способу дезактивації, м'ясо спочатку розрізають на невеликі тонкі шматки або шротують, ретельно промиваючи чистою водою. Після вилучення м'яса з бульйону або розсолу його промивають чистою водою і піддають дозиметричному контролю. Радіоактивність м'яса в процесі варіння (при співвідношенні м'яса до води 1:3) знижується приблизно на 50 %, а при мокрому засолі (при такому ж співвідношенні м'яса і розчину) – на 70–90 % протягом 2–3 діб, зі зміною розсолу кожні 24 години. Бульйон після варіння і розчин після вимочування м'яса вживати в їжу не можна.

Українськими дослідниками були проведені досліди з дезактивації м'яса різних видів мисливських тварин (Краснов, Шелест, 1999). В основі методики досліджень враховувалася не тільки розчинність сполук ^{137}Cs , а і його локалізація в м'язовій тканині. Відомо, що основна частина радіонукліда концентрується в саркоплазматичному ретикулумі м'язових клітин. Результати експерименту представлені на рисунку 32.

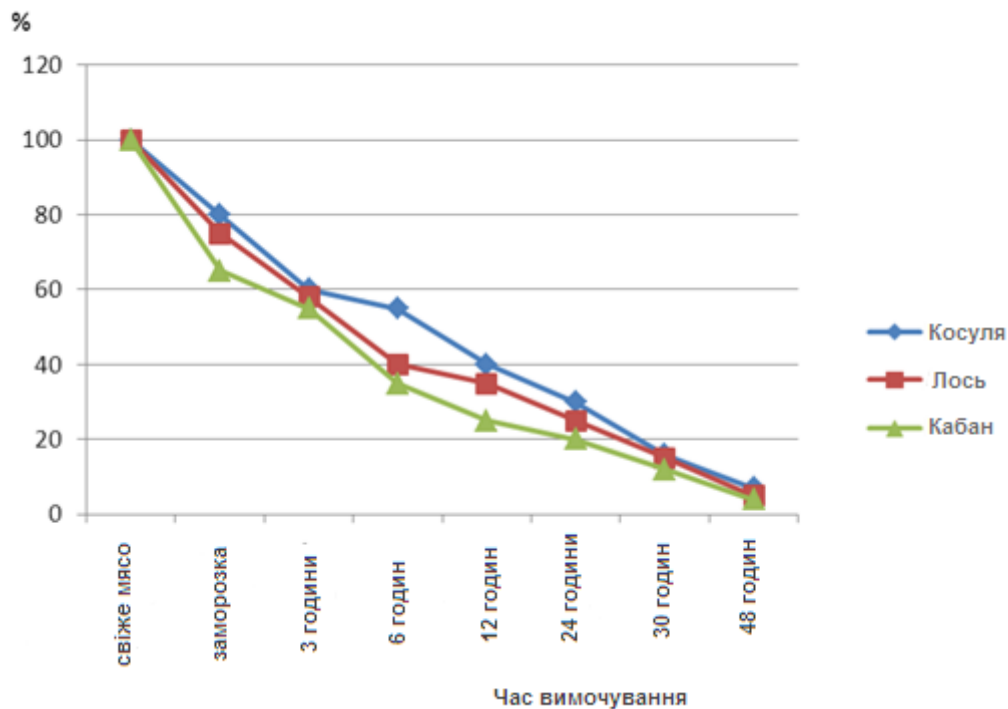


Рис. 32. Відносна зміна питомої активності ^{137}Cs у м'ясі мисливської дичини в процесі вимочування

