

The background of the cover is a close-up photograph of several bees on a honeycomb. The bees are in various positions, some facing left and some right, with their heads and legs visible. The honeycomb cells are a warm, golden-brown color, and the overall lighting is soft and natural.

Гуцол Г.В., Яремчук О.С., Вергеліс В.І., Шпаковська Г.І.

МОНОГРАФІЯ

**ВПЛИВ ТЕХНОГЕННОГО
НАВАНТАЖЕННЯ
НА ЯКІСТЬ ТА БЕЗПЕЧНІСТЬ
ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА**

**Міністерство освіти і науки України
Вінницький національний аграрний університет**

Гуцол Г.В., Яремчук О.С., Вергеліс В.І., Шпаковська Г.І.

МОНОГРАФІЯ

**ВПЛИВ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЯКІСТЬ
ТА БЕЗПЕЧНІСТЬ ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА**

Вінниця 2023

Гуцол Г.В., Яремчук О.С., Вергеліс В.І., Шпаковська Г.І. Вплив техногенного навантаження на якість та безпечність продукції бджільництва: [монографія]. Вінниця: РВВ ВНАУ, 2023. 184 с.

АВТОРСЬКИЙ КОЛЕКТИВ:

Гуцол Г.В. – кандидат с.–г. наук, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ВНАУ;

Яремчук О.С. – доктор с.–г. наук, професор кафедри ветеринарної гігієни, санітарії і експертизи ВНАУ;

Вергеліс В.І. – асистент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, ВНАУ;

Шпаковська Г.І. – кандидат с.–г. наук, доцент кафедри ветеринарної гігієни, санітарії і експертизи ВНАУ;

Рецензенти:

Захаренко М.О., доктор біологічних наук, професор, член – кореспондент НААН, професор кафедри ветеринарної гігієни ім. проф. А.К. Скороходька Національного університету біоресурсів і природокористування України;

Палапа Н.В., доктор сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія, старший науковий співробітник, завідувач сектора розвитку сільських територій Інституту агроєкології і природокористування НААН;

Разанов С.Ф., доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри екології та охорони навколишнього середовища Вінницького національного аграрного університету.

У монографії викладено теоретичний та експериментальний матеріал з інтенсивності забруднення радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr квіткового пилку та продуктів переробки його бджолами (бджолине обніжжя, перга і гомогенат трутневих личинок) за різного рівня забруднення медоносних угідь та застосування агрохімічних заходів у рослинництві;

Викладено метод визначення нітрофуранів у меді за допомогою рідинної хроматографії високого тиску – тандемної мас–спектрометрії (UPLC–MS–MS).

Монографія буде корисною у роботі науковців, практиків, студентів та спеціалістів у сфері екології, ветеринарної гігієни, санітарії і експертизи для вивчення безпеки продукції бджільництва та підвищення її якості на техногенно забруднених територіях.

ISBN 977-762-8704-3

Рекомендовано до друку Вченою радою Вінницького національного аграрного університету (протокол № 8 від 20 березня 2023 р.)

ЗМІСТ

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1. СТАН МЕДОНОСНИХ УГІДЬ, ОСОБЛИВОСТІ ПОВЕДІНКИ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СИСТЕМІ ҐРУНТ – РОСЛИНА ТА ЯКІСТЬ БІЛКОВОЇ ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ	8
1.1. Стан галузі бджільництва та нектаропилконосної бази Лісостепу та Полісся України	8
1.2. Наслідки техногенного забруднення навколишнього середовища радіонуклідами та важкими металами	20
1.3. Характеристика білкової продукції бджільництва та її якість в умовах техногенного навантаження важких металів та радіонуклідів на нектаропилконосних угіддях	45
РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА ІНТЕНСИВНОСТІ НАКОПИЧЕННЯ У БІЛКОВІЙ ПРОДУКЦІЇ ^{137}CS І ^{90}SR ЗА АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ У РОСЛИННИЦТВІ В УМОВАХ РІЗНОГО ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.	64
2.1. Радіоекологічна оцінка продукції бджільництва	64
РОЗДІЛ 3. ОСОБЛИВОСТІ ВИРОБНИЦТВА ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА НА ТЕХНОГЕННО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ УКРАЇНИ	78
3.1. Виробництво продукції бджільництва в Україні та інтенсивність забруднення її ^{137}Cs і ^{90}Sr в умовах техногенного навантаження на нектаропилконосні угіддя в умовах Лісостепу та Полісся	78
3.2. Визначення нітрофуранів у меді методом рідинної хроматографії високого тиску	104
РОЗДІЛ 4. ВПЛИВ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ НА ЯКІСТЬ	121

БІЛКОВОЇ ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА ВИРОБЛЕНОЇ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НЕКТАРОПИЛКОНОСНІ УГІДДЯ	
4.1. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у квітковому пилку кукурудзи за мінерального удобрення ґрунтів	121
4.2. Вплив вапнування ґрунтів сільськогосподарських медоносних угідь на коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва	131
4.3. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва за внесення у ґрунт медоносних угідь калію хлористого	139
4.4. Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за використання комплексного застосування ^{137}Cs та ^{90}Sr і вапнування ґрунтів та удобрення їх калієм хлористим	142
РОЗДІЛ 5 ЕКОЛОГО–ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ	149
5.1. Екологічна ефективність результатів досліджень	149
5.2. Економічна ефективність результатів досліджень	154
ВИСНОВКИ	159
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	163

ВСТУП

Одним із пріоритетних напрямків соціального розвитку України є забезпечення населення високоякісною та безпечною продовольчою сировиною, серед якої високим попитом користується продукція бджільництва, яка містить ряд біологічно активних речовин, а саме вітаміни, вуглеводи, амінокислоти, мінеральні речовини, флавоноїди, меланінів та ін. Переважна частина цих речовин мають високопоживні лікувально–профілактичні властивості, зокрема, імуностимулюючі, радіопротекторні, антиоксидантні, сорбційні та ін. Дані властивості продукції бджільництва забезпечують обумовлений широкий спектр використання її в харчуванні населення та медичній практиці з лікувальною метою [60, 63, 93, 74, 87, 88].

Світове бджільництво нараховує до 50 млн. бджолиних сімей. За наявними даними, медоносна рослинність планети дозволяє утримувати до 150 млн. бджолиних сімей. Найбільш густо бджолами населена Європа. На її території без держав СНД налічується 12,5 млн. бджолиних сімей. Серед держав західної Європи перше місце за кількістю бджолиних сімей посідає Іспанія (1,4 млн.), далі – Румунія (1,3 млн.), Німеччина (1,3 млн.), Польща, Чехія (1,0; 1,2 млн.) [1].

Світове виробництво меду становить 400–500 тис. тонн, з них 120 тис. тонн входить у експортно–імпортний товарообіг. Сьогодні Україна за обсягом виробництва меду посідає п'яте місце у світі і є лідером у Європі [101].

Останніми роками основними світовими виробниками меду є Китай – 27%, Україна, Аргентина, США виробляють по 4%, Індія і Мексика – по 3%. Значно наростили виробництво меду Туреччина – на 18%, США – на 14%, Іран – на 13 %, Аргентина – на 12 %, Китай – на 10%, Індія – на 2%.

Більшість країн світу не може забезпечити внутрішнє споживання меду власним виробництвом через обмежений потенціал медозбору.

Проблемним питанням також є те, що у світі прослідковується дефіцит різних підсолоджувачів. Тому, попит на мед у цих країнах перевищує пропозицію. Україна ж має всі передумови для підвищення експортного

потенціалу галузі бджільництва.

Україна виробляє 4-5% від світового об'єму меду. Потенціал виробництва меду, виходячи з біологічного запасу нектароносних рослин, становить близько 140 тис. тонн меду, що майже удвічі більше від поточних показників. Надання переваг лікувально-профілактичним засобам природного походження обумовило особливий попит серед населення на білкову продукцію бджільництва: бджолине обніжжя, перга, гомогенат трутневих личинок тощо (Романов, 2000). Поряд із тим зростають вимоги і до її якості, що потребує виконання нових наукових завдань у стратегії виробництва продовольчої сировини [70, 144, 158].

Норма споживання меду людиною у день – 100-150 г. Середній загальносвітовий показник споживання меду, за останніми даними, становить 0,22 кг, у той час як у країнах ЄС – 0,65 кг на людину у рік, США – 0,76 кг. Найбільше споживають у Словенії – 1,6 кг, Греції – 1,55 кг, у Швейцарії цей показник становить 1,3 кг. Виробництво меду на душу населення в Україні найбільше – 1,5 кг, але споживають у рік близько 0,62 кг меду.

Відомо, що якість та безпека білкової продукції бджільництва залежать від екологічного стану медоносних угідь. Особливу небезпеку при цьому становить забруднення важкими металами та радіонуклідами продовольчої сировини, яка забезпечує харчування населення. Їх нинішній стан на деяких територіях України зазнав антропогенного забруднення, зокрема радіонуклідами ^{137}Cs і ^{90}Sr внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, які маючи високі міграційні властивості, накопичуються у білковій продукції бджільництва, що спричиняє зниження її якості, ефективності самого виробництва зменшення попиту і використання [6, 26, 97].

Встановлено, що серед продукції бджільництва, виробленої на забруднених ^{137}Cs (1–5 Ки/км²) і вище територіях медоносних угідь, квітковий пилок та перга має вищу у декілька разів порівняно з медом та воском, інтенсивність забруднення. Разом із тим виявлено перевищення допустимого рівня радіонуклідів у бджолиному обніжжі та перзі, вироблених на вказаних

медоносних угіддях [78, 96, 139].

Зважаючи на вимоги допустимих рівнів радіонуклідів у продукції бджільництва за ДР–2006, які значно підвищились порівняно з ДР–1991, унаслідок зниження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі, гомогенаті трутневих личинок у 3 рази відповідно, виникає потреба у вивченні інтенсивності забруднення вказаної продукції та розробці шляхів підвищення її якості. Необхідність таких досліджень обумовлено соціальним завданням знизити рівень радіаційного пресингу на населення.

Практичне значення одержаних результатів. Науково обґрунтовано і рекомендовано виробництву заходи з підвищення якості білкової продукції бджільництва, виробленої в умовах забруднення медоносних угідь ^{137}Cs і ^{90}Sr , що має важливе значення за комплексного підходу до виконання соціальних завдань захисту населення від шкідливого впливу іонізуючого випромінювання.

Таким чином, вивчення питань, які стосуються теми радіологічних досліджень останні десятиліття стало дуже актуальним. Це зумовлено непинним зростанням кількості радіоактивних речовин у довкіллі, внаслідок чого людина і будь-які інші організми зазнають все більшого впливу іонізуючих випромінювань.

До підвищення радіоактивності навколишнього природного середовища призводять насамперед дальший розвиток ядерної енергетики, розширення використання джерел іонізуючих випромінювань у медицині, сільському господарстві й промисловості, а також радіоактивних речовин у техніці й наукових дослідженнях.

РОЗДІЛ 1

СТАН МЕДОНОСНИХ УГІДЬ, ОСОБЛИВОСТІ ПОВЕДІНКИ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СИСТЕМІ ҐРУНТ – РОСЛИНА ТА ЯКІСТЬ БІЛКОВОЇ ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

1.1. Стан галузі бджільництва та нектаропилконосної бази Лісостепу та Полісся України

Україна входить до п'ятірки країн – найбільших виробників меду. Важливим економічним показником галузі є виробництво основних (меду і воску) і додаткових продуктів бджільництва (прополісу, квіткового пилку, маточного молочка, трутневого гомогенату, бджолої отрути), які є основою виготовлення цінних лікувальних препаратів та продуктів харчування. Сучасне бджільництво є важливою галуззю сільського господарства. Його значення не обмежується лише виробництвом і отриманням прибутків від реалізації продукції. Завдяки запиленню ентомофільних рослин, медоносні бджоли стали важливим елементом підтримання встановлених багатосторонніх зв'язків у тваринному і рослинному світі.

Запилення бджолами сільськогосподарських культур сприяє підвищенню їх врожайності, а також зростає значення бджіл і як живого індикатора навколишнього середовища. З метою збільшення рентабельності пасік необхідно володіти теоретичними знаннями і практичними навичками з виробництва і зберігання продуктів бджільництва. За останні 10–15 років приріст кількості бджолиних сімей спостерігається в основному за рахунок приватного сектору і нині в ньому утримують 87 % сімей. Нині, за даними Державної служби статистики України, в усіх категоріях господарств налічується до 5,5 млн бджолиних сімей [87]. Бджільництво – галузь сільського господарства, яка займається розведенням бджіл та отриманням від них меду та інших продуктів бджільництва. Бджоли запилюють багато

видів рослин, використовуючись задля підвищення врожайності. Серед продуктів бджільництва не тільки цінний дієтичний продукт мед, а й віск, прополіс, отрута та інші. Бджільництво є базою для функціонування таких галузей, як рослинництво, що займається розведенням, утриманням і використанням бджіл для запилення ентомофільних рослин сільськогосподарського призначення та підвищення їх урожайності, харчова (мед містить вітаміни, органічні кислоти та різні мінеральні речовини, необхідні для організму людини), фармацевтична (мед, прополіс, маточкове молочко мають лікувальні властивості при захворюваннях шлунково-кишкового тракту, нервової і судинно-серцевої системи), парфумерна, деревообробна (з воску виготовляють пасти для догляду за меблями), паперова, лакофарбова, шкіряна (пом'якшення шкір завдяки сумішам з воску), в електротехніці (з воску виготовляють пасти для діелектричних датчиків, ізоляційної та вологозахисної маси для кабелів, акумуляторів, гальванічних батарей).

Бджільництво розвивається за різними напрямками: запилювально-медовий, запилювально-виробничий, розплідницький, комплексний. На сьогодні набуває розвитку комплексний напрям, основним завданням якого є підвищення рентабельності галузі за рахунок збільшення виробництва та реалізації меду, воску, прополісу, квіткового пилку, маточного молочка, пакетів бджіл, племінних маток [110, 161, 194].

У виробничому фонді бджолопромислового комплексу у 2018 р. нараховувалось близько 3 млн. бджолосімей. Поширені такі районовані породи бджіл, як карпатська, поліська та українська степова, за рахунок яких виробництво меду України склало у 2018 р. 77 тис. тонн.

Важливим економічним показником галузі є виробництво додаткових продуктів бджільництва – прополісу, квіткового пилку, маточного молочка, трутневого гомогенату, бджолиної отрути, які є основою виготовлення низки цінних лікувальних препаратів та продуктів харчування. На жаль, виробництво цих продуктів щорічно зменшується через відсутність їх збуту.

Основою кормової бази бджільництва в степовій, лісостеповій та польській зонах є медоносні сільськогосподарські культури, нектарозапас яких становить 59–87% від загального обсягу регіону В різних зонах країни питома вага цих рослин не однакова. Так, у степовій зоні товарний медозбір, здебільшого, дає соняшник (77,6% всього нектарозапасу) та насінники багаторічних трав (11,6%); в лісостеповій – гречка (44,6%), соняшник (23,4%), багаторічні трави (10,3%); в польській – багаторічні трави (45,6%); в Карпатах – конюшина червона (42,0%) та ріпак озимий (11,4%) [4,73].

Україна не лише себе забезпечує продукцією бджолопромислового комплексу, але й інші країни. Донедавна в трійку найбільших експортерів меду входили Китай, Аргентина та Україна. Імпортером та ринком збуту українського меду був та залишається Європейський Союз (65% продукції).

Впродовж 2019-2021 років експорт України досягав в середньому 55,683 тис. тонн меду натурального. Основними імпортерами українського меду були Німеччина, з питомою часткою 22,75% та сумою закупівель – 23 млн. дол., Польща – 20,97%, на 21,196 млн. дол., Бельгія – 11,18% на 11,301 млн. дол.

Розвиток та економічна ефективність бджолопромислового комплексу визначаються такими факторами: продуктивність бджолосімей завдяки сильним та здоровим бджолам, організація селекційно–племінної роботи, якість зберігання, дотримання ветеринарно-санітарних і зоогігієнічних норм, забезпечення та покращення кормової бази для бджіл взимку за допомогою організаційних заходів [12, 17].

Так, забезпеченість бджолосімей кормами в Україні складає 18–23 кг меду в залежності від способу зимівлі, місцевих умов, приміщення.

Існує ряд проблем в бджолопромисловому комплексі, які потребують вирішення:

- відсутність державної фінансової підтримки та ненадійність законів та нормативно–правових актів у сфері бджільництва;
- низька ціна на мед при експорті;

- слабка матеріальна база пасік та низький ККД, застарілі промислові технології;
- неконтрольоване використання пестицидів та отрутохімікатів;
- зниження площ під посівами комахозапильних рослин;
- погіршення екологічної ситуації.

Тому для підвищення продуктивності бджільництва в кожному господарстві потрібно створити необхідну медоносну базу на основі поєднання використання посівів сільськогосподарських культур, плодово-ягідних насаджень, природних лук і пасовищ та лісів. Відзначаються ефективністю посіви, які мають також інше господарське значення, крім медоносного. Наприклад, посіви еспарцету забезпечують високу медоносну продуктивність, а також високоякісне сіно для тваринництва. В один вегетаційний період еспарцет дає близько 1 тонни товарного сіна з гектара за два укоси.

Отже, бджолопромисловий комплекс України, враховуючи розвинене землеробство та садівництво має перспективи для підвищення врожаю зернових, технічних, плодово-ягідних та овочевих культур, а також зростання економіки країни. Покращення ефективності бджільництва можна досягнути за рахунок зростання продуктивності праці працівників бджільницьких ферм і спеціалізованих бджільницьких господарств, завдяки впровадженню наукового прогресу, автоматизації технологічних процесів і дотримання оптимальних умов медозбору.

Народногосподарське значення бджільництва визначається забезпеченням населення такими продуктами, як мед, віск, прополіс, бджолине обніжжя, перга, маточне молочко, бджолина отрута, гомогенат, а також відходи: мерва і підмор бджіл [131, 132, 165, 169]. Не менш важливе значення має запилення бджолами сільськогосподарських культур, внаслідок чого на нашій планеті зберігається 1/3 зеленої флори. Україна входить до п'ятірки країн світу – найбільших виробників меду.

Щорічне виробництво меду на пасіках усіх категорій господарств

становить від 40 до 60 тис. тонн. Виробництво воску досягло рівня 1,2–1,4 тис. тонн у рік.

Кормова база України дає можливість отримувати не менше 100 тис. тонн меду і 1,5-2,0 тис. тонн воску [59, 129, 133].

Важливим для підвищення економічного показника галузі бджільництва є виробництво додаткових продуктів бджільництва – прополісу, квіткового пилку, маточного молочка, трутневого гомогенату, бджолої отрути, які є сировиною для виготовлення цінних лікувальних препаратів та продуктів харчування. Проте, виробництво цих продуктів зменшується через відсутність ринку їх збуту. Мед – цінний енергетичний продукт харчування, що має лікувально–дієтичні властивості. Він широко використовується у харчуванні населення з лікувальною метою [12, 35].

Віск служить сировиною для майже 40 галузей промисловості, серед яких автомобільна, електрорадіотехнічна, авіаційна, металургійна, хімічна та ін. Він знайшов застосування у текстильному виробництві, при виготовленні паперу, у медицині та парфумерії.

Прополіс завдяки антимікробній дії використовується в медицині для лікування ран, при запальних і опікових процесах. Широкого використання прополіс набув при лікуванні інфекційних захворювань [75].

Бджолине обніжжя використовується у харчовій промисловості. протимікробну дію, стимулює імунну систему організму, застосовується при серцево–судинних захворюваннях шлунка та нирок. За поживною цінністю пилок перевершує білкові продукти рослинного і тваринного походження за рахунок вмісту амінокислот, вітамінів, ферментів і легко засвоюється організмом людини [88].

Маточне молочко у своєму складі містить ферменти, амінокислоти, ліпіди, вуглеводи та інші сполуки. Воно зміцнює організм, стимулює серцево-судинну, нервову системи і є сировиною для виготовлення імунностимулюючих препаратів.

Бджолина отрута рекомендується при радикулітах, невралгії, судинних

захворюваннях [89].

Останніми роками в апітерапії, харчовій та фармацевтичній промисловості почали використовувати новий нетрадиційний продукт бджільництва – гомогенат, виготовлений із трутневих личинок. Він володіє антиоксидантною, імунномоделюючою, протипухлинною дією. Ще більше розширює спектр застосування продуктів бджільництва як біологічно активних добавок. Вони входять до складу апіфітокомпозицій на основі апіпродуктів і лікарської рослинної сировини.

Останнім часом із лікувальною метою використовують препарати воскової молі, що за своїми імунностимулюючими і антибактеріальними властивостями перевершують хіміко-фармацевтичні засоби.

Широкого використання набуває у народному господарстві відходи бджільництва, зокрема, підмору бджіл. Доведено, що виділені з цієї сировини такі речовини як меланін, гепарин, флавоноїди володіють високими радіопротекторними, імунностимулюючими і сорбційними властивостями. Тому ця сировина успішно використовується у зарубіжних країнах з метою захоронення відходів атомного виробництва та для виготовлення радіопротекторів.

На основі названих продуктів бджільництва сформувався новий напрямок у медицині – апітерапія, завданням якої є вивчення, виготовлення та застосування нових лікарських препаратів з використанням апіпродуктів.

Бджоли, як запилювачі, приносять велику користь у рослинництві. Вони запилюють до 85-90 % ентомофільних рослин. Бджолозапилення сприяє підвищенню урожайності сільськогосподарських культур на 30-60%.

Важко переоцінити екологічне значення бджільництва. Відвідуючи сільськогосподарські культури і дикоростучі рослини, бджоли забезпечують їх перехресне запилення і цим сприяють обсіменінню лісової, польової, садової та лугової ентомофільної рослинності. Завдяки цьому проходить процес відновлення рослин.

Бджоли є індикаторами забруднення навколишнього природного

середовища шкідливими речовинами. Встановлена чітка закономірність між якістю продукції бджіл та концентрацією шкідливих речовин в об'єктах довкілля.

Бджільництво є не тільки постачальником товарної продукції і фактором динамічної рівноваги в біосфері, але й несе у собі естетичне і моральне сприйняття живої природи, забезпечує психічне здоров'я людини, знімає стресовий стан, покращує роботу всіх систем людського організму.

Світовий ринок продуктів бджільництва інтенсивно розвивається і потреба у них з кожним роком зростає. Тому виробництво продукції бджільництва високої якості, як складова державної стратегії конкурентоспроможного аграрного сектору повинно формуватися на якісно новому рівні з врахуванням досягнень науково–технічного прогресу.

Основою медоносної бази бджіл, у тому числі і пилконосної, є покритонасінні рослини лісів, лук, боліт та сільськогосподарських угідь. Флора медоносних рослин на території України нараховує біля 900 різних видів рослин, забезпечуючи бджіл нектаром і квітковим пилом, які є кормовою базою для бджіл та сировиною для виробництва товарної продукції, зокрема меду, бджолиного обніжжя, перги, гомогенату трутневих личинок та ін.

Територія Лісостепу і Полісся України нараховує біля 70 % однакових видів медоносних і пилконосних рослин. Медоносна база цих територій включає трав'янисті рослини, дерева, кущі, напівкущі та ліани [21, 186].

Угруповання рослин, з яких бджоли збирають нектар і пилок, у залежності від інтенсивності виділення нектару та утворення пилку поділяють на чотири групи:

- нектаро–пилконосні, з яких бджоли збирають в основному нектар і меншій кількості пилок (малина, акація біла);
- рослини, з яких бджоли однаково збирають нектар і пилок (яблуня, клен, еспарцет, гречка, соняшник, конюшина тощо);
- пилко-нектароносні рослини, з яких бджоли збирають в основному

пиллок і менше нектар (кульбаба, шипшина, горобина);

– власне пилконоси – рослини, з яких бджоли збирають тільки пиллок (береза, тополя, звіробій, кукурудза) [23, 121].

На даний час усі медоносні і пилконосні рослини виділені в окремі угруповання, зокрема, у медоноси польових і кормових сівозмін, овочеві і баштанні медоносні культури, плодови і ягідні медоносні рослини, медоноси лісів, парків і захисних насаджень та медоноси різнотрав'я [116].

Сільськогосподарські медоносні рослини є потужним джерелом нектару і квіткового пилку, які є сировиною для виробництва продуктів бджільництва. Основними представниками є озимий і ярий ріпак, соняшник, гречка, буркун. Дані медоноси забезпечують бджіл у повному обсязі кормом та створюють умови для виробництва товарної продукції, зокрема і білкової. Тривалість цвітіння основних сільськогосподарських медоносів триває від 15 до 55 діб впродовж червня, липня та першої половини серпня.

Пилконосні рослини мають різні періоди цвітіння, починаючи з квітня і закінчуючи серпнем місяцем. Встановлено різний ареал їх поширення, хімічний склад пилкових зерен та різну продуктивність [111, 135].

Пилкова продуктивність деяких сільськогосподарських рослин може сягати до 400 кг з 1 га [117].

Група лісопаркових медоносів включає дерева, кущі та різнотрав'я. Серед основних представників цих медоносів необхідно виділити липу, клен татарський та гостролистий, акацію білу і жовту, малину, ліщину, ожину повзучу, вербу козячу, іван-чай та інші. Флора лісопаркових медоносів забезпечує бджіл у достатній кількості якісним білковим кормом, створюючи умови для виробництва товарної білкової продукції бджільництва [21, 111].

Період цвітіння лісопаркових медоносів триває з квітня по серпень місяць. Тривалість цвітіння основних представників рослин цієї групи становить від 7 до 50 діб. Пилкова продуктивність деяких із цих медоносів може сягати до 40–45 кг [21, 119].

До групи плодово-ягідних медоносів відносять: яблуню, абрикос,

вишню, черешню, сливу, персик, агрус, смородину та інші. Рослини цієї групи цвітуть протягом квітня – травня місяця. Тривалість цвітіння складає 8–15 діб. Максимальна кількість пилку з 1 га плодово–ягідних медоносів досягає 70 кг. Ці медоносні рослини виділяють порівняно невелику кількість пилку, яка лише частково задовольняє їх потребу через короткий період цвітіння [111, 119, 150].

До групи овочевих і баштанних медоносних культур необхідно віднести: огірок, гарбуз звичайний, цибулю ріпчасту, кабачки, капусту городню. Ці медоносні рослини цвітуть протягом червня–липня–серпня місяців залежно від строку посіву. Тривалість цвітіння деяких медоносів може тривати до двох місяців. Медоноси цієї групи виділяють невелику кількість нектару і пилку, але все ж дає можливість на підтримуючому рівні забезпечити потреби бджіл у білковому кормі [21, 119].

Флора медоносів різнотрав'я включає широкий набір рослин, основними представниками яких є: синяк звичайний, кульбаба лікарська, собача кропива, буркун жовтий, гірчиця польова, глуха кропива, осот жовтий польовий, чебрець та інші. Період цвітіння цих рослин триває з травня по серпень місяць. Ці рослини за сприятливих умов можуть у повному обсязі забезпечити бджіл кормом, а в окремих випадках створити умови для виробництва товарної продукції. З 1 га різнотрав'я можна отримати до 370 кг пилку [21, 119].

Виходячи із даних пилкової продуктивності рослин, періоду і тривалості їх цвітіння, найбільш перспективними для виробництва бджолиного обніжжя є медоноси польових і кормових сівозмін, медоноси лісів, парків та захисних насаджень [111].

Серед основних медоносних рослин польових і кормових сівозмін, які створюють умови для товарного виробництва білкової продукції бджільництва, необхідно виділити: гречку, озимий ріпак, гірчицю, буркун білий, ехінацею [100]. Із медоносів лісів, парків і захисних смуг найбільш перспективними для виробництва бджолиного обніжжя, перги, маточного

молочка, гомогенату трутневих личинок представляють: липа, верба, клени, акація біла, верес.

Аварія на Чорнобильській АЕС призвела до забруднення, великої кількості територій України, серед яких найбільш радіоактивного забруднення зазнали сільськогосподарські угіддя, ліси та чагарники, луки та пасовища, рослинність яких забезпечує бджіл квітковим пилюком, що є сировиною для виробництва білкової продукції бджільництва [124, 126, 177, 191].

У навколишнє середовище під час аварії на Чорнобильській АЕС потрапило біля 50 Кі/км² різного виду радіонуклідів [92, 173]. Високу небезпеку на сьогоднішній час, через інтенсивне включення у колообіг, представляють такі радіонукліди як ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr. Кількість даних радіонуклідів становить 3,0 %, від загальної активності викинутих з аварійного блоку [149].

¹³⁷Cs є хімічним аналогом калію і має період розпаду понад 60 років. На даний час ¹³⁷Cs є основним дозоутворюючим елементом для населення, що мешкає на територіях постраждалих від аварії на Чорнобильській АЕС. У ґрунтах ¹³⁷Cs може знаходитись як в обмінній так і не в обмінній формі, він має високу міграційну здатність у системі ґрунт–рослини–живі організми. У живих організмах він зосереджується переважно у м'язовій тканині, звідки з часом частина його виводиться. ⁹⁰Sr є хімічним аналогом кальцію і накопичується у живих організмах, переважно у хрящовій та кістковій тканинах, звідки виводиться дуже повільно, період розпаду ⁹⁰Sr має 59 років. Його дозове навантаження на людину порівняно з ¹³⁷Cs значно нижче [91].

Даний радіонуклід також має високу міграційну спроможність у системі ґрунт–рослини–живі організми. Він може перебувати у ґрунті як в обмінному так і не обмінному стані. Порівняно з ¹³⁷Cs більш активно мігрує з ґрунту у рослини [105, 166].

Мігруючи по трофічних ланцюгах у системі ґрунт–рослини, радіонукліди ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr накопичуються у рослинницькій продукції, у тому числі і в квітковому пилюку [106].

У залежності від рівня забруднення території радіоактивними

речовинами виділені наступні зони: відчуження, безумовного (обов'язкового) відселення, гарантованого добровільного відселення та зона посиленого радіаційного контролю.

Зона відчуження – це територія, з якої проведено евакуацію населення. Зона безумовного (обов'язкового) відселення – це територія, у ґрунті якої питома активність ^{137}Cs складає від $15,0 \text{ Ки/км}^2$ і вище, а ^{90}Sr – більше $3,0 \text{ Ки/км}^2$. До зони гарантованого добровільного відселення мешканців належать території, у ґрунтах яких питома активність ^{137}Cs складає від $5,0$ до $15,0 \text{ Ки/км}^2$, і ^{90}Sr – від $0,15$ до $3,0 \text{ Ки/км}^2$. Зона посиленого контролю за довкіллям включає території з щільністю забруднення ґрунту за ^{137}Cs від 1 до 5 Ки/км^2 і за ^{90}Sr – від $0,05$ до $0,01 \text{ Ки/км}^2$ [80, 124, 126].

У Вінницькій області щільність забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs до 1 Ки/км^2 становила $94,7 \%$, від 1 до 5 Ки/км^2 – $5,2 \%$, від $5,1$ до $15,0 \text{ Ки/км}^2$ – $0,2 \%$. ^{90}Sr забруднено 83% сільськогосподарських угідь до $0,02 \text{ Ки/км}^2$, з $0,02$ до $0,15 \text{ Ки/км}^2$ – $14,6 \%$ та від $0,15$ до $3,0$ – $2,4 \%$. [167]. Тобто, на території Вінниччини до зони посиленого радіаційного контролю належить за рівнем ^{137}Cs – $5,2 \%$ територій і за ^{90}Sr – до $14,6 \%$, тоді як у зоні гарантованого добровільного відселення мешканців за рівнем ^{137}Cs віднесено $0,2 \%$, а за ^{90}Sr – $2,4 \%$ сільськогосподарських угідь [147, 152, 192].

Унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС інтенсивного забруднення зазнали території Полісся, у тому числі і Житомирська область. У даній області ^{137}Cs забруднено від 1 до 5 Ки/км^2 $97,2$ тис. га і від 5 до 15 Ки/км^2 – $5,8$ тис. га. Загальна площа забруднення територій у Житомирській області ^{137}Cs складає 11462 км^2 , ^{90}Sr – від $0,15$ до $3,0 \text{ Ки/км}^2$ лише ріллі забруднено $39,5$ тис. га [41, 107, 148, 184].

Забруднення даних територій відбулося протягом 26–27 квітня 1986 року. На сьогоднішній день радіонуклідний склад західного сліду аварійних викидів визначається головним чином за ^{137}Cs . З часом у міру розпаду короткоживучих радіоізотопів внесок ^{137}Cs у забруднення територій збільшується. Щільність забруднення ^{137}Cs у середньому складає від 1 до 5

Ki/км, але виділяється смуга зі щільністю забруднення більш ніж 40 Ki/км², що охоплює значну частину Народицького району. Простежується «смугастість» у формуванні зон забруднення. «Смуги» шириною до 10–15 км та довжиною до 60 км зі щільністю забруднення ¹³⁷Cs більш ніж 5 Ki/км покривають частину території Лугинського, Народицького, Овруцького, Олевського та Коростенського районів [20, 130].

Характерним для зони Полісся є нерівномірність забруднення, яке може складати від 12 до 30,2 Бк/м² [81, 84, 99, 145].

Після аварії на ЧАЕС 1,24 млн. га угідь, а це дерева, куші та різнотрав'я, які є джерелом квіткового пилку, було вилучено із господарського використання через високий рівень забруднення ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr. Площа лісів, де забруднення ¹³⁷Cs сягає від 10 до 15 Ki/км, у Житомирській області становить 164 км² [85, 154, 183].

Узагальнюючи результати першоджерел, необхідно відмітити, що основу медоносної бази на досліджуваних територіях складають медоноси лісів, чагарників, сільськогосподарські медоноси та медоноси луків і пасовищ. Після аварії на Чорнобильській атомній електростанції майже усі медоносні угіддя на досліджуваних територіях Вінницької та Житомирської областей потрапили під радіоактивне забруднення різної інтенсивності. Переважна кількість медоносних угідь Вінницької області забруднена ¹³⁷Cs до 1 Ki/км², а ⁹⁰Sr – до 0,02 Ki/км², тоді, як у Житомирській області найбільше забруднено угідь ¹³⁷Cs до 5 Ki/км², а ⁹⁰Sr – до 0,15 Ki/км² [161].

Також, небезпечними речовинами, кількість яких стрімко зростає, є важкі метали, зокрема Pb, Cd, Zn, Cu та ін., які, потрапляючи в організм переважно пероральним шляхом, викликають цілу низку порушень [136, 137]. Велику небезпеку становлять забруднювачі ґрунтів територій сільськогосподарського призначення, на яких зростають медоноси [13, 53, 55].

1.2. Наслідки техногенного забруднення навколишнього середовища радіонуклідами та важкими металами.

Екологічна ситуація в Україні на деяких територіях внаслідок зростаючого антропогенного впливу значно погіршилась [14, 168]. Зокрема, аварія на Чорнобильській АЕС призвела до забруднення навколишнього природного середовища радіонуклідами, частина із яких трансформується у продовольчу сировину, суттєво знижуючи її безпеку [16, 95, 159, 182].

На територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення в підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й усі без винятку живі істоти будь-яких екосистем. Із понад фоновим опроміненням, яке за характером передавання дози є хронічним, пов'язані певні вже реалізовані радіобіологічні ефекти, й є підстави вважати, що в майбутньому проявляться негативні віддалені наслідки цього опромінення [156, 162]. Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа величезна й має різні аспекти: по-перше, й це найголовніше – вплив на здоров'я численної людської популяції; по-друге, радіоактивне забруднення, а отже, вилучення з корисного природокористування величезних територій, витрати на вимушене переселення десятків тисяч людей, здійснення системи контрзаходів для зменшення дозового навантаження на людей, відшкодування населенню втрат, пов'язаних з аварією і т. п. Найбільшу щільність радіоактивного забруднення території встановлено в 30-кілометровій зоні навколо АЕС (зона відчуження, звідки в 1986 р. було відселено все населення, яке там проживало). На цій території міститься найбільша кількість паливної компоненти викиду та найбільші щільності радіоактивного забруднення за ^{137}Cs . Слід зазначити, що переважання одного шляху міграції радіонуклідів над іншим обумовлюється часом, що минув після надходження їх у довкілля.

Так, під час Чорнобильської катастрофи у перший гострий період (перші два тижні) переважав шлях атмосферного перенесення. З палаючого реактора в атмосферу було викинуто велику кількість короткоіснуючих

радіонуклідів (^{133}X , ^{131}I , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{95}Nb , ^{132}Te та ін.) у формі радіоактивних частинок та аерозолів. Переважав, за обсягами викидів, благородний газ ^{133}Xe і легколеткі ізотопи тимуру та йоду. Завдячуючи цьому, частка йоду у випадіннях становила від 30 до 50% від випадінь. Цей період катастрофи отримав назву йодної небезпеки [69,188].

Сучасні тенденції формування радіоекологічної ситуації мають різноспрямовані вектори. Серед них слід відзначити такі: природний розпад радіонуклідів; фіксацію радіонуклідів у ґрунті; включення радіонуклідів у малий кругообіг у природних та напівприродних екосистемах. А серед негативних відзначаються наступні: майже повне припинення контрзаходів через скрутне економічне становище країни [5, 6].

Майже 75 % території України зазнало радіоактивного забруднення ^{137}Cs , що більш ніж удвічі перевищувало доаварійні рівні. Загальна активність ^{137}Cs , що знаходилася за межами об'єкта «Укриття» (без урахування тієї кількості, що як радіоактивні відходи містилась у відповідних сховищах та тимчасових пунктах зберігання), перевищила 13 ПБк [7]

Аналіз співвідношення ^{131}I та ^{137}Cs у викидах зі зруйнованого реактора та вивчення його поширення у гостру фазу аварії дозволили стверджувати, що більше половини дитячого населення України зазнало негативного впливу від радіоактивних ізоотопів йоду [8, 9].

Природні процеси розпаду радіонуклідів за 30 років, що минули після аварії на Чорнобильській АЕС, внесли суттєві корективи у структуру розподілу радіонуклідів на території України. За цей період майже вдвічі скоротилася площа території, де рівні забруднення ^{137}Cs перевищують 10 кБк/м^2 [10, 193].

Через високий ступінь забруднення території радіонуклідами виведено з обігу 180 тис. га сільськогосподарських угідь. Внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr за 30 років після катастрофи їхній вміст у ґрунті знизився приблизно на 45 %. Горизонтальна й вертикальна міграція цих радіонуклідів не викликала значного перерозподілу їх у природних і штучних

ландшафтах. На орних землях, через плужну підшову, більше 70 % усього вмісту цезію зосереджена в орному шарі.

З більшою інтенсивністю ^{137}Cs мігрує в торфових ґрунтах, збіднених на глинисті мінерали. На таких ґрунтах 1-2 % ^{137}Cs мігрували по профілю до метрової глибини [14, 179,173].

Дослідженнями науковців інституту сільського господарства Полісся НААН України щодо розподілу радіонуклідів в ґрунтовому профілю всіх типів ґрунтів встановлено, що основна кількість радіоцезію у віддалений період після катастрофи на ЧАЕС все ще зосереджена в орному шарі ґрунту. Зокрема, середньозважені показники вмісту радіоцезію в шарі 0-20 см дерново-підзолистого супіщаного ґрунту становили в середньому 67,1–78,8 %, в 20-30 см горизонту – 10,7-17,1 %, решта радіонуклідів перебувала глибше 30-сантиметрової відмітки. У 30-40-сантиметровому шарі вміст радіоцезію був у межах 4,1-11,3 % загальної кількості його у ґрунті. В шарі 40–50 см цей показник знаходився в межах 0,9-1,0 %. Нижче 50 см він варіював по низхідній – від 1,5 до 0,4 %. Практично, таку саму тенденцію по вертикальному розподілу радіонуклідів відмічено у торфо-болотних ґрунтах. Концентрація радіонуклідів в орному шарі (0-20 см) становила 81,4 %, в шарі 20-40 см – майже 11 % і після 40 см - 7,5 %.

Тобто, це вказує на те, що основна частка радіонуклідів знаходиться в кореневмісному шарі ґрунту, а тому, найближчим часом, не слід сподіватися на швидке переміщення їх у більш глибокі горизонти, і, як наслідок, на зменшення надходження їх у рослинницьку продукцію, а потім до організму людей.

У природі харчові ланцюги не ізольовані один від одного, а тісно переплетені й утворюють складну розгалужену мережу, що називають харчовою мережею. Використання продуктів харчування, забруднених радіоактивними речовинами та важкими металами, викликає в організмі людини цілу низку порушень внаслідок радіоактивно-хімічних реакцій [153,164,172]. Так, бджоли використовують для медозбору лісові види

рослин, що інтенсивно накопичують радіоцезій (чорниці, брусниці, крушину, верес, дрік красильний та ін.) та лучні рослини (переважно бобові – конюшину, люцерну, буркун, а також чебрець, мильнянку лікарську та ін.). При цьому з усіх продуктів бджолярства найбільша питома активність ^{137}Cs спостерігається у пилку та прополісі, а також у воску, найменший вміст – у медові. Тому мед та інші продукти бджолярства перед споживанням слід перевіряти на вміст в них ^{137}Cs . При цьому радіометричний контроль продуктів бджолярства рекомендується 2-3 рази протягом вегетаційного періоду, згідно з періодами медозбору (залежно від переважання цвітіння тих чи інших видів) [68, 71, 79, 171].

Механізми, за допомогою яких рослини одержують необхідні для їхнього росту неорганічні речовини із ґрунту, аналогічні тим механізмам, за допомогою яких радіонукліди надходять у біологічні системи. Таким чином, природні й штучні радіонукліди стабільних хімічних елементів також циркулюють у біосфері по характерних біологічних ланцюгах, проникаючи із зовнішнього середовища в організми, а потім знову повертаючись у зовнішнє середовище. Кореневе поглинання радіонуклідів рослинами й інтенсивність включення їх у процеси міграції по біологічних ланцюгах визначається типом ґрунту й фізикохімічною природою елемента.

Швидкість і розміри кореневого засвоєння радіонуклідів рослинами визначаються розчинністю радіоактивних речовин, фізико-хімічними властивостями ґрунтів і фізіологічними особливостями рослин. Тому що радіонукліди різних елементів сорбуються ґрунтовопоглинаючим комплексом неоднаково, то й міграція їх із ґрунту в рослини відбувається по різному. Засвоєння радіонуклідів із ґрунту рослинами у процесі їх мінерального живлення залежить насамперед від рухливості (розчинності) радіонуклідів, що визначається їх фізико-хімічною природою, агрохімічними властивостями ґрунтів, а також біологічними особливостями рослин та умовами їх вирощування. Опромінення живих організмів призводить до зниження їх імунітету [68, 40, 189].

Нагромадження радіонуклідів сильно залежить від типу ґрунтів: гірше вони поглинаються рослинами із сіроземів і чорноземів, а найкраще з торфоболотних і легких ґрунтів (дерново-підзолисті), чорноземи й лучнокарбонатні ґрунти займають проміжне положення. При некореновому шляху надходження більш рухливим є ^{137}Cs . Надходження ^{90}Sr та інших радіонуклідів відбувається при цьому в десятки разів повільніше. При кореновому надходженні найбільш рухливим є ^{90}Sr , ^{137}Cs сильніше сорбується ґрунтом і тому у відносно менших кількостях переходить із ґрунту в рослини. Іонізуюче опромінення живих організмів викликає порушення процесів поділу клітин росту та дихання, порушення їх генетичного апарату, спостерігається також сповільнення відновних процесів [68, 69].