Перед початком експерименту м'ясо подрібнювалося на шматки по 5–10 г. Визначалася питома активність ^{137}Cs , після чого м'ясо заморожувалося. Після розморожування і промивання питома активність ^{137}Cs у м'ясі косулі та лося зменшилася в середньому на 20 %, а в м'ясі дикого кабана – на 30 % від початкової. Зниження радіоактивності пов'язано з тим, що при заморожуванні і наступному розморожуванні частково руйнуються мембрани м'язових клітин. Надалі м'ясо вимочували протягом 48 годин у розчині, що містить 1 % оцтової кислоти і 4 % харчової солі. Гіпертонічний соляний розчин і кисле середовище сприяють більш інтенсивному вимиванню ^{137}Cs з м'яса. Співвідношення між обсягом м'яса і розчину становило 1:2. Розчин зливали через 3, 6, 12, 24 і 30 годин, а зразки зважували і визначали в них питому активність ^{137}Cs . У результаті вимочування протягом двох діб питома активність радіонукліда в м'ясі зменшилася в середньому на 95 % від початкового. У м'ясі косулі вміст радіонукліда зменшився з 27000 до 1930 Бк/кг, у м'ясі лося з 3150 до 118 Бк/кг, у м'ясі дикого кабана – з 5230 до 282 Бк/кг, відповідно.

В процесі вимочування відзначалися коливання маси зразків залежно від тривалості перебування в розчині. Так, через три години маса зразка зменшилася в середньому на 20 %. У цей проміжок часу відбувається подальше

пошкодження клітин м'язової тканини. Протягом наступної доби помітної зміни в масі зразків не відбувалося. Однак через 30 годин від початку вимочування маса зразків починала рости, в порівнянні з початковою, в середньому на 17%. Дослідники пояснювали це тим, що тканини м'язів починають вбирати розчин до певного порогу насичення. При подальшому вимочування маса зразка не змінювалася. Слід зазначити, що тривале вимочування м'яса в підкисленому розсолі впливає на смакові якості дичини.

Радіоактивні ізотопи стронцію відносяться до остеотропних і концентруються переважно в кістках. При забрудненні м'яса ^{90}Sr хороший дезактиваційний ефект дає обвалювання (відділення м'яса від кісток). У цьому випадку основна частина радіонуклідів залишається в кістках, які утилізуються, а можливість використання м'яса визначається результатами радіометричного аналізу. Якщо вміст ^{90}Sr у м'язовій тканині перевищує допустимі рівні, то його можна піддати тим же видам переробки, які використовуються для видалення ^{137}Cs .

Таким чином, в умовах радіоактивного забруднення харчових продуктів лісу вище за допустимі гігієнічні нормативи можливе їх часткове використання. Для цього ягоди, гриби і дичину необхідно піддати переробці. Оцінювання ефективності відповідних технологічних прийомів проводиться шляхом радіологічного контролю. Необхідно пам'ятати, що дезактивація харчових продуктів має певні обмеження і не може застосовуватися в разі високих рівнів радіоактивного забруднення.

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Алексахин Р. М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р. М. Алексахин, М. А. Нарышкин – М.: Наука, 1977. – 142 с.
2. Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – 384 с.
3. Булавик И. М. Пищевая продукция леса в условиях радиоактивного загрязнения / И. М. Булавик, А. Н. Переволоцкий, В. М. Сурта // Третий съезд по радиационным исследованиям: тез. докл. Т. П. Пущиной – 1997. – С. 344–345.
4. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д. А. Криволуцкий, Ф. А. Тихомиров, Е. А. Федоров и др. – М.: Наука, 1988. – 240 с.
5. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). – К., 2006. – 13 с.
6. Дождевые черви как биоиндикатор радиоактивного загрязнения почвы / Д. А. Криволуцкий, Т. М. Семьяшкина, З. А. Михальцова и др. // Экология. – 1979. – № 6. – С. 67–72.
7. Ильенко А. И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию / А. И. Ильенко – М.: Наука, 1974. – 168 с.
8. Ильенко А. И. Экология животных в радиационном биогеоценозе / А. И. Ильенко, Т. П. Крапивко – М.: Наука, 1989. – 224 с.
9. Краснов В. П. Радиоэкология съедобных макромицетов / В. П. Краснов, А. А. Орлов, Т. В. Курбет – Житомир: Волинь, 2006. – 220 с.
10. Краснов В. П. Радиоэкология ягодных растений / В. П. Краснов, А. А. Орлов – Житомир: Волинь, 2004. – 264 с.
11. Криволуцкий Д. А. Радиоэкология сообществ наземных животных / Д. А. Криволуцкий – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 88 с.
12. Моделирование радиоактивных выпадений на сосновые насаждения / Ф. А. Тихомиров, В. П. Юланов, Р. Т. Карабань и др. // Лесоведение. – 1971. – № 1. – С. 56–60.
13. Основи лісової радіоекології. – К: Держлісгосп України, 1999. – 252 с.
14. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий – Гомель: РНИУП "Институт радиологии", 2006. – 255 с.
15. Прикладная радиоэкология леса / В. П. Краснов, А. А. Орлов, В. А. Бузун и др. // Под ред. В. П. Краснова. – Житомир: Полісся, 2007. – 680 с.
16. Пристер Б. С. Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления / Б. С. Пристер – Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. – 320 с.
17. Радіоекологія козулі європейської в Центральному Поліссі / В. П. Краснов, З. М. Шелест та ін. – Житомир: Волинь, 1998. – 128 с.
18. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин и др. – М.: Экология, 1991. – 400 с.