Ґрунти Полісся недостатньо забезпечені елементами мінерального живлення, мають низький вміст доступного рослинам калію, підвищену кислотність, низький вміст гумусу та увібраних основ, що зумовлює накопичення радіонуклідів у сільськогосподарській продукції. Близько 9 % таких ґрунтів, з рН не більше 5, серед забруднених радіонуклідами, налічується в зоні Полісся.

Тому після катастрофи на ЧАЕС в Україні було провапновано 1,5 млн га забруднених ґрунтів. Внесення вапна на забрудненій території, у поєднанні з добривами, дало змогу знизити вміст радіонуклідів у сільськогосподарській продукції у 2,5-5 разів [176].

Проте, починаючи з 1994 по 2015 рік, обсяги цих робіт невпинно скорочувались, а відтак, спостерігається від'ємний баланс елементів мінерального живлення в землеробстві Полісся, що неминуче викличе посилення міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах та підвищення рівня радіоактивного забруднення продукції рослинництва, тваринництва і бджільництва.

Згідно із законом біогенної міграції атомів, сформульованим В. І. Вернадським, живі організми рослини, тварини активно впливають на

міграцію елементів [15]. Радіонукліди цезію та стронцію, маючи подібні хімічні властивості, відповідно до калію та кальцію, досить часто легко по трофічному ланцюгу включаються у біогенну міграцію й накопичуються у продуктах харчування [11].

Споживання населенням продукції, забрудненої ^{137}Cs і ^{90}Sr , призводить до додаткового внутрішнього опромінення організму людини понад природні рівні. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді повинен забезпечити неперевищення прийнятої річної ефективної дози внутрішнього опромінення до 1 мЗв/рік [16,18].

На територіях із рівнями забруднення, при яких можливе ведення сільськогосподарської діяльності, доза опромінення хоч і не перевищує встановленої межі, проте великий контингент населення зазнає опромінення низькими дозами, що збільшує ймовірність прояву віддалених радіобіологічних ефектів (розвитку пухлин, мутацій, зниження імунітету).

Поводження радіонуклідів у ґрунті і їх метаболізм у рослинах, в основному, підкоряються тим же закономірностям, які характерні для стабільних ізотопів елементів – хімічних аналогів радіонуклідів, що присутні у ґрунтах [19, 20, 21].

Спостереження за поведінням глобальних випадінь радіонуклідів у природних умовах, як і результати модельних експериментів зі штучним внесенням радіонуклідів, показують, що ґрунти, на поверхню яких потрапили радіоактивні елементи, активно включаються у процеси вертикальної міграції [22].

Численними дослідженнями й спостереженнями було доведено, що інтенсивність вертикальної міграції визначається механічними й фізико-хімічними властивостями ґрунту, а також хімічною природою радіонуклідів. При цьому, міграція радіоактивних речовин по профілю ґрунту може бути наслідком як механічного переносу часток випадінь, або ґрунтових часток із сорбованими на них радіонуклідами, так і переміщення вільних іонів, або їхніх комплексів з органічною речовиною в результаті дифузії,

конвективного переносу зі струмками води, утворення летких сполук. Як показують дані багатьох досліджень, 85-90 % випадів радіонуклідів акумульовані у верхньому шарі природних угідь або орному шарі ґрунтів, звідки вони через кореневі системи рослин активно залучаються до трофічних ланцюгів.

Таким чином, незважаючи на процеси сорбції, перерозподілу радіонуклідів по ґрунтовому профілю, вони залишаються в зоні посиленого засвоєння рослинами [23, 24].

Відомо, що інтенсивність міграції радіонуклідів залежить від багатьох факторів, серед яких особливе значення мають агрохімічні – вмісту у ґрунті калію, кальцію, фосфору, кислотність ґрунтового розчину. Вже понад тридцять років забруднені ґрунти деградують, що сприяє підвищеному забрудненню рослин. Запаси калію, фосфору в ґрунтах 3-ої Чорнобильської зони зменшилися на 18-34 %, площі кислих ґрунтів збільшилися у 2-2,5 рази і в окремих господарствах вони займають до 87 %.

На окремих територіях відбувається вторинний перерозподіл і нагромадження радіонуклідів в акумулятивних ландшафтах внаслідок водного переносу. Типовими екосистемами цих ландшафтів є низинні болота, які не були суцільно обстежені. Методиками не було передбачено особливості обстеження заплав, акумулятивних терас рік та озер. Через це нерідко на елементарних ділянках поєднувались елементи елювіальних, транзитних і акумулятивних ландшафтів, які характеризувались одним змішаним зразком ґрунту [25, 28]. Темпи вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтах природних біогеоценозів залежать від водного режиму ґрунтів. Експериментальні дані показують, що через 10 років після внесення ^{90}Sr на глибину 40-50 см у луговий зволожений ґрунт близько 30 % нукліда перемістилося доверху від місця глибокого захоронення і лише незначна його кількість мігрувала в нижні шари ґрунту. При зміні коефіцієнта обводненості від 0,1 до 20,0 у вологих ґрунтах сумарна кількість ^{90}Sr у ґрунтовому розчині зростає від 4 до 20 разів, а ^{137}Cs – на два порядки величин [29].

Проявом специфічності радіонуклідів, що перебувають у природних умовах в ультрамікрокількостях, є відносно низька їх міграційна рухливість у ґрунті в порівнянні зі стабільними макроаналогами і це призводить до того, що основна частка радіонуклідів (95-99 %), які надійшли на поверхню, затримуються протягом тривалого часу у верхньому 1-2-сантиметровому шарі ґрунту. У експериментах зі штучним внесенням деяких продуктів поділу радіонукліду на поверхню ґрунту луків істотних розходжень у характері первинного розподілу радіонуклідів, що відрізняються фізико-хімічними властивостями, по вертикальному профілі ґрунту не виявлено, тоді як через п'ять років ці розходження стають помітними. Більше 90% загальної кількості радіонуклідів, затриманих у перший рік на рослинності, переходить у ґрунт, а з тієї кількості радіонуклідів, що потрапили в ґрунт, 60-85 % перерозподіляється у верхньому 3-5-сантиметровому шарі. Водночас ^{90}Sr більше мобільний у порівнянні з ^{137}Cs [30, 174].

Розходження у швидкості міграції радіонуклідів у різних шарах ґрунту можуть бути пояснені знаходженням радіонуклідів у різних формах, що розрізняються за інтенсивністю міграції, або розходженнями в рухливості їхніх обмінних форм у різних генетичних горизонтах. Дослідження міцності зв'язку ^{137}Cs і ^{90}Sr на різних глибинах підтверджує положення про велику рухливість форм радіонуклідів, що проникнули в шари ґрунту на 5-20 см [3, 16, 181].

В агроєкосистемах сільськогосподарські культури є важливою ланкою трофічного ланцюга, по якому ^{137}Cs і ^{90}Sr надходять в організм тварини та людини. Наразі основним шляхом надходження ^{137}Cs і ^{90}Sr до рослин є кореневий. Поведінка цих радіонуклідів у ланці «ґрунт – рослина – продукція рослинництва» в основному визначається мінералогічним складом ґрунтів, їх фізико-хімічними властивостями та біологічними особливостями рослин [31, 33, 187].

Інтенсивність перенесення радіонуклідів по трофічних ланцюгах, в тому числі у ланці «ґрунт – рослина – продукція рослинництва», залежить від

вмісту їх носіїв. Для оцінки міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах було введено поняття стронцієві та цезієві одиниці, що показують відношення вмісту цих радіонуклідів до вмісту їх в неізотопних носіїв, відповідно кальцію та калію. Схожість у поведінці радіоактивного цезію із калієм значно менша, ніж у стронцію з кальцієм [34, 36].

Радіонукліди можуть надходити до рослини через коріння із ґрунту або з іншого живильного середовища (кореневий або ґрунтовий шлях), а також через надземні частини – листя, стебла, суцвіття, плоди при осадженні твердих або рідких аерозолів (аеральний або позакореневий шлях). Як правило, аеральний шлях надходження радіонуклідів у рослини домінує відносно короткий проміжок часу, коли в атмосфері присутні радіоактивні речовини [37, 38].

Після стабілізації даного становища (припинення викиду, закінчення випадіння) провідним довготерміновим шляхом надходження стає кореневий [39], який розглянемо більш детально на прикладі Північної частини України [27].

Основними факторами, що визначають надходження радіонуклідів у рослини кореневим шляхом, є сполука ґрунтового розчину й концентрація в ньому радіонукліда, фізико-хімічні характеристики радіонуклідів, агрохімічні властивості ґрунтів, біологічні особливості рослин і агротехніка обробітку культур [3, 24, 40, 42].

Фізико-хімічні властивості ґрунту надзвичайно впливають на інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини. Численними дослідженнями науковців доведено, що з підвищенням родючості ґрунту інтенсивність нагромадження радіонуклідів рослинами значно знижується [42, 46].

Одним із проявів впливу фізико-хімічних характеристик ґрунту на перехід радіонуклідів у рослини є зональність. Зі зміною природних зон змінюються властивості ґрунтів і, відповідно, міняються кількісні залежності їх надходження [47, 195].

Максимальне нагромадження радіостронцію рослинами, вирощеними на підзолистому ґрунті, перевищувало мінімальне його нагромадження із

чорноземного ґрунту степової зони [32, 48].

У численних дослідженнях була відзначена обернена залежність між вмістом у ґрунті обмінного кальцію – основного неізотопного носія цього радіонукліда і нагромадженням радіостронцію рослинами. Так, за допомогою дисперсійного і кореляційного аналізів, показано, що серед всіх ґрунтових властивостей вміст обмінного кальцію в ґрунті робить основний і незалежний вплив на надходження ^{90}Sr у пшеницю. Інтенсивно накопичують ^{137}Cs калієфільні рослини, тому що його поглинання рослинами із ґрунту пов'язане із засвоєнням калію. Зі збільшенням вмісту обмінного калію у ґрунтах нагромадження ^{137}Cs у рослинах зменшується, однак, оберненої лінійної залежності між цими величинами не встановлено [27, 49, 50].

Серед характеристик ґрунту виділяють близько десяти параметрів, які вважають найбільш важливими для визначення поведінки радіонуклідів у ґрунті й переходу їх у рослини. У загальному вигляді вплив ґрунту виявляється в зниженні біологічної рухливості радіонуклідів, у першу чергу ^{137}Cs і ^{90}Sr , при збільшенні вмісту в ґрунті обмінних катіонів, органічної речовини, фізичної глини й мулу, мінералів монтморилонітової групи, ємності поглинання. Спрямованість впливу кислотності, карбонатів і вологості ґрунтів залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів [27, 49, 190].

Статистична обробка експериментальних даних щодо оцінки надходження ^{137}Cs у рослини показала, що до числа властивостей ґрунтів, які найбільш впливають на надходження ^{137}Cs , відносяться: вміст органічного вуглецю, рН сольової витяжки, вміст валового калію, сума обмінних катіонів кальцію і магнію, ємність поглинання, вміст обмінного ^{137}Cs [51, 52]. Також експериментально встановлено, що при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини [49].

Багаторічні спостереження за нагромадженням радіонуклідів у рослинах у зв'язку з агрометеорологічними факторами показали, що найбільше значення має співвідношення між температурою і вологою.

Формування погодних умов посушливого типу супроводжується підвищенням концентрації радіонуклідів у рослинах. Перевага протягом вегетаційного періоду вологого типу погодних умов призводить до зниження рівня забруднення [53,134]. Однак, існують спостереження, з яких випливає, що збільшення атмосферних опадів підвищує нагромадження ^{90}Sr рослинами, особливо в тих випадках, коли врожайність культур змінюється несуттєво.

Збільшення ж кількості опадів, що сприяє збільшенню врожайності, практично не впливає на нагромадження ^{90}Sr рослинами [54]. Істотним фактором, що впливає на перехід радіонуклідів у рослини, є час їхньої взаємодії із ґрунтом.

У природних умовах у перший рік внесення ^{90}Sr у ґрунт його перехід у рослини на 20-30 % більше, ніж у наступні роки [55]. У багаторічних польових дослідках, встановлено, що якщо прийняти нагромадження ^{137}Cs у рослинах у перший рік за 100 %, то в другий рік засвоєння становить 30, а в третій – 20 %. У процесі взаємодії свіжовнесених радіонуклідів із ґрунтом з часом відбувається перехід їх у менш доступну для рослин форму. Надходження ^{137}Cs у рослини із ґрунту в середньому в 510 разів менше, ніж ^{90}Sr , однак для окремих районів зі своєрідними ґрунтово-кліматичними умовами коефіцієнт накопичення ^{137}Cs досягає досить високих значень – до 4,5 на дерновопідзолистих і піщаних ґрунтах, слабко насиченими основами. Багатьма дослідниками відзначений вплив біологічних особливостей рослин на нагромадження радіонуклідів із ґрунту. Так, серед 75 вивчених сортів зернових і бобових культур, вирощених на одному ґрунті, різниця в концентрації ^{90}Sr становила 85 разів, а в 170 сортів коренеплодів і овочевих культур – 350 разів.

По акумуляції рослинами хімічні елементи поділяються на 5 груп: із сильним накопиченням (коефіцієнт накопичення >10), зі слабким накопиченням (1–10), з відсутністю акумуляції (0,1–1), зі слабкою дискримінацією (0,01–0,1) і із сильною дискримінацією ($<0,01$) [56].

Інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини змінюють також способи обробітку ґрунту [57, 58].

Величина коефіцієнту переходу радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr в усіх сільськогосподарських культур, в тому числі і медоносних, як у рік випадінь, так і в наступні роки, значно відрізнялися у різних типах ґрунтів. Для всіх видів культур на торфово-болотному ґрунті даний коефіцієнт переходу ^{137}Cs більший у 7-15 разів ніж на дерновопідзолистому і у 10-20 разів, ніж на сірому лісовому та у 1530 разів, ніж на чорноземі. Найбільші значення коефіцієнту переходу ^{90}Sr – на дерново-підзолистому ґрунті, і менші, майже в 5 разів, на сірому лісовому ґрунті і в 10 разів – на чорноземі [51, 62].

Такі значні розбіжності вказують на те, наскільки сильно значення коефіцієнта переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr залежить від типу ґрунту, на якому вирощується сільськогосподарська продукція, і який, в свою чергу, має певні агрохімічні властивості.

Значна частина забруднених ґрунтів радіонуклідами використовується під медоносні культури, які усвою чергу є джерелом для виробництва продукції бджільництва.

За період після аварії значення коефіцієнту переходу радіонуклідів у медоносні культури зменшилися для ^{137}Cs на органічних ґрунтах – до 100 разів, на мінеральних – до 10-30 разів, а для ^{90}Sr на мінеральних ґрунтах – до 3 разів.

Вагомим фактором, що значно змінює радіаційний стан на забруднених територіях, є іммобілізація радіонуклідів ґрунтово-вбирним комплексом. Причому періоди напівзменшення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинами за рахунок цього процесу для ^{137}Cs і ^{90}Sr значно менші, ніж періоди напіврозпаду радіонуклідів, що свідчить про більший, ніж розпад, внесок процесів іммобілізації в покращення радіаційної ситуації [63, 64].

Останнім часом, у зв'язку з важким економічним становищем в країні, в радіоактивно забруднених регіонах спостерігаються випадки перевищення ДР-2006 вмісту радіонуклідів у продукції рослинництва, що виробляється в

громадському секторі.

На територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення в підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й усі без винятку живі істоти будь-яких екосистем. Із понад фоновим опроміненням, яке за характером передавання дози є хронічним, пов'язані певні вже реалізовані радіобіологічні ефекти, й є підстави вважати, що в майбутньому проявляться негативні віддалені наслідки цього опромінення. Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа величезна й має різні аспекти: по-перше, й це найголовніше – вплив на здоров'я численної людської популяції; по-друге, радіоактивне забруднення, а отже, вилучення з корисного природокористування величезних територій, витрати на вимушене переселення десятків тисяч людей, здійснення системи контрзаходів для зменшення дозового навантаження на людей, відшкодування населенню втрат, пов'язаних з аварією і т. п. Найбільшу щільність радіоактивного забруднення території встановлено в 30-кілометровій зоні навколо АЕС (зона відчуження, звідки в 1986 р. було відселено все населення, яке там проживало). На цій території міститься найбільша кількість паливної компоненти викиду та найбільші щільності радіоактивного забруднення за ^{137}Cs . Слід зазначити, що переважання одного шляху міграції радіонуклідів над іншим обумовлюється часом, що минув після надходження їх у довкілля.

Так, під час Чорнобильської катастрофи у перший гострий період (перші два тижні) переважав шлях атмосферного перенесення. З палаючого реактора в атмосферу було викинуто велику кількість короткоіснуючих радіонуклідів (^{133}X , ^{131}I , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{95}Nb , ^{132}Te та ін.) у формі радіоактивних частинок та аерозолів. Переважав, за обсягами викидів, благородний газ ^{133}Xe і легколеткі ізотопи тимуру та йоду. Завдячуючи цьому, частка йоду у випадіннях становила від 30 до 50% від випадінь. Цей період катастрофи отримав назву йодної небезпеки [69].

У природі харчові ланцюги не ізольовані один від одного, а тісно переплетені й утворюють складну розгалужену мережу, що називають

харчовою мережею. Використання продуктів харчування, забруднених радіоактивними речовинами та важкими металами, викликає в організмі людини цілу низку порушень внаслідок радіоактивно-хімічних реакцій. Так, бджоли використовують для медозбору лісові види рослин, що інтенсивно накопичують радіоцезій (чорниці, брусниці, крушину, верес, дрік красильний та ін.) та лучні рослини (переважно бобові – конюшину, люцерну, буркун, а також чебрець, мильнянку лікарську та ін.). При цьому з усіх продуктів бджолярства найбільша питома активність ^{137}Cs спостерігається у пилку та прополісі, а також у воску, найменший вміст – у медові. Тому мед та інші продукти бджолярства перед споживанням слід перевіряти на вміст в них ^{137}Cs . При цьому радіометричний контроль продуктів бджолярства рекомендується 2-3 рази протягом вегетаційного періоду, згідно з періодами медозбору (залежно від переважання цвітіння тих чи інших видів) [61, 68, 71, 79, 171].

Механізми, за допомогою яких рослини отримують необхідні для їхнього росту неорганічні речовини із ґрунту, аналогічні тим механізмам, за допомогою яких радіонукліди надходять у біологічні системи.

Таким чином, природні й штучні радіонукліди стабільних хімічних елементів також циркулюють у біосфері по характерних біологічних ланцюгах, проникаючи із зовнішнього середовища в організми, а потім знову повертаючись у зовнішнє середовище. Кореневе поглинання радіонуклідів рослинами й інтенсивність включення їх у процеси міграції по біологічних ланцюгах визначається типом ґрунту й фізикохімічною природою елемента.

Швидкість і розміри кореневого засвоєння радіонуклідів рослинами визначаються розчинністю радіоактивних речовин, фізико-хімічними властивостями ґрунтів і фізіологічними особливостями рослин. Тому що радіонукліди різних елементів сорбуються ґрунтовопоглинаючим комплексом неоднаково, то й міграція їх із ґрунту в рослини відбувається по-різному. Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у різних сільськогосподарських рослинах варіює і для вивчених сортів зернових і бобових культур може бути

більшим від усереднених у 80 разів, а для коренеплодів і овочевих культур – у 350 разів. Накопичення ^{137}Cs приблизно у 20 разів менше, ніж ^{90}Sr . Проте за деяких біогеохімічних умов (легкі торфовища Полісся України, наприклад у Рівненській області) надходження ^{137}Cs є вищим, ніж ^{90}Sr . Отже, засвоєння радіонуклідів із ґрунту рослинами у процесі їх мінерального живлення залежить насамперед від рухливості (розчинності) радіонуклідів, що визначається їх фізико-хімічною природою, агрохімічними властивостями ґрунтів, а також біологічними особливостями рослин та умовами їх вирощування. Опромінення живих організмів призводить до зниження їх імунітету [40, 68, 155, 189].

Нагромадження радіонуклідів сильно залежить від типу ґрунтів: гірше вони поглинаються рослинами із сіроземів і чорноземів, а найкраще з торфоболотних і легких ґрунтів (дерново-підзолисті), чорноземи й лучнокарбонатні ґрунти займають проміжне положення. При некореновому шляху надходження більш рухливим є ^{137}Cs . Надходження ^{90}Sr та інших радіонуклідів відбувається при цьому в десятки разів повільніше. При кореновому надходженні найбільш рухливим є ^{90}Sr , ^{137}Cs сильніше сорбується ґрунтом і тому у відносно менших кількостях переходить із ґрунту в рослини. Іонізуюче опромінення живих організмів викликає порушення процесів поділу клітин росту та дихання, виникають руйнування хромосом, порушення їх генетичного апарату, спостерігається також сповільнення відновних процесів [66, 68, 69].

Повнота сорбції радіонуклідів у ґрунтах значною мірою залежить від їх мінералогічного та гранулометричного складу. В основі поглинальної здатності ґрунту, крім інших факторів лежить присутність у ньому мулистої фракції та деяких глинистих мінералів. Відомо, що останні є важливим продуктом вивітрювання і назву отримали від глин, складовою частиною яких вони є. За хімічним складом глинисті мінерали належать до вторинних алюмо- і ферросилікатів і завжди містять деяку кількість зв'язаної води. Їх кристалічна решітка має шарувату структуру, а самі кристали досить

маленькі – не перевищують 1-2 мікронів. Залежно від кількості шарів, що об'єднуються в елементарні пакети, розрізняють дво-, три- і чотиришарові мінерали. Від їх належності до тієї чи іншої групи частково залежить й інтенсивність сорбції радіонуклідів у ґрунті [113].

Радіонукліди, поглинуті ґрунтом, перебувають у ньому в різних формах, що різняться своєю рухливістю і внаслідок цього – поведінкою у ґрунті та доступністю для біоти. Водорозчинна форма – це та частина радіонуклідів, що досить вільно переходить з ґрунту у воду і доступна для рослин, грибів і мікроорганізмів. Обмінна форма – це частина радіонуклідів, що може бути вилучена з ґрунту ^1H розчином ацетату амонію ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$). Певна частина радіонуклідів цієї форми також може бути доступною для живих організмів. Неодмінна форма – це кількість радіонуклідів, яку можна вилучити з ґрунту ^6H соляною кислотою (HCl) після вимивання обмінної форми (попередня обробка ґрунту ацетатом амонію). Міцно фіксована форма – це радіонукліди, що залишаються у ґрунті й після його обробки соляною кислотою [68, 85, 108].

За впливу іонізуючого опромінення організму у клітинах відбуваються зміни, які проявляються у пошкодженні хромосом, збільшенні об'єму апарату Гольджі, порушенні структури мембран дихання, росту [56].

Іонізуюче опромінення від інкорпорованих радіонуклідів представляє більшу небезпеку порівняно із зовнішнім опроміненням. Тому на забруднених територіях спостерігається високий рівень захворюваності населення, який складає 87-89 % [64, 82].

Дослідженнями науковців виявлено також, що іонізуюче опромінювання негативно позначається на системі кровотворення, нервовій і спадковій системах [93].

Кровотворна система дуже чутлива до іонізуючого опромінення, що обумовлено високою радіочутливістю стовбурових клітин, високою активністю клітин та інтенсивним і коротким періодом поділу. Високу чутливість мають лімфоцити крові, порушення їх функції вже проявляється

за опромінення дозою 4 Гр. [114]. У людей, які проживають на радіоактивно забруднених територіях, спостерігається зниження в їх крові антитіл та амінокислот [126].

Іонізуюче опромінення викликає порушення біологічної структури [15] клітинної ланки імунітету та імунодефіциту [14].

Негативний вплив потужних доз опромінення виявлено на захисних функціях живих організмів тварин [68, 40, 43].

Наслідком зниження імунітету організму за іонізуючого опромінення є підвищення інтенсивності інфекційних ускладнень та виникнення різного характеру новоутворень [54, 180]. Імунодефіцит підвищує кількість онкогематологічних захворювань, більш як у 100 разів.

Червоний кістковий мозок втрачає можливість нормального функціонування вже при дозі опромінення 0,5-1 Гр. [90].

Опромінення організму призводить до порушення секреції гіпофіза та спричиняє специфічні морфологічні зміни.

Ученими доведено, що наслідком іонізуючого опромінення тварин є деструктивні зміни у яєчниках, які супроводжуються руйнуванням їх клітин [69].

Високий рівень захворювання викликано порушенням центральної нервової системи виявлено у населення, яке перебуває на радіоактивно забруднених територіях. Одержані результати досліджень з виявлення впливу іонізуючого випромінювання на центральну нервову систему дають можливість припустити, що результатом порушень функціональної активності є пострадіаційні зміни метаболічних процесів [83].

Нервово-психічні розлади організму призводять до різних захворювань, зокрема серцево-судинних, онкологічних та ін. [83]. Спостерігаються також порушення асиметрії сухожильних рефлексів, порушення координацій руху. Виявлено мармуровість шкіри, гіпергідроз та тремор пальців рук і повік [83].

Експериментальними дослідженнями учених встановлено, що іонізуюче випромінювання викликає захворювання щитовидної залози, а

також психічні розлади, захворювання органів травлення та дихання [83].

Спадкові форми патології проявлялися внаслідок зміни числа структури хромосомного та виникнення мутацій апарату за опромінення статевих клітин. Найбільший вплив на спадковість людини мають генні мутації. Мутації соматичних клітин призводять до виникнення пухлин матки, яєчників, передміхурової залози, залоз внутрішньої секреції та ін. [31].

Опромінення дозою 1 Гр. кожного мільйону чоловіків викликає прояв від 1000 до 2000 мутацій та від 30 до 1000 хромосомних аберацій – у новонароджених [31].

На забруднених радіонуклідами територіях перше місце серед захворювання дітей посідають хвороби органів дихання [31], яке має сезонний характер і найбільше проявляється восени.

Дослідженнями науковців доведено збільшення екологічно залежних, професійних та інших захворювань населення на забруднених радіонуклідами територіях [7].

За впливу на організм іонізуючого опромінення спостерігається поглинання енергії біосубстратом, що супроводжується утворенням вільних радикалів та окисленням органічних речовин [15].

Перебування організму тривалого часу під впливом іонізуючого опромінення можуть проявлятися у гормональних порушеннях ендокринних залоз, що підсилює ріст злоякісних пухлин [88].

У населення, яке мешкає на радіоактивно забруднених територіях, виявлено підвищену схильність до хронічних захворювань [83], а також органів травлення та дихання.

Отже, забруднення навколишнього середовища радіоактивними викидами Чорнобильської атомної електростанції призвело до підвищення іонізуючого опромінення населення, що викликало цілу низку захворювань, серед яких онкологічні, серцево-судинні, гормональні, інфекційні та ін. [147].

Необхідно відмітити суттєве підвищення рівня захворювання дітей на радіоактивно забруднених територіях, що є великою проблемою для нашої

держави [83, 65].

Забруднення навколишнього природного середовища важкими металами внаслідок техногенної діяльності населення стало для багатьох країн світу надзвичайно складною екологічною проблемою.

Загальновідомо, що територія України перенасичена промисловими підприємствами, відходи яких здебільшого вважають шкідливими. В атмосферу щороку надходить близько 6 млн. тон шкідливих для здоров'я людей речовин. Значна частина земель сільськогосподарського призначення знаходиться в регіонах високого насичення металургійної та гірничовидобувної промисловості. Велику небезпеку в сучасній екосистемі являє забруднення ґрунтів важкими металами. Так, у навколишнє природне середовище свинець надходить у вигляді газів, аерозолів, промислових стічних вод.

Істотними джерелами надходження у навколишнє природне середовище важких металів в Україні є підприємства металургійної та гірничовидобувної промисловості, які призвели до техногенного забруднення ґрунтів важкими металами. Відомо, що масштаби забруднення навколишнього природного середовища важкими металами за останні декілька десятиріч зростають швидкими темпами. За оцінкою Інституту ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського нині важкими металами забруднено близько 20 % сільськогосподарських угідь України [2, 45, 38].

Велика кількість важких металів надходить у ґрунт з атмосферними опадами, особливо на територіях, розташованих поблизу промислових центрів. У ґрунтах навколо цих підприємств виявлено істотне перевищення допустимих концентрацій важких металів. Забруднюють навколишнє природне середовище також і підприємства кольорової та чорної металургії, з виробництва мінеральних добрив, та машинобудівної промисловості, внесення органічних добрив деяка кількість важких металів, зокрема кадмію, потрапляє в ґрунт при спалюванні деревини та рослин. При підвищенні кислотності ґрунтів кадмій починає інтенсивно мігрувати в рослини [53, 54,

55,109].

На даний час потужним джерелом забруднення навколишнього природного середовища важкими металами є мінеральні добрива та пестициди, які застосовують у сільському господарстві. Щорічно у світі в ґрунти вносять близько 130 мільйонів тонн добрив, серед них понад 70 мільйонів тонн азотних, 39 мільйонів тонн фосфорних та 26 мільйонів тонн калійних добрив [44, 57].

Встановлено, що щорічне внесення в ґрунти мінеральних добрив призводить до збільшення валового вмісту важких металів [76].

Використання органічних добрив у рослинництві також забруднює ґрунти важкими металами [56]. Зокрема, разом із однією тонною підстилкового гною у ґрунт потрапляє близько 25 г цинку, 4 г міді та 0,3 г кобальту. Відомо, що один кілограм сухої маси органічних добрив містить свинцю – 6,6-16 мг, цинку – 15-250, міді – 2-60, кадмію – 0,3-0,8, марганцю – 30-550, нікелю – 7,8-30 міліграмів [53].

Важкі метали – це елементи, щільність яких складає більше 6 г/см^3 , а відносна атомна маса – понад 50 а.о.м. Переважна частина важких металів, зокрема Zn, Pb, Cu та Cd, є токсичними [54, 151].

За токсичністю метали посідають друге місце після пестицидів. За обсягом викидів у навколишнє природне середовище вони займають перше місце. Такі метали, як свинець, кадмій, ртуть, є надзвичайно токсичними для людини і тварин навіть у дуже малих концентраціях. Маючи властивості міграції, важкі метали забруднюють усі компоненти біосфери, а саме: ґрунт, воду та повітря [2,55, 64, 104].

Основна частина ґрунтів забруднених важкими металами використовується під медоносні рослини, які є джерелом для виробництва продукції бджільництва.

Деяка частина із цих елементів відіграє важливу роль, підвищуючи біологічну активність ферментів, гормонів та вітамінів.

Свинець виявлено в усіх рослинах, в тому числі і медоносних. [55].

Характеризуючи свинець, необхідно сказати, що у сполуках він має валентність II та IV і утворює невелику кількість ковалентних зв'язків. Він характеризується низькими міграційними властивостями. У ґрунті свинець може накопичуватись у великих концентраціях. Цей елемент відносять до особливо небезпечних забруднювачів через його токсичність та інтенсивність надходження у навколишнє середовище.

Враховуючи інтенсивність надходження та високу токсичність свинцю, цей елемент відносять до особливо небезпечних забруднювачів. Він є постійним компонентом органів і тканин організмів. Концентрація його в органах та тканинах ссавців становить від 2,3 до 35 мкг/г. Щодо ґрунту, то свинець є слабким мігрантом, тому у ґрунті свинець має здатність концентруватись у великих кількостях. Відома також здатність свинцю утворювати невелику кількість ковалентних зв'язків і у сполуках цей елемент може бути дво- та чотиривалентним [102].

Відомо, що середній вміст свинцю в ґрунтах сільськогосподарського призначення може досягати до 10 мг/кг. Свинець у ґрунтах сільськогосподарського призначення розміщується нерівномірно: до 57–74% цього елемента залишається у шарі 0–10 см та від 3 до 8% – на глибині 30–40 см [53].

До небезпечних для живих організмів елементів відносять також кадмій, який має високу рухомість. Особливо рухливий він у дерново-середньопідзолистому ґрунті.

Кадмій має доволі низьку інтенсивність виведення з живих організмів, викликаючи порушення в них обміну таких біоелементів як кальцій, залізо, мідь, цинк. Відомо, що кадмій накопичується в еритроцитах та нирках і печінці. При підвищенні кадмію у тканинах відбуваються некротичні зміни.

Кадмій – це хімічний елемент з високою токсичною дією і за хімічними властивостями він є аналогом цинку [62].

Кадмій не належить до біомікроелементів, необхідних для живих організмів. Це хімічний елемент високої токсичності і за хімічними

властивостями вважається аналогом цинку. Кадмій є природним компонентом ґрунтів. Доведено, що вміст цього елемента в ґрунті коливається від 0,01 до 1 мг/кг.

Розчинність і міграція кадмію у ґрунтах залежить від їх активної кислотності. Зокрема, найбільшу рухливість він має у кислих ґрунтах в інтервалі 4,5-5,5, тоді як у лужних – він не рухомий. Кадмій інтенсивно мігрує з ґрунту через кореневу систему в рослини та їх продукцію [53].

Кадмій є надзвичайно токсичним елементом, який має високу рухомість. Рослини швидко засвоюють його і нагромаджують у своїй вегетативній масі. Хімічний склад материнських порід є основним фактором, який визначає вміст кадмію у ґрунтах. Виявлено, що у верхньому шарі дерново-підзолистих і підзолистих ґрунтів фоновий вміст кадмію становить 0,7 мг/кг, у чорноземах – 0,7–1,0, а у сірих лісових – 0,65 мг/кг [55].

Концентрація кадмію у перерахунку на суху речовину в рослинах становить 1×10^{-4} %. Середній вміст кадмію в сухій речовині для зерна злаків коливається в межах 0,013–0,22 мг/кг, в бобових культурах – 0,08–0,28, в травах – 0,07–0,27 мг/кг [42].

Основним шляхом потрапляння кадмію до організму є пероральний, у меншій мірі він надходить аерально та перкутально. Кількість кадмію, що людина споживає на добу разом з продуктами харчування, становить у середньому 20-50 мкг, з питною водою – 0,1, а з повітрям – 0,02 мкг. Середня кількість становить 48,4 мкг/добу [5].

На міграцію кадмію в рослини впливають такі фактори як механічний склад ґрунту, кількість органічної речовини, кислотність, вміст у ньому фосфорних речовин та ін.

Серед важких металів кадмій і цинк є більш доступними елементами в порівнянні з свинцем, хромом і ртуттю, але свинець і в порівняно низьких концентраціях має пригнічуючу дію на рослинні організми [42,62].

Мідь відносять до помірно токсичних елементів. У сільському господарстві застосовують ряд препаратів, що містять сполуки міді,

наприклад, фунгіциди, антигельмінти та ін. На відміну від інших досліджуваних металів, мідь вважається необхідним для життя елементом, так як є складовою активних груп багатьох ферментів [42, 55].

Мідь виконує ряд функцій в організмі, а саме: бере участь у кровотворенні, сприяє перетворенню заліза в органічно зв'язану форму, що в свою чергу посилює синтез гемоглобіну, бере участь у вуглеводному та мінеральному обміні речовин.

Доведено, що інтенсивність забруднення ґрунтів важкими металами підвищується у напрямку переважаючих вітрів.

Також важливим є і питання вертикального розподілу важких металів у ґрунтовому профілі забруднених ґрунтів.

Встановлено, що техногенні метали зосереджуються на поверхневому 5-10 см шарі. Тобто ґрунт є сорбційним бар'єром, особливо його гумусовий шар. Виявлено, що високобуферні карбонатні горизонти фіксують близько 99% важких металів, які випали в шарі 10-20 см.

У слабокислих ґрунтах міграція може відбуватися і на глибину 40 см. У малобуферних ґрунтах прослідковується проникнення важких металів до 60-80 см. Загалом було встановлено, що горизонтальна міграція протікає в 3-4 рази інтенсивніше, ніж вертикальна [68].

Відомо, що концентрація важких металів у рослині може перевищувати в десятки і навіть сотні разів їх концентрацію в ґрунті.

Підвищений вміст важких металів у ґрунті сприяє їх інтенсивній міграції у рослини [76]. До головних факторів, які впливають на міграцію важких металів із ґрунту в рослини, належать: кількість органічної речовини, механічний склад ґрунту, кислотність та вміст у ньому фосфорних речовин [68].

Кислі ґрунти мають меншу здатність утримувати метали, ніж нейтральні [68], хоча і основна сорбція важких металів спостерігається в лужному середовищі.

Вплив сильнодисоційованих речовин, що утворилися при взаємодії складових викидів хімічного виробництва з атмосферною вологою, викликає

зміну рН ґрунтового розчину, негативно впливає на ґрунтовий поглинальний комплекс, буферність ґрунтів.

Завдяки недостатній кількості вологи, нейтральній реакції, окислювальним умовам, стійкості гумусу рухливість металів обмежена, що обумовлює їх акумуляцію у верхньому кореновому гумусовому горизонті ґрунтів [5].

Інтенсивне забруднення навколишнього природного середовища важкими металами створило серйозні проблеми для безпечного сільськогосподарського використання ґрунтів, особливо поблизу автодоріг, великих промислових міст та металургійних підприємств. Адже відомо, що ґрунт має велике санітарно-гігієнічне значення для тварин, існування яких тісно пов'язано з цим об'єктом навколишнього природного середовища. Важливе значення він має для функціонування агроєкосистеми та життєдіяльності людини.

Внаслідок техногенної діяльності людини, накопичення в об'єктах навколишнього природного середовища деяких важких металів, зокрема у ґрунті, перевищило природні можливості його самоочищення. Також внаслідок збільшення рівня техногенного забруднення ґрунту спостерігається заповнення його реакційних центрів металами. Встановлено, що комплексне забруднення ґрунтів такими важкими металами як мідь, свинець, цинк та кадмій призводить до того, що рослинами кожного окремого елемента поглинається менше, порівняно з наявністю у ґрунті тільки одного із цих елементів [42].

Оцінка моніторингу забруднення ґрунтів важкими металами має велике значення для контролю за їх міграцією у середовищі проживання людини.

Відомо, що на характер перебігу міграційних і сорбційних процесів важких металів у ґрунтах впливають поглинання та властивості ґрунту. Сорбційні властивості ґрунту залежать від вмісту в ньому гумусу, мінералогічного складу ґрунтів та обмінних основ. Доведено також, що на ґрунтах з підвищеною кислотністю швидкість міграції важких металів та

доступність їх для кореневої системи рослин помітно зростає. Дослідженнями упродовж багатьох років дифузії важких металів у різних типів ґрунтів встановлено, що найбільш придатними для сільськогосподарського виробництва є чорноземи [42].

Потрапляючи у ґрунт, важкі метали разом з органічними компонентами утворюють повільно рухомі комплекси. Відомо, що органічна речовина ґрунту зв'язує важкі метали міцніше, ніж його мінеральні компоненти. Водночас слід зазначити, що свинець і мідь міцніше закріплюються в органічних речовинах, тоді як кадмій – слабше. Фіксація важких металів у ґрунті певною мірою залежить також і від кількості полуторних окислів, кальцію та фосфору. З ґрунту частина свинцю і кадмію переходить у рослини через кореневу систему. Доведено, що рослини можуть у великих кількостях накопичувати важкі метали ґрунту. Інтенсивність міграції цих елементів у рослини в значній мірі залежить від їх ботанічного походження. Важкі метали внаслідок міграції і трансформації впливають на компоненти майже всіх екологічних систем. На інтенсивність міграції і трансформації важких металів у рослинах істотно впливають свинець і кадмій [196].

Лісові насадження в санітарно-захисних зонах мають здатність поглинати великі кількості металів, що певною мірою залежить від виду і віку насаджень. Відомо, що рівень концентрації важких металів у рослинах може перевищувати кількість їх у ґрунті в десятки, і, навіть, сотні разів. Водночас встановлено, що підвищення вмісту важких металів у ґрунті підсилює і міграцію цих речовин в рослини.

Міграція металів в рослини залежить також від кліматичних і ґрунтових умов, властивостей ґрунту та сортових особливостей рослин, що на ньому вирощуються, тощо. Експериментально доведено, що коефіцієнти кореляції між вмістом кадмію і свинцю в рослинах і середовищах, в яких вони зростають за різних умов, можуть бути дуже високими [196].

Аналіз літературних джерел, спрямованих на вивчення розподілу важких металів у рослинах та їх органах, показує, що максимальна кількість

таких елементів, як кадмій і свинець, концентрується саме в кореневій системі. Із коріння у стебла проникає лише незначна частина важких металів.

Переважна кількість публікацій, за результатами вивчення концентрації і міграції кадмію до рослин показують, що кислотність належить до одного з основних факторів, які впливають на ці процеси. Хоч міграція кадмію в рослини здійснюється в основному через ґрунт, спостерігаються випадки проникнення його і через листя. Свинець за певних умов теж може бути рухомим у рослинах, які здатні в невеликих кількостях поглинати його із ґрунту [58].

Ступінь забруднення рослин важкими металами здебільшого залежить від наявності і кількості цих елементів у ґрунті та доступності їх для корневих систем рослин. При цьому, завдяки буферним властивостям ґрунту, відбувається перетворення водорозчинних сполук металів у важкорозчинні, а останніх – у рухомі. Таке явище в ґрунті відбувається постійно. Отже, враховуючи інтенсивність надходження важких металів у навколишнє природне середовище та рівень токсичності, такі елементи як свинець і кадмій є одними із найбільш небезпечними для живих організмів [57].

1.3. Характеристика білкової продукції бджільництва та її якість в умовах техногенного навантаження важких металів та радіонуклідів на нектаропилконосних угіддях.

Високий рівень техногенного навантаження на навколишнє середовище України обумовив комплексні зміни геохімічних умов. Ці зміни призвели до стійкого погіршення природної обстановки і набули трансграничного характеру. Техногенез спричинив значні зміни елементного складу компонентів біосфери. Найбільш яскраво це виявляється у забрудненні важкими металами. Оцінка екологічного стану для території України є нагальною проблемою. Це перш за все стосується тих регіонів і районів, де навколишнє природне середовище зазнало і зазнає суттєвих, іноді

катастрофічних змін під впливом техногенної діяльності людини. Безумовно, для об'єктивної оцінки цих змін необхідно проведення спеціальних екологогеологічних досліджень. Одним з важливих елементів цих досліджень, який забезпечує можливість узагальнення і висвітлення при цьому найбільш вагомим екологічним проблем, є генералізація еколого-геологічної інформації. Проблема антропогенного впливу на довкілля – це, передусім, проблема забруднення повітряного басейну у зв'язку з промисловими викидами. Найбільш чутливим індикатором еколого-геохімічної обстановки є ґрунт, який знаходиться на перетині всіх шляхів міграції хімічних елементів [18,19].

Ґрунт – унікальний незамінний природний ресурс, накопичувач сонячної енергії, основа життя рослин, тварин і людини, а також природний індикатор забруднення навколишнього середовища. Забруднення ґрунтів важкими металами викликає глобальний інтерес з боку сучасної науки в зв'язку з підвищенням техногенного впливу на навколишнє природне середовище. Природне забруднення ґрунтів пояснюється надходженням важких металів та їх різних форм з материнських порід та глибинних рудних родовищ корисних копалин [58].

Основними природними джерелами важких металів для ґрунтів є гірські породи. Набір і склад у них хімічних елементів визначає хімічні властивості ґрунтів. У результаті складних біохімічних і геохімічних процесів, що протікають у ґрунті, відбувається перерозподіл окремих елементів між генетичними горизонтами, при цьому властивості, успадковані ґрунтом від породи, зберігаються.