19. Guide to Countermeasures for Implementation in the Event of a Nuclear Accident Affecting Nordic Food-Producing Areas / K. G. Andersson, A. Rantavaara, J. Roed at all. – 2000. – 78 p.
20. Miscellaneous Topics. Food processing. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and freshwater Environments for radiological Assessments. Tecdoc-1616 / V. Kashparov, S. Conney, S. Fesenco at all. – Vienna : International Atomic Energy Agence, 2009. – P. 577–605.
21. Radioecology, radioactivity and ecosystems. The effect of radiation on biocoenoses. An update on radionuclides transfer in the food Web. – Van der Stricht and Krchmann, Editors, 2007. – 624 p.
22. Remediation of Contaminated Environments / edited by G. Voigt and S. Fesenko. – 2009. – 496 p.
23. Shcheglov F. I. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems / F. I. Shcheglov, O. B. Tsvetnova, A. L. Klyashtorin – M.: Nauka, 2001. – 235 p.

Для ілюстрування окремих розділів використовувалися матеріали відкритого доступу сайту www.liveinternet.ru.

ПРЕДМЕТНИЙ ПОКАЗЧИК

Біоіндикатори 29

Відьмині кола 30

Динамічна рівновага 57

Екологічна піраміда 53

Ефект узлісся 6

Зниження вмісту радіонуклідів в грибах 73

Зниження вмісту радіонуклідів у дичині 75

Зниження вмісту радіонуклідів в ягодах 72

Інкорпоровані радіонукліди 54

Їстівні гриби 27

Квартал лісовий 8

Консументи 53

Концентрування в трофічних ланцюгах (біологічне накопичення) 54

Концепція безпечного проживання в зоні радіоактивного забруднення 16

Коефіцієнт всмоктування 55

Коефіцієнт кулінарного зниження вмісту радіонуклідів 72

Коефіцієнт накопичення 40

Коефіцієнт первинного затримання радіонуклідів 6

Коефіцієнт переходу 19

Кратність накопичення радіонуклідів 57

Критичний орган 56

Мікологія 26

Мозаїчність радіоактивного забруднення 8

Номограми для оцінювання очікуваної питомої активності березового соку 51

Номограми для оцінювання очікуваної питомої активності в грибах 38

Номограми для оцінювання очікуваної питомої активності ягід 22

Опад 28

Основні ягідні рослини Полісся України 14

Особливості кормової бази копитних 65

Особливості мисливського господарства при радіоактивному забрудненні 69

Період напіввиведення радіонуклідів 58

Підлісок 45

Підріст 45

Побічне лісокористування 16

Повнота деревостану 45

Сезонна динаміка накопичення радіонуклідів в організмі косулі 66

Тип лісорослинних умов 19

Тропність радіонуклідів 56

Щільність радіоактивного забруднення ґрунту 7

Навчальне видання

*Краснов Володимир Павлович
Шелест Зоя Михайлівна
Давидова Ірина Володимирівна*

**ВИКОРИСТАННЯ ХАРЧОВИХ ПРОДУКТІВ
ЛІСУ НА ТЕРИТОРІЯХ, ЗАБРУДНЕНИХ
РАДІОНУКЛІДАМИ**

Навчальний посібник