Важкі метали – забруднювачі довкілля. Важкі метали є одним з найбільш токсичних забруднювачів антропогенного походження. Небезпека надходження у довкілля важких металів визначається тим, що на відміну від органічних забруднювачів вони не руйнуються, а переходять з однієї форми в іншу, зокрема включаються у склад солей, оксидів, металоорганічних сполук. Історично склалось так, що на території України впродовж багатьох років

діють потужні чинники забруднення довкілля саме цими поллютантами. Це обумовлено багатьма причинами і насамперед тим, що на населення України, яке становить всього 1 % від населення Землі, припадає близько 5 % загальносвітового видобутку і переробки мінеральних ресурсів. Крім того, майже 50 % врожаю вирощується на ґрунтах, що здобрюють хімікатами та обробляють пестицидами. У вигляді баласту у ґрунти водночас з мінеральними добривами надходить велика кількість токсичних металів [3]. Розподіл важких металів у ґрунтах значною мірою визначений джерелами забруднення. У техногенному відношенні розглядають два типи розсіювання: 1) техногенний, внаслідок викидів підприємств; 2) агрогенний, внаслідок використання мінеральних та органічних добрив.

Для підвищення біологічної активності ґрунтів людина свідомо втручається у природний кругообіг елементів у агроландшафті. Це втручання до останнього часу обмежувалося внесенням у ґрунт основних біогенних елементів, таких як N, P, K, Ca. В той же час, для родючості ґрунтів Полісся важливе значення мають також мікроелементи, такі як Cu, Co, Zn, Mn, Ni та деякі інші, які беруть участь у фізіолого-біохімічних процесах і виконують важливі життєві функції. Поряд з основними елементами живлення у ґрунт вноситься велика кількість важких металів, до яких відносяться і вищеперераховані мікроелементи, а також свинець та кадмій [42].

До важких металів відносяться хімічні елементи з атомною масою більше 40, що мають властивість металів і густину понад 5 г/см³. До цієї групи відноситься 40 елементів [57].

Однак поняття „важкі метали” умовне, тому що до цієї групи входять мідь, цинк, молібден, кобальт, марганець, залізо, які вже згадані вище і називаються мікроелементами. Вони в мінімальній кількості є життєво необхідними для рослин і тварин. Однак, при нагромадженні вище допустимої межі, вони стають токсикантами, тобто важкими металами. Значна частина всіх шкідливих речовин, що знаходяться безпосередньо у повітрі, потрапляє на поверхню землі та у ґрунт, де тривалість дії залежить

від їх кількості та фізико-хімічних властивостей ґрунту. Від цих властивостей ґрунту дія важких металів проявляється по-різному [58].

За результатами досліджень багатьох вчених [62] визначено рівні вмісту важких металів у ґрунтах та рослинах.

Забруднення важкими металами значною мірою залежить від їх валового вмісту в ґрунті. Фоновий вплив хімічних речовин в ґрунті – це вміст, що відповідає його природному хімічному складу. При валовому вмісті забруднюючих речовин у ґрунті (в тому числі важких металів), що перевищує його ГДК, визначають рухому форму забруднюючої речовини, яка власне є реальною загрозою для екосистем.

Фоновий вміст важких металів у дерново-підзолистих ґрунтах Житомирського Полісся за результатами 10-го туру паспортизації становить: свинцю – 2,5–5,0 мг/кг, кадмію – 0,15–0,30, міді – 0,3–0,7 та цинку – 0,3–0,6 мг/кг [71], що у 2–5 разів нижче ГДК.

Більша частина всіх шкідливих речовин, яка знаходиться безпосередньо у повітрі, потрапляє на поверхню землі та в ґрунт. У ґрунті вони не залишаються бездіяльними та в залежності від їх кількості, тривалості дії та фізико-хімічних властивостей ґрунту можуть призвести до різноманітних негативних наслідків. Ґрунтовий покрив ландшафтів виконує функції біологічного адсорбенту, руйнівника і нейтралізатора різних техногенних забруднювачів. Термін перебування забруднюючих компонентів у ґрунтах значно більший, ніж в інших складових біосфери, тому важкі метали, що нагромаджуються в ґрунтовому покриві, дуже повільно знешкоджуються при вилуговуванні, споживанні рослинами, ерозії та дефляції. Встановлено, що перший період виведення (тобто зменшення наполовину від початкової концентрації) важких металів для ґрунтів варіює в доволі широких межах, а саме: для цинку – від 70 до 510 років, для кадмію – від 13 до 1100, для міді – від 310 до 1500 і для свинцю – від 740 до 5900 років [49].

Землі, розташовані вздовж автомобільних шляхів, значною мірою можуть забруднюватися свинцем, що міститься в антидетонаційних

присадках, до бензину, з продуктами дизельного палива та мастильними матеріалами надходять кадмій та цинк. Максимальне забруднення ґрунтів спостерігається на відстані 7–10 м від дороги, а в зоні 30–80 м відмічається зниження врожайності й різке погіршення якості сільськогосподарської продукції [53, 67].

Вміст важких металів у зонах забруднення може досягати тисяч міліграмів на 1 кг ґрунту, що перевищує допустимі рівні у сотні й тисячі разів. Такі території не можна використовувати в сільськогосподарських цілях.

Одним із шляхів забруднення ґрунту важкими металами є внесення органічних добрив – підстилкового гною, осаду стічних вод, сапропелю та інших. Так, за даними Л. І. Акенієвої, внесення за ротацію 220 т підстилкового гною може підвищити вміст важких металів у ґрунті в 1,7 раза більше проти природного вмісту.

Відомо [55], що важкі метали в ґрунті можуть знаходитися в різноманітних по розчинності та рухомості формах, а саме: нерозчинні, які входять до складу ґрунтових мінералів, обмінні, які перебувають у динамічній рівновазі з іонами даного металу в ґрунтовому розчині, рухомі та розчинні форми. Між ними існує не тільки тісний взаємозв'язок, а й можливе перетворення одних форм в інші. Рухомі форми металів можуть нагромаджуватися в ґрунті до великих концентрацій, які зумовлюють їх токсичність як для ґрунтової біоти, так і для рослин [62].

Більша частина металів зв'язується органічною речовиною ґрунту – гуміновими кислотами та фульвокислотами. Ґрунти, які мають значну кількість органічної речовини, здатні накопичувати набагато більше важких металів, ніж піщані або бідні на гумус [37].

Водночас постійне надходження важких металів у ґрунт, навіть у малих кількостях протягом тривалого часу, здатне призвести до значного нагромадження їх у профілі [58].

Шкідлива дія важких металів у ґрунтах важкого механічного складу, з

більш високим вмістом гумусу та обмінних основ проявляється слабше, ніж у легких та бідних ґрунтах. Це пояснюється здатністю глинистих мінералів і органічної речовини переводити метали у зв'язаний стан.

У ґрунтах, що містять велику кількість карбонатів, рухомі сполуки металів переходять у важкодоступний стан. Це чорноземи, каштанові, сіроземи, бурі, солонцюваті ґрунти, солонці та солончаки [53].

Менш стійкі до дії різних видів забруднення ґрунти, які мають кислу реакцію середовища та ненасичені основами: підзолисті, дерново–підзолисті, болотні, сірі та бурі лісові ґрунти. Вказані типи і види ґрунтів ємністю поглинання менше 20,0 мг–екв/100 г мають малу буферність до хімічного забруднення, особливо до дії кислих опадів і забруднення важкими металами, і тому найбільш схильні до забруднення важкими металами, пестицидами та іншими хімічними речовинами. Ґрунти Полісся з ємністю від декількох одиниць до 10 мг–екв/100 г ґрунту мають невелику утримуючу здатність щодо важких металів, у зв'язку з чим важкі метали легко адсорбуються рослинами [62].

Потрапляючи у ґрунт, забруднюючі речовини порушують структуру ґрунту та збільшують його загальну щільність. Все це призводить до зниження водопроникності, утворення на поверхні ґрунту кірки, в ньому різко погіршується водно-повітряний режим. Накопичуючись у ґрунті, важкі метали змінюють його фізико-хімічні властивості: зростає рухомість глинистої фракції, змінюється рН середовища, зменшується вміст обмінних форм кальцію і магнію, руйнуються новоутворення карбонатів, гідроксидів заліза, збіднюється кількісний склад гумусу, збільшується рухомість гумінових кислот [64].

Внесення органічних добрив в значній мірі знижує рухомість важких металів за рахунок створення органо–мінеральних сполук, що є слабозчинними. Для зниження фітотоксичності важких металів можна використовувати природні цеоліти, які, крім сорбційних властивостей, забезпечують рослини елементами живлення і покращують структуру ґрунту [20].

Зниженню фітотоксичності важких металів значне місце відводиться самим рослинам. Так, за ступенем стійкості до токсичної дії важких металів у порядку зменшення рослини розміщуються так: трави, злакові зернові, картопля, цукрові буряки.

Високий рівень техногенного навантаження на агроландшафти в останні роки призводить до підвищеного рівня забруднення їх важкими металами, які відносяться до найшкідливіших для навколишнього середовища хімічних забруднювальних речовин. Важкі метали передаються по трофічних ланцюгах з вираженим кумулятивним ефектом, у зв'язку з чим токсичність їх може проявлятися раптово на окремих ланках трофічних ланцюгів [160].

Вміст радіонуклідів у ґрунті є головним джерелом, що обумовлює забруднення ними сільськогосподарської продукції, визначає зовнішні та внутрішні дозові навантаження на людину. Визначення радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь (щільності забруднення чи масової питомої активності ґрунту) проводиться згідно до галузевих стандартів.

Для оцінки просторової неоднорідності забруднення угідь на першому етапі проводять рекогносцирувальне обстеження ґрунтового покриву в межах одного поля, для чого на ділянці виконують вимірювання потужності дози γ - випромінювання в повітрі (потужності експозиційної, поглинутої або еквівалентної дози). У зв'язку з цим, ведення землеробства на забруднених важкими металами ґрунтах є одним з актуальних питань для агроекологів. Забруднені важкими металами ґрунти потребують спеціальних засобів детоксикації ґрунту, що могли б не допустити надходження їх у рослинницьку продукцію. Виходячи з цього, дослідження токсичного впливу важких металів на природну ланку «ґрунт–рослина» і розробка заходів з детоксикації ґрунту є надзвичайно важливими [125, 127].

Білкова продукція бджільництва (бджолине обніжжя, перга та гомогенат трутневих личинок) характеризується унікальним хімічним складом. У ній виявлені високоякісні білки, легко замінні цукри (фруктоза і

глюкоза), жир, мінеральні речовини, гормони, ферменти, вітаміни, флавоноїди, меланіни та біологічно активні речовини [7, 111, 138].

Бджолине обніжжя бджоли виготовляють з квіткового пилку, який утворюється у пиляках квіток у вигляді мікроскопічно дрібних зернин [115, 112]. Під час цвітіння рослин пилок дозріває і розноситься вітром та комахами, зокрема і медоносними бджолами, на інші квітки.

У різних за походженням сортах рослин у складі пилку нараховується близько 250 речовин і мінеральних елементів: білки і небілкові азотисті сполуки – 20-25 %, цукри (сахароза, глюкоза, фруктоза та ін.) – 13-35 %, крохмаль – 1–25 %, клітковина – 3-20 %, поленін – 6-20 %, сирий жир – 2-14 %, зола – 1-6 %, вода – 20-30 %.

Вміст жиру у пилку різних рослин неоднаковий, %: персик – 2,7, слива – 3,1, конюшина біла – 3,2, верби – 4,1. Найбільший вміст жиру у пилку кульбаби – 14,4 %. Жири і жироподібні речовини бджолина сім'я використовує лише з пилку [122, 140].

Вміст цукрів у пилку різних рослин також відрізняється, причому в обніжжі їх більше, ніж у пилку на квітках до збирання бджолами. Це пояснюється тим, що для формування обніжжя у грудочки бджоли використовують нектар або мед із зобиків. Така обробка значно підвищує цукристість продукції (від 7,5 до 41,2 %), особливо коли пилкова маса погано формується в обніжжя. Співвідношення різних цукрів у процесі обробки і дозрівання продукції змінюється, оскільки складні цукри гідролізуються, внаслідок чого полі- і олігосахариди перетворюються на прості, які легко засвоюються організмом [118,146].

Полісахариди (клітковина, поленін, крохмаль та ін.) містяться переважно в оболонці пилкових зерен. Оскільки товщина оболонки неоднакова, то перга, заготовлена з ентомофільних рослин, більш поживна і після її перетравлення залишається менше решток, ніж з анемофільних рослин, наприклад сосни, берези, осики.

Пилок містить каротиноїди, флавоноїди, антоціани, вищі спирти,

ростові та інші речовини. У золі квіткового пилку багато мінеральних елементів, % від загальної кількості золи: калію 20-45, магнію – 1-12, кальцію – 1-15, кремнію – 2-10, фосфору – 1-20, заліза – 0,1, сірки – 1, марганцю – 1,4. Виявлено також барій, ванадій, вольфрам, іридій, кобальт, цинк, титан, молібден, хром, кадмій, стронцій, срібло, золото та інші елементи, які впливають на життєдіяльність організму [117].

Пилок містить багато вітамінів, особливо групи В, серед яких вітамін В₅ (нікотинова кислота – РР), В₈ (пантотенова), В₆ (фолієва), В₂ (рибофлавін), В₁ (тіамін). Є також вітамін С (аскорбінова кислота), Р (рутин), D, Е та ін. Кількість вітамінів В₁, В₂ і Е у пилку більше, ніж у зелених овочах, ягодах і плодах. Відомо, що різновиди пилку містять неоднакову кількість вітамінів. Так, у гречаному пилку вміст рутину, який зміцнює капіляри, досягає 17 мг %. Пилок осоту жовтого та акації жовтої містить багато вітаміну Е (відповідно 170 і 118 мкг). Значний вміст вітамінів має велике значення для годівлі бджіл, сприяє використанню його у медицині як лікувального і дієтичного засобу [23, 24].

Усі різновиди пилку мають різну поживну цінність, яка залежить від ботанічного походження рослин та сезонності його заготівлі. Бджоли збирають пилок з різних рослин, що забезпечує повноцінність корму і різноманітність поживних речовин, необхідних для нормального розвитку [21,169].

Пилок містить багато незамінних амінокислот у складі білків та вільному стані. Зібраний з різних рослин пилок повністю забезпечує бджіл незамінними амінокислотами, до яких належать аргінін, валін, гістидин, ізолейцин, лейцин, лізин, метіонін, треонін, триптофан, фенілаланін. Різновиди пилку різняться за вмістом білка та амінокислот.

Жиру у бджолиному обніжжі міститься від 1,4 до 19,5 % [86]. В окремих випадках його кількість може бути і більша, що залежить від ботанічного складу рослин. У перзі вміст жиру в середньому складає 1,58 %.

Відомо, що вміст білку у бджолиному обніжжі коливається від 20 до 50

%, що залежить у першу чергу від виду медоносних рослин [81]. Харчову цінність бджолиного обніжжя визначає вміст у ньому амінокислот, які становлять до 50 %. У середньому вміст протеїну у бджолиному обніжжі складає 24,0 %, у перзі – 21,7 %, у маточному молоці – 40 % із розрахунку на суху речовину [78]. У бджолиному обніжжі виявлено 32 амінокислоти з них 22 основних [32, 114]. Водночас доведено, що їх кількість залежить від виду медоносних рослин [33].

Бджолине обніжжя також містить всі вітаміни, що присутні у пилку [32, 118].

Кількість вуглеводів у бджолиному обніжжі коливається від 25 до 65 % Вони представлені у вигляді нектарних вуглеводів. Середній вміст цукру у бджолиному обніжжі складає із розрахунку на суху речовину 18,5 %, у перзі – 34,8 % [123], у маточному молочці – 2,1 %.

У бджолиному обніжжі та перзі виявлено також цілий ряд кислот, найвищу частку з яких займають молочна, лінолева, ліноленова та пальмітинова кислоти.

Вміст золи у бджолиному обніжжі в середньому складає 2,5 %, у перзі – 2,43 %. Найбільшу кількість із мінеральних речовин у золі обніжжя виявлено калію, фосфору, кальцію, магнію, міді та заліза [188]. Загалом у золі виявлено 39 хімічних елементів [139].

У бджолиному обніжжі містяться каротиноїди, вміст яких коливається від 0,1 до 0,54 г/кг % [162]. Особливо цінується бджолине обніжжя з лікарських медоносних рослин [32].

Завдяки цілющим та високопоживним властивостям білкова продукція бджільництва широко використовується у лікувальній практиці. Адже ці продукти мають унікальні властивості, зокрема: імунологічні, лінотропні, кардіотропні, противиразкові та ін. [10,11,14,]. Білкова продукція широко використовується для боротьби з хворобами кишково–шлункового тракту, серцево–судинних захворювань, системи органів дихання, ендокринної системи [40], психічних та сексуальних розладів [22, 78]. Дослідженнями

науковців встановлено, що бджолине обніжжя є ефективним радіопротектором [91]. Біологічно активні речовини бджолиного обніжжя антиоксидантного спрямування сповільнюють утворення вільних радикалів та підвищують імунний статус організму [68].

Встановлено високу ефективність використання бджолиного обніжжя при лікуванні захворювань нервової системи, легень, печінки, нирок, залоз внутрішньої секреції, судинних захворювань головного мозку, шлунково-кишкового тракту, ревматоїдного артриту [88,89]. Бджолине обніжжя підвищує апетит та загальний стан організму. Завдяки високому вмісту біологічно активних речовин його широко застосовують для підвищення імунітету організму в період захворювань та хірургічних операцій [112]. Обніжжя впливає і на процес кровотворення, на підвищення рівня гемоглобіну та еритроцитів [121].

Останні літературні дані свідчать, що цей апіпродукт разом з іншими може бути охарактеризований як адаптоген широкого спектру дії природного походження і використовуватись у комплексному лікуванні хворих, що зазнали впливу зовнішнього і внутрішнього опромінення малими дозами радіації [7, 8].

Бджолине обніжжя є цінною продукцією бджільництва і має велике значення, як добавка до кормових та харчових продуктів з метою збагачення їх вітамінами, білковими, мінеральними та іншими речовинами [8, 9]. Але, поряд з корисними речовинами, білкова продукція бджіл, в окремих випадках, може містити і шкідливі для живих організмів речовини, які утворюються в результаті техногенної діяльності людини. До одних із найбільш шкідливих речовин необхідно віднести радіонукліди [100].

Для збирання бджолиного обніжжя використовують пилковловлювачі. Залежно від конструкції є три типи пилковловлювачів: навісні, донні і магазинні. Вони кріпляться зовні перед льотком або всередині вулика на шляху повернення бджіл у гніздо. Принцип дії пилковловлювача полягає в тому, що бджоли, проходячи крізь отвори спеціальної решітки, гублять

частину обніжжя, яке зривається з кошиків ніжок і падає у підставлений контейнер. Діаметр отворів у решітці 4,8-5 мм, кількість яких не менше ніж 200–250 шт. За допомогою пилокловлювача можна відбирати від 20 до 50 % принесеного у вулик обніжжя, не завдаючи шкоди кормозабезпеченню бджіл [112, 121].

Перга – це законсервоване бджолами бджолине обніжжя (пилок). Бджоли для живлення використовують законсервоване бджолине обніжжя як білковий корм.

Надлишок перги від потреби живлення бджолиної сім'ї використовується для виробництва товарної продукції, яка повинна відповідати відповідним товарним вимогам. Зокрема, перга не повинна бути запліснявілою, мати не більше 3 % домішок (воску, прополісу, кусочків деревини, оболонки лялечок), не вище 15 % вологи. Дана продукція повинна зберігати структуру гранул, мати солодкувато–кислий медовий смак з приємним запахом стільників і хліба, бути за кольором коричневою з зеленуватим або жовтуватим відтінком. Пергу бджоли складають у комірки стільника.

Найбільш перспективний спосіб видалення перги з стільників включає:

- сушіння перги у стільнику за температури 40 °С до вмісту вологи 14-15%, після чого грудочки перги стають міцнішими і відокремлюються від стінок комірок;
- охолодження стільника з пергою до t 4°С, що перетворює віск у крихкий стан, а пергу – у більш твердий;
- розминання охолодженого стільника з пергою, під час чого відбувається руйнування воскових комірок та відокремлення від перги;
- очищення перги від воскових залишків шляхом просівання через фільтр з комірками 4x4 мм та провіювання.

Для прискорення підсихання перги у стільниках рекомендується проводити її скарифікування, тобто проколювати, а також використовувати вакуумну сушарку, що дасть змогу за декілька годин висушити пергу у

стілнику до вологості 10 %. Сушать її за температури не вище 40 °С. Перед підсушуванням перги у стільниках її скарифують (пасічницькою виделкою проколюють або продряплюють її поверхню), що підсилює процес висихання [23, 32, 42].

За хімічним складом квітковий пилок і перга має деякі відмінності. У перзі більший вміст протеїну, цукру і молочної кислоти, менше – жиру і мінеральних речовин (табл. 1.1).

Відомо, що за поживними якостями перга набагато цінніша, порівняно із пилком та бджолиним обніжжям. До складу перги входить: суха речовина – 76,4 %, сирий протеїн – 26,9 %, цукор – 21,7 %, сира зола – 1,3 %, молочна кислота – 3,8 %. Кислотність перги становить 4,1. Даний вміст поживних речовин зберігається у перзі протягом року. При зберіганні перги більше року деякі амінокислоти, такі як лізин та аргінін, втрачають свої властивості, в результаті чого понижується якість перги. Покращити її якість можна за рахунок добавки до неї цих амінокислот.

Таблиця 1.1

Хімічний склад квіткового пилку і перги, % (за Г. П. Тарановим)

Компонент	Пилок	Перга	Різниця, ± до пилку
Протеїн	24,06	21,74	-2,32
Жир	3,33	1,58	-1,75
Цукор	18,50	34,80	16,30
Мінеральні речовини	2,55	2,45	-0,10
Молочна кислота	0,56	3,06	+ 2,50
Кислотність, рН	6,30	4,30	-2,00

Високий вміст білків і вітамінів у перзі дає можливість широко використовувати її у медицині, харчовій промисловості та косметичі.

Пергу використовують для лікування захворювань серцево-судинної системи, шлунково-кишкового тракту, статевої та дихальної систем, підвищення стійкості організму до іонізуючого опромінення та ін. [142,153].

Трутневий гомогенат – це розплід бджолиних трутневих личинок на

стадії розвитку. Виробництво гомогенату включає наступні процеси: підготовка бджолиних сімей, вирощення трутневих личинок, відбір трутневих личинок та їх переробка [122].

Підготовка бджолиних сімей до вирощування трутневих личинок, як сировини для виробництва гомогенату, включає нарощування сили сім'ї. Схильні до роїння бджолині сім'ї активно вирощують трутневий розплід. Значно більше вирощують трутневого розплоду сім'ї із матками старше двох років. Бджолина сім'я, що буде вирощувати трутневий розплід, повинна бути забезпечена кормом: не менше 6 кг меду і 0,7 кг перги. Вирощування трутневого розплоду ґрунтується на природній здатності розмноження бджолиних сімей способом роїння, на період якого молоді матки мають бути забезпечені достатньою кількістю трутнів для спаровування. У зоні Лісостепу України репродукція трутнів триває впродовж трьох місяців (травень–липень). Найінтенсивніше відкладання маткою гаплоїдних яєць і збільшення площі трутневих комірок на стільниках з розплодом спостерігається із середини травня – до середини червня. Харчова цінність гомогенату трутневих личинок визначається високим вмістом вуглеводів, жирів, білків, органічних кислот, вітамінів, мінеральних сполук та інших важливих для організму хімічних речовин.

У свіжому стані гомогенат трутневих личинок являє собою вершковоподібну, злегка тягучу речовину світло-жовтого кольору із приємним запахом спеченого хліба і специфічним солодкуватим смаком. Він має близьку до нейтральної кислотність ($\text{pH} \sim 7,0$), високий вміст жиру, білка та сполук елементів високої біологічної цінності.

Гомогенат трутневих личинок містить біля 73 % води, 13 % білка (21 вільну амінокислоту), 1 % жиру (29 вищих жирних кислот), водо– і жиророзчинні вітаміни, 131 мг/кг каротину і має активну кислотність (pH) на рівні $6,5 \pm 0,29$. Хімічний аналіз різновікових трутневих личинок свідчить, що переважна більшість ідентифікованих речовин міститься у гомогенаті семиденних трутневих личинок, які за віком є найпридатнішими для

гомогенізації з метою одержання продукту найвищої якості.

Відомо, що трутневий розплід має такі ж властивості як і маточне молочко. Обидва ці продукти містять на одиницю сухої маси майже однакову кількість протеїну ($45,0 \pm 2,0$ і $41,6 \pm 1$ %) і відновлювальних цукрів ($42,0 \pm 3,0$ і $41,7 \pm 4,6$ %) [139].

Наявність у гомогенаті трутневих личинок мінеральних речовин, зокрема натрію, калію, марганцю, міді, цинку, кальцію, магнію індукують ферменти детоксикації, імунного захисту, беруть участь у пластичних процесах, формуванні і побудові тканин, у водному обміні, підтримують осмотичний тиск крові й інших рідин організму, кислотнo–лужну рівновагу. Макро– й мікроелементи, які є коферментами багатьох біохімічних реакцій, відіграють важливу роль у формуванні біологічної активності цього продукту. Трутневий розплід за мінеральним складом майже не відрізняється від маточного молочка, лише магнію, цинку і міді у трутневому розпліді виявлено менше. У гомогенаті трутневих личинок виявили також статеві гормони. Вміст тестостерону, прогестерону, пролактину й естрадіолу у трутневому розпліді порівняно з маточним молочком був значно вищим. Ймовірно це зумовлено зростанням біологічної активності трутневого розпліду. Гормони, що входять до складу трутневого розпліду, не тільки самі діють на організм людини, а й сприяють відновленню органів ендокринної системи. Для збільшення ефективності дії до гомогенату додають пергу.

На основі апідобавок із гомогенату трутневих личинок, бджолиного обніжжя, прополісу та меду розроблені вітчизняні рецептури апідраже. Фармакологічні властивості цих продуктів одержали високу оцінку.

Гомогенат трутневих личинок використовується при лікуванні астенії, фізичній і психічній перевтомі, стресах, депресіях, порушеннях сну, для профілактики і лікування серцево–судинних захворювань, атеросклерозу, відновлення працездатності щитовидної залози, при підвищенні фізичного, статевого і розумового розвитку дітей, простатиту, аденомі передміхурової

залози та підвищення імунітету [143].

Унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС майже всі території, які одночасно є медоносними угіддями, потрапили під радіоактивне забруднення, що певною мірою позначилось на якості та безпеці продукції бджільництва [53].

Аналіз радіоактивного забруднення продукції бджільництва показав, що білкова продукція, така як бджолине обніжжя і перга, піддається радіоактивному забрудненню. Після аварії на Чорнобильській АЕС високу активність радіонуклідів виявлено у бджолиному обніжжі, заготовленому на територіях Київської, Житомирської та на заході Чернігівської області [49,141,142].

Водночас, необхідно відмітити і наявність у бджолиному обніжжі шкідливих речовин, таких як ^{137}Cs і ^{90}Sr . У перзі і маточному молоці вміст цих радіонуклідів вивчено недостатньо.

Відомо, що квітковий пилок, який є сировиною для виготовлення продукції бджільництва, може накопичувати у собі радіоактивні речовини у декілька десятків разів більше, ніж у навколишньому середовищі [7, 178].

Також може квітковий пилок накопичувати важкі метали. Шкідливі речовини з квітковим пилом та іншими продуктами життєдіяльності бджіл потрапляють в бджолині сім'ї, де можуть накопичуватись у високих концентраціях.

Відомо, що продукція бджільництва часто використовується як індикатор забруднення навколишнього природного середовища. Виявлено, що високий рівень важких металів у продуктах бджільництва спостерігається у зонах техногенного впливу. Відмічено, що пилок і перга порівняно з медом має вищу концентрацію важких металів. Деякі результати досліджень показують, що пилок і перга можуть містити в десятки разів більше важких металів порівняно з медом. Забруднення меду важкими металами відбувається біогенним шляхом через пилкові зерна. Концентрація важких металів у цій продукції залежить від рівня забруднення ґрунтів та

систематичної приналежності рослин. Виявлено, що концентрація кадмію у бджолиному обніжжі, виготовленому з пилку кульбаби у промисловій зоні, була вища у 1,2-3,2 рази порівняно з умовно чистою територією. Водночас встановлено помітну різницю між концентрацією важких металів у пилку кульбаби та гречки.

Високою інтенсивністю накопичення важких металів, зокрема свинцю і кадмію, виявлено у бджолиному обніжжі та перзі з соняшнику.

Встановлено, що підвищення концентрації важких металів у продукції бджільництва спостерігається на відстані до 30 км від джерела забруднення. В квітковому пилку та перзі виявлено свинець, кадмій, цинк, мідь та інші важкі метали. Стан медоносних угідь має суттєвий вплив на якість та безпеку продукції бджільництва. Сучасний стан медоносних угідь характеризується техногенним забрудненням їх шкідливими речовинами, в тому числі і важкими металами.

Медоносні угіддя включають території, на яких проростають ентомофільні культури польових і кормових сівозмін, які є основою кормової бази та сировиною для виробництва товарного меду, овочеві та баштанні культури, плодові та ягідні медоноси, медоноси лісів, парків і захисних насаджень та різнотрав'я.

Зокрема, рослини з родини айстрових накопичують меншу кількість радіонуклідів порівняно з родиною губоцвітих та розоцвітих. Серед рослин, з яких бджоли збирають нектар та пилок, найвищу інтенсивність накопичення радіонуклідів мають конюшина повзуча, чебрець та верес [5, 18].

Виявлено, що на територіях постраждалих від аварії на Чорнобильській АЕС спостерігається вища інтенсивність накопичення радіонуклідів рослинами, які ростуть на територіях лісових масивів [53]. Також спостерігаються випадки, що на даних територіях, навіть у рослинах, які відносяться до групи із низькою активністю накопичення радіонуклідів, виявляють високу їх концентрацію [48, 49]. Радіонукліди, які потрапили у навколишнє середовище під час аварії на Чорнобильській АЕС, зокрема ^{137}Cs

та ^{90}Sr , мають здатність до включення у колообіг та накопичення у продукції рослинництва, а також у продуктах переробки нектару і квіткового пилку: меді, бджолиному обніжжі, перзі та іншій білковій продукції [9, 163, 175].

Дослідженнями учених доведено, що у зоні посиленого радіологічного контролю бджолине обніжжя порівняно з медом характеризується вищим вмістом ^{137}Cs та ^{90}Sr . Аналогічна ситуація спостерігалася і в зоні добровільного відселення мешканців [78].

Квітковий пилочок забруднений радіонуклідами на більшій території, яка постраждала внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС порівняно з медом [79, 132, 157], при цьому різниця складає від 5,5 до 75 %. [12, 86].

Поряд з цим встановлено, що на територіях з щільністю забруднення ^{137}Cs 5 Кі/км² спостерігається перевищення цього радіонукліда у меді [30, 32, 36].

Інтенсивність забруднення продукції бджільництва, у тому числі і білкової, має сезонний характер. У другій половині активного сезону (серпень) виявлено вищу активність радіонуклідів порівняно з першою (травень) [5, 17, 185].

Аналіз літературних джерел показує, що інтенсивність накопичення радіонуклідів у квітковому пилку тісно пов'язана з рівнем забруднення ґрунтів. На ґрунтах з високою концентрацією радіонуклідів мігрує більше цих речовин у квітковий пилочок порівняно з ґрунтами з низьким рівнем забруднення [32].

Високою радіоактивністю характеризується квітковий пилочок, вироблений на території Полісся. Заготівля цієї продукції не бажана на даних територіях, а особливо у північних районах без радіологічного контролю [11, 18, 25, 125].

Отже, білкова продукція бджільництва, така як бджолине обніжжя, перга, гомогенат трутневих личинок, містить цілий комплекс біологічно активних речовин, кількість яких визначає цінність та використання даної сировини [94, 120].

Завдяки цьому дана продукція має широкий спектр використання як

сировина лікувально–профілактичного та харчового спрямування. Водночас, необхідно відмітити і схильність білкової продукції бджільництва, виробленої в умовах забруднення медоносних угідь радіоактивними речовинами, до накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr , у деяких випадках виявлено перевищення (ДР–1991) у кілька разів.

РОЗДІЛ 2

ОЦІНКА ІНТЕНСИВНОСТІ НАКОПИЧЕННЯ У БІЛКОВІЙ ПРОДУКЦІЇ ^{137}Cs І ^{90}Sr ЗА АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ У РОСЛИННИЦТВІ В УМОВАХ РІЗНОГО ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

2.1. Радіоекологічна оцінка продукції бджільництва

Дослідження проводили в умовах медоносних угідь м. Коростень, с. Кам'янівка Овруцького р-ну Житомирської обл. та фермерського господарства «Дзялів» с. Кам'яногірка Жмеринського р-ну, СТОВ «Агроеталон» с. Василівка Тиврівського р-ну Вінницької обл.

Дослідження забруднення квіткового пилку і продуктів його переробки (бджолиного обніжжя, перги і гомогенату трутневих личинок) ^{137}Cs та ^{90}Sr в умовах техногенного забруднення медоносних угідь та впливу агротехнічних заходів на якість даної продукції проводили протягом 2011–2015 років в умовах медоносних угідь Лісостепу та Полісся.

Визначення питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у дослідному матеріалі проводили у лабораторії випробувального центру Вінницької філії державної установи «Інституту охорони родючості ґрунтів України».

Моніторинг забруднення радіонуклідами білкової продукції бджільництва проводили з основних сільськогосподарських та лісопаркових медоносів. Квітковий пилок цих медоносів був сировиною для виробництва білкової продукції бджільництва – бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок.

При проведенні моніторингу забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr білкової продукції використовували загальноприйняті методи в екології та бджільництві. Дослідження проводились за схемою, яку наведено на рисунку 2.5.

Відбір ґрунту для радіологічних досліджень проводили методом конверту на глибині його переорювання.

Вплив інтенсивності забруднення медоносних угідь та агрохімічних заходів на питому активність та коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва



Рис. 2.5. Загальна схема досліджень

Із кожного поля було відібрано по 4 зразки ґрунту, які у поліетиленових пакетах з етикетками з вказаним номером вихідного зразка, номером поля, назви досліджуваного матеріалу та місця відбору направлялися у лабораторію. Програмою досліджень передбачалось виконання 7 польових та 7 лабораторних дослідів (табл. 2.3).

Таблиця 2.3

Програма досліджень

Нумерація досліджень	Напрямки досліджень	Кількість дослідів	
		польових	лабораторних
I	Особливості виробництва та інтенсивність забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr білкової продукції бджільництва на території Лісостепу та Полісся	3	3
II	Питома активність та коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у квітковому пилку за використання агрохімічних заходів у рослинництві	1	1
III	Питома активність та коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок за внесення під сільськогосподарські медоносні рослини калію хлористого	1	1
IV	Питома активність та коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок за вапнуванням ґрунтів сільськогосподарських медоносів	1	1
V	Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок за комплексного застосування агротехнічних заходів (вапнування ґрунтів та внесення калію хлористого)	1	1

Вивчення питомої активності та коефіцієнту накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва проводили на територіях Лісостепу і

Полісся в умовах медоносних угідь з різним рівнем забруднення радіоактивними речовинами згідно схеми (рис. 2.6). Вивчення потужності виробництва білкової продукції бджільництва на досліджуваних територіях Лісостепу і Полісся проводили шляхом обліку одержаного бджолиного обніжжя з пилку весняних та літніх медоносів, перги – з весняних, літніх та осінніх медоносів та гомогенату трутневих личинок – з літніх медоносів.

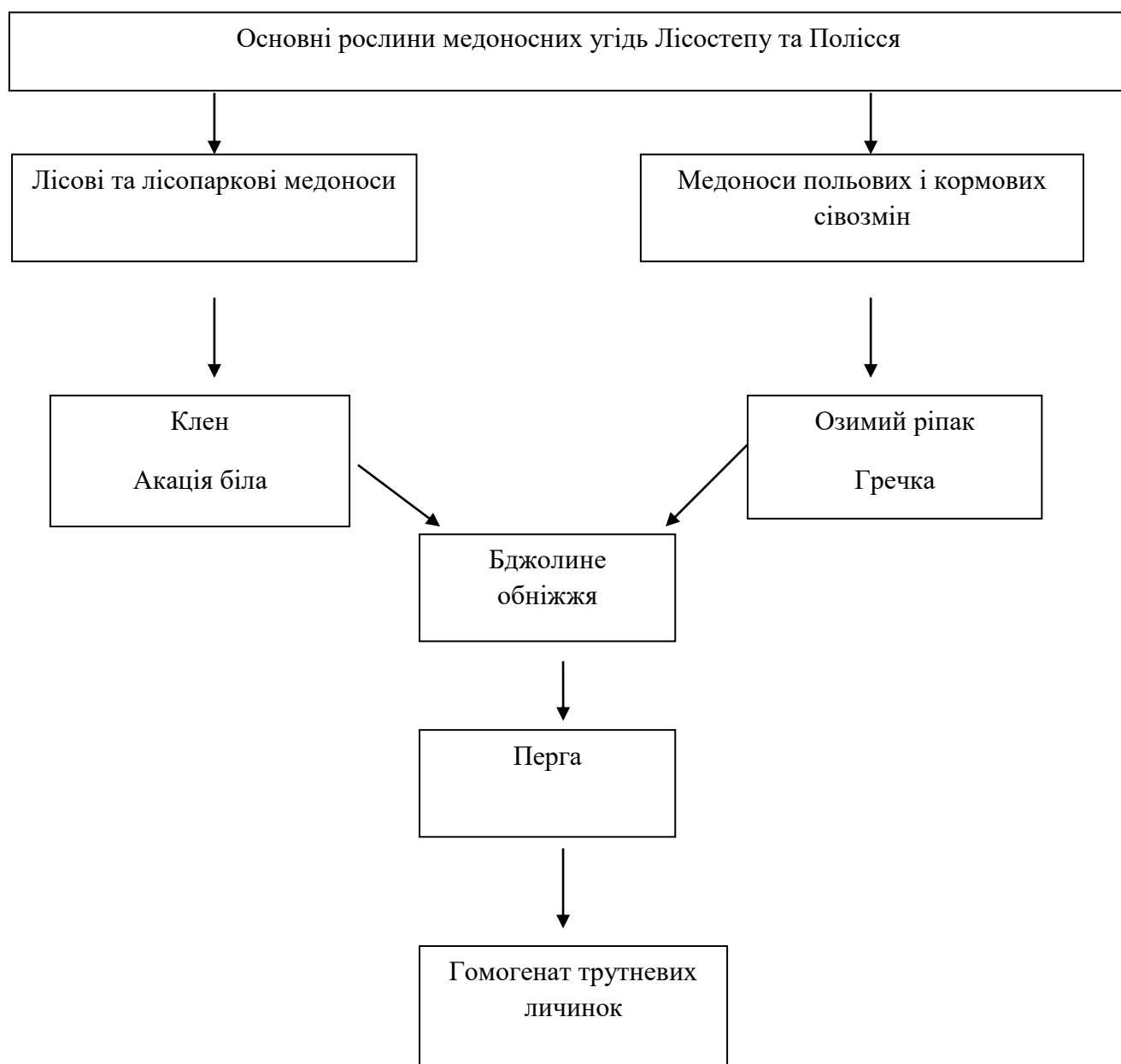


Рис. 2.6. Схема досліджень з вивчення інтенсивності забруднення білкової продукції бджільництва радіонуклідами

Подальші дослідження з вивчення впливу органо–мінеральних і мінеральних добрив та вапнування ґрунтів на питому активність ^{137}Cs , і ^{90}Sr та коефіцієнт накопичення їх у пилку кукурудзи проводили згідно схеми (рис. 2.7). Мінеральні добрива вносили: під кукурудзу – азотні (селітра аміачна) восени під оранку та весняну культивуацію (70%), решту використовували для підживлення під час вегетації із розрахунку – 100 кг/га, фосфорні і калійні добрива вносили восени під оранку, фосфорні (суперфосфат простий) – 150 кг/га, калійні (калій хлористий) – 240 кг/га, під гречку – калій хлористий із розрахунку 60 кг/га та під озимий ріпак – калій хлористий із розрахунку 90 кг/га.



Рис. 2.6.1. Схема досліджень з вивчення питомої активності та коефіцієнту накопичення радіонуклідів у пилку кукурудзи за використання агрохімічних заходів

Для вивчення впливу рН ґрунту на концентрацію радіонуклідів та коефіцієнт накопичення їх у білковій продукції бджільництва використовували медоносні угіддя з рН ґрунту від 4,5 до 7,4. Для позакореневого підживлення кукурудзи використовували Кропмакс із розрахунку 0,5 л/га, вігро–28 – із розрахунку 4,0 л/га та Ростконцентрат – із розрахунку 1,0 л/га. Вплив агрохімічних заходів на питому активність, коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва вивчали згідно схеми, відображеної на рис. 2.7. Монофлорне бджолине обніжжя одержували за допомогою пилковловлювача за способом описаним В.П. Поліщуком [98, 119].

Бджолине обніжжя відбирали попередньо створивши запас перги у гніздах з розрахунку 2–4 стільники сім'ї для однієї. Під час цвітіння основних досліджуваних медоносів, збір меду з яких перевищував 1,5–2 кг на сім'ю за день, проводили відбір обніжжя протягом 2–3 години впродовж дня. Відбір бджолиного обніжжя проводили від клінічно здорових бджолиних сімей у зоні, де не застосовували обробку рослин пестицидами. Перед початком відбору обніжжя до вулика в районі льотка, через який проникають бджоли у гніздо, з вуликів знімали прильоткові дощечки та льоткові засови. На їх місце прикріплювали корпус пилковловлювача без робочої решітки для адаптації бджіл. На третю добу у корпус пилковловлювача встановлювали робочу решітку і лоток для обніжки. Бджолине обніжжя з лотком відбирали кожної доби протираючи їх насухо. Після відбору бджолине обніжжя поміщали в емальоване відро. Зібране обніжжя доставляли на місце обробки і проводили просушування. Для цього його розсипали тонким шаром (близько 2 см) у добре провітрюваному приміщенні щоб частково видалити вологу. Після тимчасової просушки проводили відбір обніжки тільки з певного медоносу, видаливши з неї кокони, грудочки зіпсованої перги та мертві бджоли. Від даних домішок обніжжя очищали за допомогою спеціальних решіток та провіюванням. Очищене бджолине обніжжя піддавали кінцевій просушці у термостаті за $t^0 40^0\text{C}$ до вмісту у ньому вологи 8%.

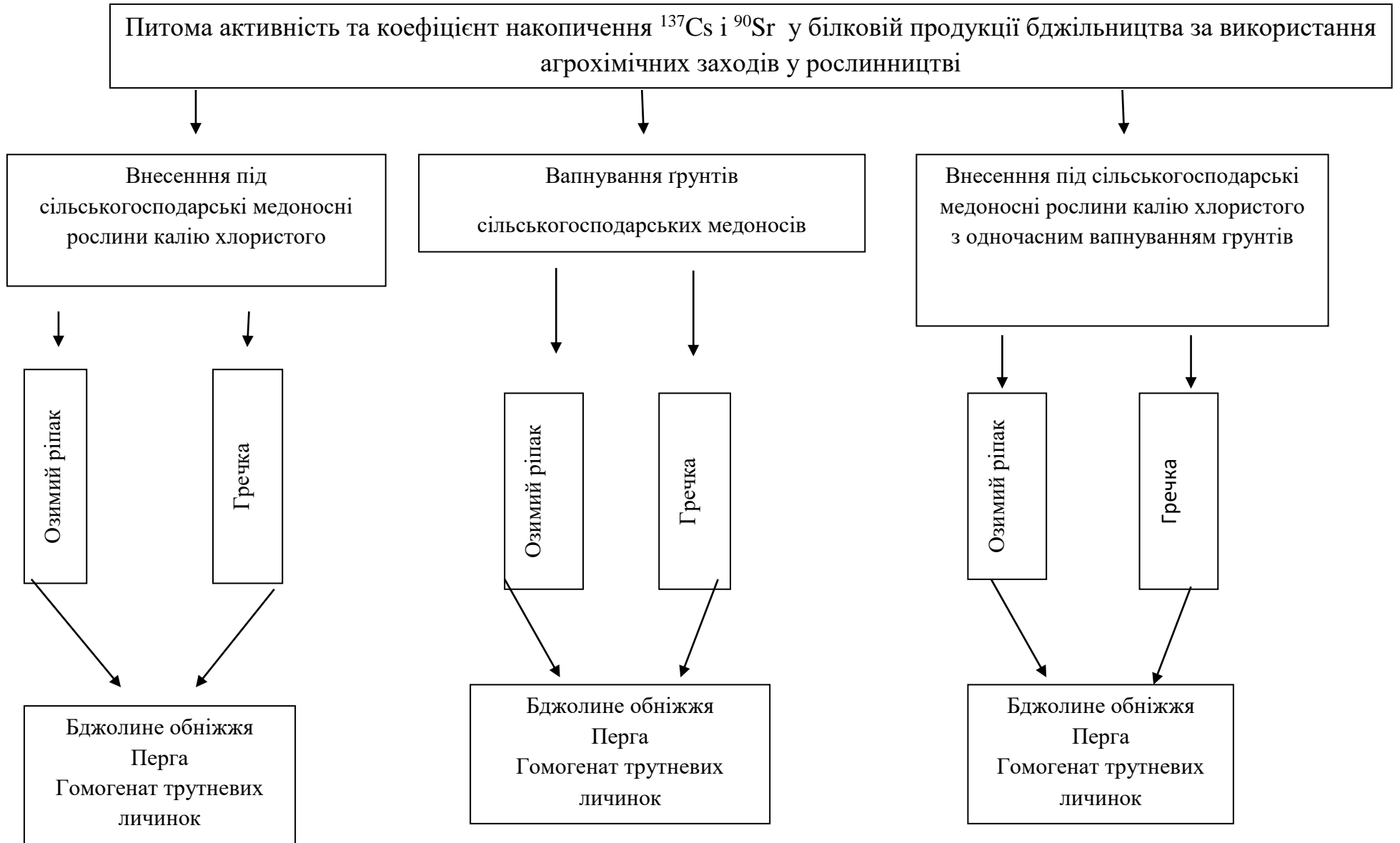


Рис. 2.8. Схема досліджень з вивчення питомої активності та коефіцієнту накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за використання агрохімічних заходів

Якість досліджуваного бджолиного обніжжя відповідала основним органолептичним стандартним вимогам, які відображені у таблиці 2.4.

Таблиця 2.4

**Вимоги до якості квіткового пилку (бджолиного обніжжя)
(ДСТУ 3127-95)**

Показники	Характеристика
<i>Органолептичні</i>	
Колір	Коричневий, жовтий, оранжевий, пісочний, зелений, оливково–зелений, палевий, сірий, чорний, фіолетовий з переважанням того чи іншого кольору
Зовнішній вигляд	Розсипчаста зерниста маса, розмір окремих грудочок близький до розмірів зерна проса. Домішка обніжжя, що розпалося на окремі часточки до розміру пилкових зернин, має бути не більше 1–5 % маси проби
Консистенція	Грудочки тверді, пальцями не розминаються, при надавлюванні твердим предметом розплющуються або частково кришаться
Запах	Специфічний, пряний, характерний для обніжжя. Кислий (перговий) запах не допускається
Смак	Пряний, солодкуватий, може бути гіркуватим або злегка кислуватим
Наявність мінеральних домішок	При розжовуванні обніжжя не повинен відчуватися хрускіт на зубах
Ураженість пліснявою, личинками молі та іншими комахами	Не допускається

Колір бджолиного обніжжя відповідав певному виду медоносних рослин, зокрема бруднувато – жовтий – гречці та лимонно – жовтий – озимому ріпаку.

Обніжжя мало вигляд розсипчастої маси грудочок пилку розміром 16–20 мг, які не піддавались подрібненню пальцем. Запах бджолиного обніжжя був характерним цьому виду продукції. За смаком воно було солодкувате з гіркуватим присмаком. Пошкодження плісневим грибок відсутнє.

Вологість обніжки після просушування становила 8 %.

Для вивчення питомої активності та коефіцієнта накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за проведення агрохімічних заходів у рослинництві використовували монофлорний пилок.

Відбір зразків із загальної партії монофлорного обніжжя проводили методом точкових проб, потім його поміщали у поліетиленові герметично закриті пакети та нумерували.

Відбір перги проводили способом, описаним О. Д. Комісаром [71], з елементами удосконалення нами деяких технологічних операцій. Відбір поліфлорної перги проводили по закінченню цвітіння вивчаємого медоносу.

Відомий спосіб виробництва перги включав відбір з бджолиного гнізда стільників з пергою, їх скарифікацію, просушку за температури $+40^{\circ}\text{C}$, проморожування за $t^0 - 4^{\circ}\text{C}$, механічне подрібнення та відділення її від воскових залишків.

Запропонований нами елемент у технології відбору перги включав додаткову операцію, яка передбачала видалення покривного меду з пергових стільників перед скарифікацією, що покращувало відокремлення коконів та воскових залишків від перги.

Відібрані стільники з пергою піддавали обсушці бджолам. Із стільників з пергою бджоли забирали весь мед, у тому числі і з комірок де перга. Наступні операції одержання перги проводили згідно існуючої технології. Після цього методом точкових проб від загальної партії перги відбирали зразки для радіологічних досліджень.

Технологію одержання гомогенату трутневих личинок проводили за методом описаним В.П. Поліщуком [119], яка включала: підготовку бджолиних сімей, нарощування їх сили вирощення трутневих личинок, відбір трутневих личинок та їх переробка.

Основною технологічною операцією у підготовці бджолиних сімей для виробництва трутневих личинок, є нарощування сили сім'ї, що включає розширення бджолиних гнізд.

За розширення бджолиного гнізда додавали два відбудованих стільники, розміщуючи їх між останньою рамкою з розплодом і «покривним» стільником. Сильним сім'ям ставили у гніздо одночасно по 3–4 стільники. У період цвітіння основних медоносів бджолині гнізда розширювали штучною вощиною.

Протягом сезону проводили регулювання ширини льотків. Рано навесні за відсутності медозбору ширина льотків була у межах 2–5 см залежно від сили сім'ї. З настанням весняного взятку льотки розширювали, а із припиненням – знову звужували.

Відбір стільників із трутневими личинками проводили на 10 у добу від моменту відкладання маткою трутневих яєць, тобто у семиденний період життя личинки.

Вилучення трутневих личинок із стільників проводили шляхом центрифугування їх на медогонці не пізніше однієї години після відбирання стільників із гнізда. Одержану гомогенну масу проціджували через капронову сіточку, поступово охолоджували (0° – 6°C).

Відбір бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок для досліджень від дослідних і контрольних сімей проводили одночасно.

Бджолині сім'ї для дослідження відбирали за принципом груп–аналогів шляхом підбору наступними показниками: походження, сила сім'ї, наявність вуглеводного і білкового корму, вік бджолиних маток. Умови утримання та догляду за бджолиними сім'ями дослідних і контрольних груп були однаковими.

Розвиток бджолиних сімей оцінювали за кількістю вирощеного розплоду за допомогою рамки–сітки. Облік проводили через кожні 12 діб.

Бджолині сім'ї піддослідних груп утримували на пасічних точках, відстань між якими становила більше 5 км. Бджолині сім'ї контрольної групи були задіяні для одержання бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок на територіях сільськогосподарських угідь без застосування агрохімічних заходів: вапнування ґрунтів і внесення мінеральних добрив. Дослідні бджолині сім'ї брали участь у виробництві білкової продукції бджільництва на територіях медоносних угідь із застосуванням вапнування ґрунтів та внесення калійних добрив.

За вивчення економічної ефективності виробництва білкової продукції бджільництва враховували тільки ті витрати, які відносились до бджільництва.

Відбір ґрунту проводили методом конверту, а бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок – методом точкових проб

Ботанічне походження бджолиного обніжжя проводили за такими показниками як колір та форма пилкових зерен.

При формуванні бджолиних сімей–аналогів проводили оцінювання біологічних показників бджіл: довжина хоботка, ширина третього тергіту, кубітальний індекс, забарвлення бджіл, агресивність, печатка меду, схильність до роїння, зимостійкість, за методикою В. В. Алпатова.

Силу бджолиних сімей визначали за кількістю вуличок, зайнятих бджолами, виходячи з того, що у вуличці (простір між двома стільниками) міститься 200–250 г бджіл, або 2–2,5 тис. бджолиних особин.

Зимостійкість бджолиних сімей визначали у відсотках за різницею кількості вуличок бджіл після зимового періоду та перед початком зимівлі до кількості вуличок бджіл восени.

Кількість вуглеводного корму (меду) визначили візуальним шляхом, виходячи з того, що у стандартному запечатованому з обох боків стільнику розміром 435×300 мм міститься 3,5–4,0 кг меду, а перги – 1,5 кг.

Довжину хоботка, ширину третього тергіта, кубітального індексу визначали за допомогою бінокулярного мікроскопу МБС-1 та окуляр-мікрометра, що є окуляром, у який вкладена кругла скляна пластинка. На цю пластинку нанесена шкала в 100 ділень. Зразок установлювали на предметний столик мікроскопа під окуляр-мікрометр. Визначали, яка кількість ділень окуляр-мікрометра покриває відстань між точками проміру. Довжину хоботка вимірювали за відстанню між кінчиком хоботка та основою підборіддя, ширину третього тергіта – за відстанню між виступами.

Кубітальний індекс обчислювали у відсотках. Для цього брали проміри сторін третьої кубітальної комірки переднього крила, результати промірів меншої сторони ділили на результати промірів більшої сторони та множили на 100.

Дискоїдальне зміщення визначали за допомогою стереомікроскопа. Для цього шкалу з поділками окуляр-мікрометра стереомікроскопа суміщали з осью лінією радіальної комірки переднього крила бджоли. При цьому перпендикулярно шкалі лінія повинна проходити через точку С – пересічення найдовшої жилки кубітальної комірки з нижньою жилкою радіальної комірки. Якщо лінія проходить через точку С – дискоїдальне зміщення нульове. Якщо відхиляється вліво – зміщення позитивне (+), при відхиленні вправо – зміщення негативне (-).

Визначення ^{90}Sr проводили оксалатним методом, який заснований на власності елементів II і III аналітичних груп при взаємодії зі щавлевою кислотою утворювати оксалати – нерозчинні у воді солі, на відміну від елементів інших груп. При осадженні з кислотного розчину проби оксалатів, в які входять ^{90}Sr і його дочірній елемент ^{90}Y , можна відокремити їх від елементів інших груп. При цьому ^{137}Cs і розчинні оксалати інших металів залишаються у розчині, що являється досить важливим фактором. Потім ітрій і лантан, що входять в III аналітичну групу елементів, відокремлюють від стронцію, кальцію та інших елементів III групи осадженням їх безвуглецевим розчином аміаку у вигляді нерозчинних у воді гідроксидів

ітрію і лантану, що являється основним фактором у даній методиці. Для формування осаду гідроксидів перед внесенням аміаку до розчину додають солі, марганцю, заліза (III) і перекис водню. Перекис водню необхідний для перекладу іонів Fe^{3+} і Mn. При цьому з рихлим осадом гідроксидів заліза і марганцю будуть осідати ^{90}Y , ^{210}Pb , ^{238}U , ^{232}Th , і деякі інші радіонукліди, а ^{90}Sr залишається у розчині. Таким чином відбувається відділення ^{90}Sr від ^{90}Y , і з цього моменту весь утворений ітріій буде продуктом розпаду ^{90}Sr , виділеного у ході аналізу. Через 14 днів, тобто після закінчення п'яти періодів напіврозпаду, ^{90}Y (64 год.) наступить у рівновагу: кількість розпавшого ^{90}Y буде заповнюватись за рахунок розпаду ^{90}Sr . Після цього знову проводять поділ радіонуклідів і за активністю ітрію оцінюють активність стронцію-90 у пробі.

Активність ^{137}Cs у вимірній пробі розраховують, використовуючи отриману площу фотопіка, за такою формулою:

$$A_i = (N_n - N_{\text{фi}}) / m E_{\text{ф}} K_{\gamma} t,$$

де A_i – питома активність його ізотопу в пробі; t – час вимірювання; N_n – площа відповідного йому піку; $N_{\text{фi}}$ – фон ($N_{\text{фi}} = 0$); m – маса зразка; $E_{\text{ф}}$ – ефективність реєстрації ізотопу (визначається експериментально при градуюванні спектрометра).

$E_{\text{ф}}$ – відношення кількості імпульсів, зареєстрованих в піку повного поглинання його ізотопу до кількості розпадів даного нукліда в пробі. Відносну похибку визначення активності радіонукліда в зразку визначають за формулою:

$$\eta = \sqrt{(n - 1) N_z - n N_n} / N_n,$$

де, n – кількість каналів, що припадають на фотопік ($m_2 - m_1 + 1$); η – відносна статистична похибка визначення активності; N_z – інтеграл зареєстрованого числа імпульсів від певної активності радіонукліда в вимірюваному зразку; N_n – площа фотопіка від обумовленого радіонукліда, що міститься в вимірюваному зразку .

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у бджолиному обніжжі, перзі та

гомогенаті трутневих личинок визначали за формулою:

$$K_n = \frac{\text{питома активність радіонуклідів у продукції, Бк/кг}}{\text{питома активність радіонуклідів в ґрунті, Бк/кг}}$$

Одержані результати досліджень обробляли, використовуючи загальноприйняті статистичні методи та методики із визначенням критерію вірогідності [72].

Для цього вираховували середні арифметичні величини (M), середню квадратичну похибку (m) та достовірність різниці між середніми величинами (критерій p) (Кононенко В.К., Ібатуллин І.І., Патров В.С., 2000). Для показу ймовірності в таблицях прийняті умовні позначення: $p < 0,05$; $p < 0,01$; $p < 0,001$, у роботі відповідно позначені зірочками (*, **, ***).

РОЗДІЛ 3

ОСОБЛИВОСТІ ВИРОБНИЦТВА ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА НА ТЕХНОГЕННО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ УКРАЇНИ

3.1. Виробництво продукції бджільництва в Україні та інтенсивність забруднення її ^{137}Cs і ^{90}Sr в умовах техногенного навантаження на нектаропилконосні угіддя в умовах Лісостепу та Полісся

Якість, як категорія, стала національною ідеєю розвинених країн світу. Стосується це будь-якої продукції, послуг, соціального забезпечення, всіх сфер діяльності людини в цілому. Саме високі вимоги до якості і їх дотримання забезпечує домінування продукції розвинених країн на світовому ринку, їхню безпеку, конкурентоздатність і дозволяє відігравати провідну роль у світовому розподілі праці [2].

Дана теза повністю стосується продуктів харчування, у тому числі продукції бджільництва [1,2]. Варто зазначити, що мед є одним з найбільш часто фальсифікованих харчових продуктів, оскільки ціни на нього в 5-10 раз вищі, ніж на цукор та інші підсолоджувачі, тому його якість і безпечність відносяться до національних пріоритетів будь-якої держави. Білкова продукція, зокрема бджолине обніжжя та перга, є основним джерелом корму для бджіл. Білковий корм забезпечує бджіл амінокислотами, жиром, вітамінами, мінеральними речовинами, цукрами та іншими життєво-необхідними біологічно активними речовинами. Недостатнє забезпечення бджолиних сімей білковим кормом негативно впливає на їх розвиток та продуктивність. Відомо, що одна бджолина сім'я за сезон споживає до 20 кг білкового корму. Надлишок від потреби бджолиної сім'ї у даному кормі використовується як товарна продукція. За достатнього забезпечення бджолиних сімей медоносами та пилконосами можна одержати у середньому 3-4 кг товарної продукції. Кількість одержаного білкового корму

(бджолиного обніжжя та перги) залежить від багатьох факторів, зокрема від сили бджолиної сім'ї, потужності медоносної бази, періоду та тривалості цвітіння медоносних рослин, природно-кліматичних умов та ін.

Результати досліджень з вивчення потужності медоносної бази показали, що в умовах медоносних угідь Лісостепу за весь активний сезон було вироблено товарного бджолиного обніжжя на 32,7 % більше, порівняно з Поліссям (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Виробництво поліфлорного бджолиного обніжжя, кг (n=10)

Номер бджолиної сім'ї	Медоноси		
	весняні	літні	осінні
28	<u>2,3</u>	<u>0,7</u>	
15	1,2	1,1	–
10	<u>2,5</u>	<u>0,5</u>	–
11	1,4	1,0	
23	<u>1,8</u>	<u>0,4</u>	–
7	2,0	0,8	
15	<u>2,7</u>	<u>1,0</u>	–
42	1,1	0,7	
7	<u>1,3</u>	<u>0,6</u>	–
23	1,3	1,1	
41	<u>2,8</u>	<u>0,5</u>	–
25	1,4	0,6	
20	<u>2,9</u>	<u>0,5</u>	–
11	1,6	0,6	
14	<u>2,7</u>	<u>0,8</u>	–
10	1,2	0,6	
19	<u>2,6</u>	<u>0,9</u>	–
9	1,7	1,2	
17	<u>2,2</u>	<u>1,0</u>	–
5	1,8	0,6	
Разом	<u>23,8</u>	<u>7,1</u>	–
	14,7	8,6	

Примітка: тут і надалі *Чисельник – Лісостеп; *Знаменник – Полісся

У середньому за пасічницький сезон в умовах досліджуваних медоносних угідь Лісостепу від однієї бджолої сім'ї вироблено бджолиного обніжжя 2,38 кг, тоді як на території Полісся – 1,47 кг.

Кількість виробленої перги в умовах медоносних угідь Лісостепу була більшою на 52,6 %, порівняно з виробництвом аналогічної продукції на території Полісся (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Виробництво перги, кг (n=10)

Номер бджолої сім'ї	Медоноси		
	весняні	літні	осінні
21	$\frac{2,1}{1,2}$	$\frac{1,1}{0,7}$	–
17			–
52	$\frac{1,7}{1,3}$	$\frac{0,8}{0,4}$	$\frac{1,1}{-}$
4			–
37	$\frac{1,8}{1,1}$	$\frac{0,5}{-}$	–
3			–
54	$\frac{1,7}{1,4}$	$\frac{0,4}{0,5}$	$\frac{0,8}{-}$
16			–
18	$\frac{2,0}{1,5}$	$\frac{0,5}{1,1}$	$\frac{0,5}{-}$
31			–
9	$\frac{2,1}{1,6}$	$\frac{0,7}{0,5}$	$\frac{0,4}{-}$
33			–
11	$\frac{1,3}{2,1}$	$\frac{1,1}{0,9}$	$\frac{0,5}{-}$
37			–
25	$\frac{1,2}{1,3}$	$\frac{-}{0,7}$	–
27			–
57	$\frac{1,4}{1,1}$	$\frac{1,1}{0,6}$	–
29			–
8	$\frac{2,3}{0,8}$	$\frac{1,5}{0,8}$	$\frac{1,3}{-}$
41			–
Разом	$\frac{17,6}{13,4}$	$\frac{7,7}{6,2}$	$\frac{4,6}{0}$

На території Лісостепу 77,0% товарного бджолиного обніжжя одержано з весняних медоносів, 23,0% – з літніх. На території Полісся з весняних медоносів одержано 63,0% товарного бджолиного обніжжя і 37,0% – з літніх. Аналіз виробництва гомогенату трутневих личинок показав, що в умовах медоносних угідь Лісостепу його було одержано на 35,1% більше у порівнянні з територією Полісся (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Виробництво гомогенату трутневих личинок, кг (n=10)

Номер бджолиної сім'ї	Медоноси		
	весняні	літні	осінні
61	відсутнє	<u>0,277</u>	відсутнє
51		0,170	
62	– // –	<u>0,235</u>	– // –
55		0,230	
66	– // –	<u>0,250</u>	– // –
79		0,340	
67	– // –	<u>0,273</u>	– // –
77		0,280	
93	– // –	<u>0,320</u>	– // –
88		0,310	
94	– // –	<u>0,340</u>	– // –
84		0,270	
95	– // –	<u>450</u>	– // –
63		310	
97	– // –	<u>0,400</u>	– // –
66		0,270	
77	– // –	<u>0,288</u>	– // –
1		0,300	
78	– // –	<u>0,450</u>	– // –
72		0,150	
Разом		<u>3,283</u> 2,430	

Порівнюючи кількість виробленого бджолиного обніжжя по періодах заготівлі протягом активного сезону бджіл, необхідно відмітити, що на території Лісостепу порівняно з Поліссям з весняних медоносів вироблено на 61,9 % більше, а з літніх, навпаки, менше – на 17,5%.

У середньому за весь період активного сезону на території Лісостепу від однієї бджолиної сім'ї вироблено 2,99кг перги, а на території Полісся – 1,96кг. В умовах медоносних угідь Лісостепу 59,0% перги одержано з весняних медоносів, 25,7 % – з літніх та 15,3 % – з осінніх. В той же час на території Полісся 68,4% перги вироблялось з весняних медоносів та 31,6% – з літніх. Необхідно також відмітити, що в умовах медоносних угідь Лісостепу вироблено перги з весняних медоносів на 31,3%, а з літніх – на 24,2 % більше порівняно з територією Полісся. З осінніх медоносів в умовах медоносних угідь Лісостепу одержано 15,4% перги, тоді як на території Полісся така можливість одержання товарної продукції відсутня.

У середньому за сезон від однієї бджолиної сім'ї в умовах Лісостепу вироблено 328,3 г гомогенату трутневих личинок, а на території Полісся – 243 г. Більш сприятливим періодом для виробництва гомогенату трутневих личинок були, як на території Лісостепу так і Полісся був під час цвітіння літніх медоносів. Аналіз виробництва білкової продукції за весь сезон показав, що у середньому на одну бджолину сім'ю на території Лісостепу вироблено більше бджолиного обніжжя на 32,6 %, перги – на 29,1 % та гомогенату трутневих личинок – на 35,0 % порівняно з аналогічними показниками Полісся (рис 3.1).

Технологія виробництва бджолиного обніжжя передбачає відбір частини бджолиного обніжжя за допомогою пилковловлювача протягом певного часу. Частина льотних бджіл з пилком затримується довше біля льотків у зоні робочої решітки, а також можна спостерігати їх травмування. Як правило, реакція бджіл на зменшення надходження квіткового пилку у гнізда може супроводжуватися зменшенням інтенсивності вирощування розплоду, що сповільнює їх розвиток та виробництво товарної продукції.

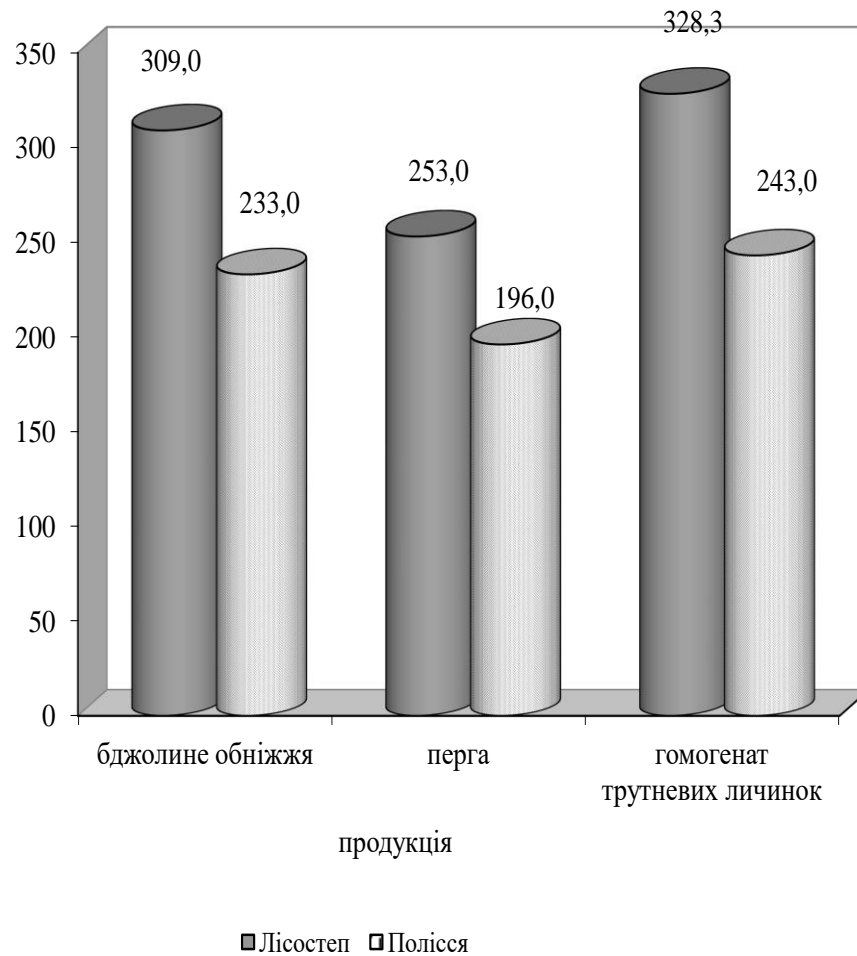


Рис. 3.1. Виробництво білкової продукції за сезон, у середньому на одну бджолину сім'ю, г

За виробництва перги не спостерігається зниження надходження у гнізда обніжки, а видалення її у законсервованому вигляді проводять після закінчення цвітіння відповідних видів пилконосів та достатнього накопичення у гнізді даного корму. У зв'язку з цим можна припустити, що виробництво товарної перги може мати менший вплив на розвиток бджолиних сімей у порівнянні з відбором бджолиного обніжжя.

Одержані результати досліджень з вивчення впливу відбору перги на розвиток бджолиних сімей показали, що сім'ї, від яких відбирали дану продукцію, виростили більше розплоду, ніж їх аналоги, що були задіяні на виробництві бджолиного обніжжя (табл. 3.4).

Зокрема, на території Лісостепу бджолині сім'ї, від яких виробляли пергу, виростили за обліковий період на 14,8 % ($p < 0,001$) більше розплоду, а

на території Полісся кількість вирощеного розплоду збільшилась на 11,8 % ($p < 0,001$).

Таблиця 3.4

Розвиток бджолиних сімей після виробництва товарної білкової продукції ($M \pm m, n=5$)

Група бджолиних сімей	Територія	Вид виробленої продукції	Номер бджолиної сім'ї	Кількість розплоду, см ²			Разом за обліковий період
				03.08.12	15.08.12	27.08.12	
I	Лісостеп	Бджолине обніжжя	17	7275	8375	6325	21975
			23	7929	8457	6015	22401
			41	7132	8112	5935	21179
			15	6991	7830	6017	20838
			6	6829	7970	6222	21021
У середньому по групі				7231± 118,9	8148± 118,5	6102± 73,0	21482± 300,5
II		Перга	8	8215	9250	7825	25290
			21	8321	9371	7305	24997
			37	7734	9218	6925	23881
			18	7892	8791	7820	24503
	27		8022	9305	7301	24628	
У середньому по групі			8036± 106,1	9187± 102,3	7435± 172,5	24659,4 ± 239,0** *	
I	Полісся	Бджолине обніжжя	7	6234	5157	4230	15621
			23	5230	3232	2750	11212
			11	5170	3125	2135	10430
			10	6250	3075	1893	11218
			9	4390	4174	2320	10884
У середньому по групі				5454± 353,9	3752± 404,5	2665± 415,4	11873± 947,9
II		Перга	41	6230	5035	3720	14985
			37	6241	4831	2800	13872
			31	5250	3178	3150	11578
			3	5670	4032	3036	12738
	17		5320	4930	2920	13170	
У середньому по групі			5742± 213,6	4401± 353,4	3125± 159,7	13268,6 ± 568,3** *	

На території Лісостепу бджолиними сім'ями, від яких відбирали бджолине обніжжя, було вирощено на 9609 см², або на 80,9% більше розплоду у порівнянні з Поліссям. Від бджолиних сімей, які були задіяні на виробництві товарної перги, на території Лісостепу було одержано на 11390,8 см², або на 46,3% більше розплоду, ніж на території Полісся.

Отже, виробництво перги, за умови достатнього накопичення її у гнізді бджолиних сімей, має менший вплив на інтенсивність вирощування розплоду порівняно з виробництвом бджолиного обніжжя.

За результатами проведених досліджень з вивчення впливу виробництва товарної білкової продукції (бджолиного обніжжя, перги) на зимостійкість бджолиних сімей виявлено, що на території Лісостепу у бджолиних сім'ях, від яких заготовляли пергу, зимовий відхід бджіл був менший, порівняно з сім'ями, які були задіяні на виробництві бджолиного обніжжя, на 0,8 % (табл. 3.5).

Подібна тенденція спостерігалась і на території Полісся. Відхід бджіл протягом зимівлі у бджолиних сім'ях, від яких відбирали пергу, був нижчим на 4,5 % у порівнянні з їх аналогами, які були задіяні на виробництві бджолиного обніжжя.

На території Лісостепу, порівняно з Поліссям, відхід бджіл за зимовий період у бджолиних сім'ях, які приймали участь у виробництві товарного бджолиного обніжжя був меншим на 5,6%, а за виробництва перги – на 2,0%. У ході проведення досліджень нами було удосконалено операції одержання перги (патент на корисну модель №80878). Технологія відомого способу одержання перги включає відбір бджолиних стільників з пергою, сушку їх за t° 40 °С, проморожування до t° 4 °С, видалення перги з стільників шляхом механічного подрібнення та очищення. Недоліком відомого способу є те, що у виробленій перзі через вміст покривного меду, залишається деяка частина коконів, у яких висока активність радіонуклідів, що понижує якість даної продукції. Причиною цього є наявність у перзі меду, яким бджоли заливають комірки з пергою (покривний мед), що ускладнює видалення з неї вологи та

затрудняє відокремлення від неї коконів.

Таблиця 3.5

Стан зимівлі бджолиних сімей ($M \pm m$, $n=5$)

Група	Територія	Вид виробленої продукції	Номер бджолиної сім'ї	Сила бджолиних сімей (кількість вуличок, шт.)		Відхід бджіл за зимовий період, %
				перед зимівлею	після зимівлі	
I	Лісостеп	Бджолине обніжжя	17	7,5	6,5	26,6
			23	6,0	5,5	8,3
			41	8,0	7,5	12,5
			15	7,5	7,0	6,7
			6	6,0	5,0	16,6
У середньому по групі				$7,0 \pm 0,41$	$6,3 \pm 0,41$	$10,0 \pm 3,56$
II		Перга	8	6,5	6,0	9,1
			21	8,0	7,0	12,5
			37	7,5	7,0	6,6
			18	7,5	6,5	13,3
	27		7,0	7,0	7,0	
У середньому по групі			$7,3 \pm 0,25$	$6,7 \pm 0,19$	$9,1 \pm 1,38$	
I	Полісся	Бджолине обніжжя	7	6,5	5,5	23,0
			23	5,5	4,5	18,2
			11	7,0	6,0	14,3
			10	7,5	6,0	33,3
			9	5,5	5,0	18,2
У середньому по групі				$6,4 \pm 0,40$	$5,4 \pm 0,27$	$15,6 \pm 3,28$
II		Перга	41	4,5	4,0	11,1
			37	8,0	7,5	6,2
			31	7,5	7,5	0
			3	6,5	4,5	31,0
	17		5,0	4,5	10,0	
У середньому по групі			$6,3 \pm 0,68$	$5,6 \pm 0,78$	$11,1 \pm 5,2$	

В удосконаленій нами технології мед, який знаходиться у комірках зверху перги, видаляється шляхом обсушки бджолами стільника.

Суть запропонованого нами способу виробництва перги полягає у тому, що стільник з пергою перед температурною обробкою сушіння при

40 С поміщають у спеціальний ящик чи пустий вулик поза пасічним точком. Бджоли у період підтримуючого медозбору чи його відсутності у пошуках корму видаляють із стільників покритий пергою мед.

Удосконалений спосіб одержання перги дає можливість ефективніше висушити її від меду та зменшити у ній кількість коконів та невоскових залишків, що знижує питому активність радіонуклідів у даній продукції.

Результати досліджень порівняльної оцінки питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у перзі за виробництва відомим та запропонованим способами показали, що удосконалення технології виробництва перги знижує у даній продукції питому активність ^{137}Cs на 7,7 % та ^{90}Sr – на 10,0 % (рис. 3.2).

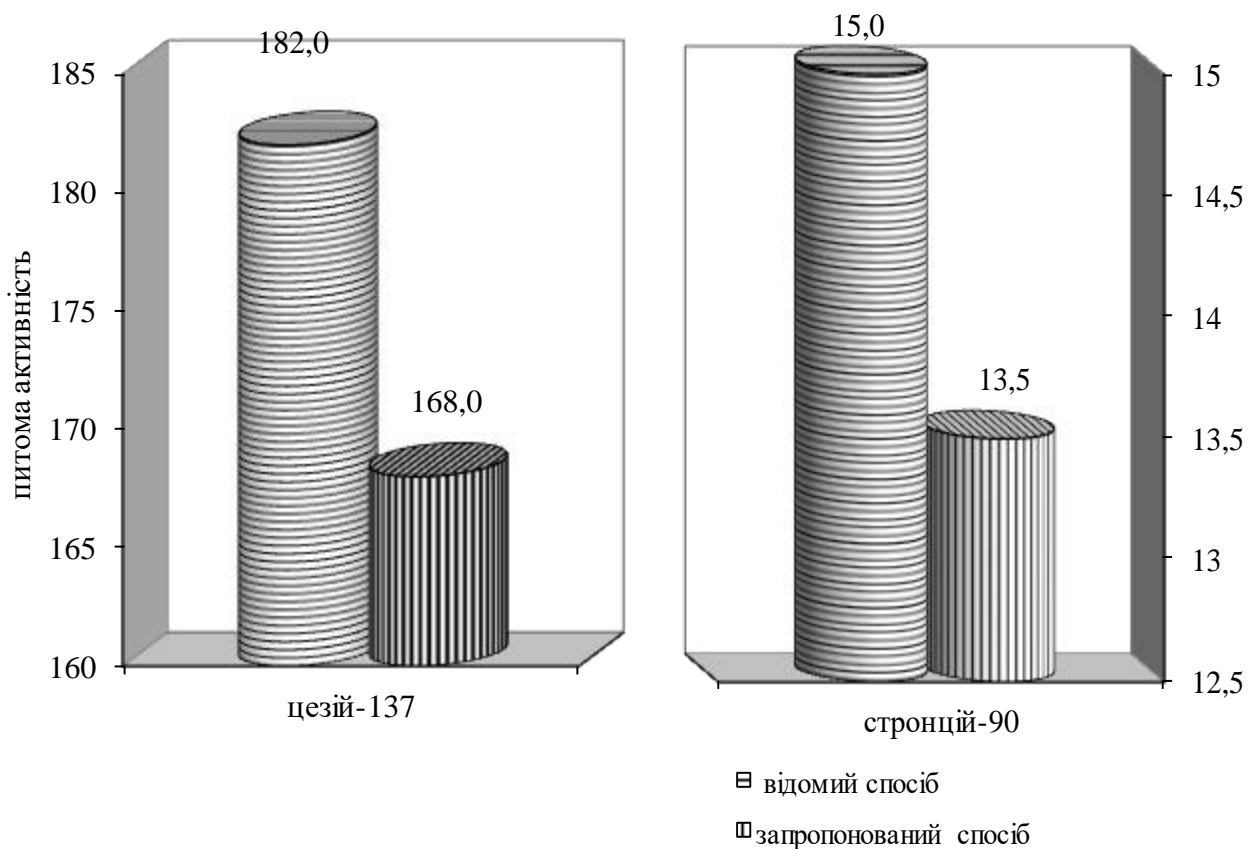


Рис. 3.2. Порівняльна оцінка питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у перзі за виробництва відомим та запропонованим способом, Бк/кг

Позитивно позначилось на зниженні забруднення радіонуклідами перги і якість бджолиного гнізда, яка залежить від кількості вирощених у стільниках генерацій бджіл, що супроводжується накопиченням

неперетравних залишків личинкового корму та коконів.

Зокрема, у перзі, яка заготовлялась бджолами у стільниках, в яких було вирощено до 5 генерацій бджіл, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була нижча у порівнянні з аналогічною сировиною, одержаною із стільників, в яких вирощено від 10 до 15 генерацій бджіл, відповідно на 7,1 % і 4,2 та 9,3 і 11,5 % відповідно (рис. 3.3).

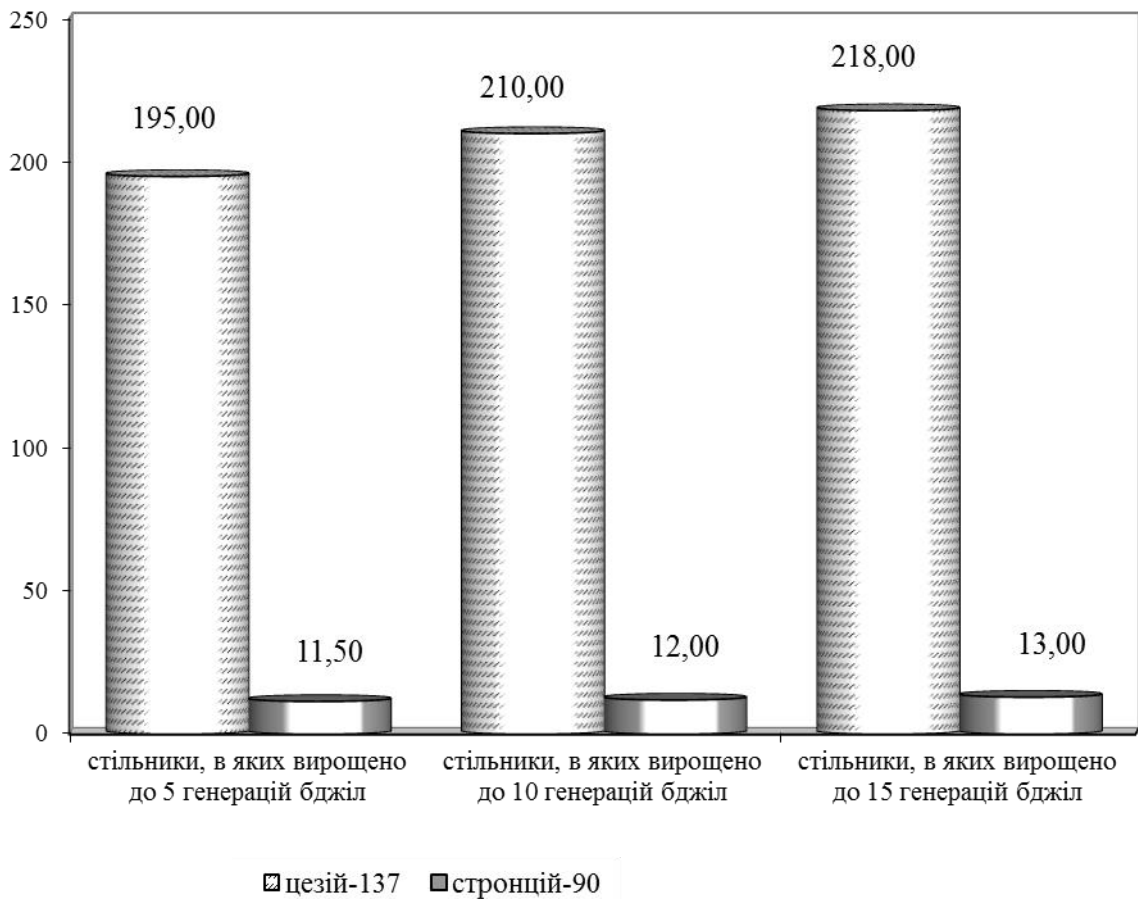


Рис. 3.3. Питома активність радіонуклідів у перзі в залежності від терміну використання стільника, Бк/кг

Узагальнюючи результати досліджень даного підрозділу, необхідно відмітити, що найбільш привабливою за виробництва білкової продукції бджільництва є перга. виробництво якої має менший негативний вплив на життєдіяльність бджолиних сімей, зокрема на розвиток і зимостійкість.

Застосування удосконаленої нами технології виробництва перги дає можливість підвищити її якість.

Внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС радіоактивне забруднення

створило на деяких територіях України певні проблеми у сільськогосподарському виробництві, у тому числі і бджільництві.

Аварія призвела до забруднення біля 53,5 тис. км² території України. Під радіоактивне забруднення потрапили і медоносні угіддя, які є джерелом квіткового пилку, з якого бджоли виробляють білкову продукцію, зокрема бджолине обніжжя, пергу та іншу продукцію. Дана продукція завдяки своїм харчовим та лікувальним властивостям широко використовується серед населення. Використання продукції бджільництва у харчуванні населення та медичній практиці вимагає уважного ставлення до її якості, вимоги до якої постійно підвищуються. Дані щодо допустимих рівнів (ДР–2006) питомої активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr у продукції бджільництва, у тому числі і білковій, знизилась у три рази порівняно з ДР–1991. Тому потребує постійного моніторингу міграція радіонуклідів у системі ґрунт → продукція рослинництва → продукція бджільництва.

Міграційні процеси радіонуклідів у системі ґрунт → рослина → продукція рослинництва залежать від багатьох факторів, зокрема від типу, рівня зволоження, інтенсивності забруднення, кислотності ґрунту, наявності у ньому мікро– і макроелементів, виду рослин та ін.

Характеризуючи літературні дані про стан ґрунтів медоносних угідь на досліджуваних територіях Лісостепу та Полісся необхідно відмітити деякі відмінності та особливості їх забруднення радіоактивними речовинами.

Так, медоносні угіддя Полісся розташовані переважно на дерново–підзолистих ґрунтах, загальна територія яких складає до 60%, найбільшу частку серед яких займають слабо і середньо підзолисті ґрунти – до 92%. Вміст гумусу у цих ґрунтах становить від 1,0 до 2,0%, рН – ґрунту від 5 до 5,6. Окрім цього, медоносні угіддя Полісся мають дерново–підзолисті ґрунти з вмістом гумусу від 0,9 до 1,9%, які дуже бідні на азот, фосфор, калій та мікроелементи. Дані ґрунти мають, рН сольової витяжки від 4,2 до 5,2. Присутня також на території медоносних угідь Полісся невелика кількість лужних ґрунтів та ґрунтів верхових і поверхневих боліт. Також, необхідно

відмітити, що 50 % ґрунтів медоносних угідь Полісся є надмірно зволуженими. Даний тип ґрунту відноситься до категорії низькородючих. Отже, ґрунти медоносних угідь Полісся характеризуються низьким вмістом гумусу та мікроелементів з високою кислотністю та рівнем зволоження, що можуть бути сприятливими умовами підвищення транслокації радіонуклідів у рослини і їх продукцію, зокрема, квітковий пилок та продукти переробки його бджолами.

Аналіз забруднення ґрунтів медоносних угідь ^{137}Cs на досліджуваних територіях Полісся показав перевищення допустимих рівнів від 2,1 до 3,2 разів. Питома активність ^{90}Sr на деяких ґрунтах медоносних угідь досліджуваних територіях була нижча допустимих рівнів у 1,9 рази, а на деяких територіях, навпаки, вища до 3,8 разів. Тобто, спостерігається строкатість забруднення медоносних угідь радіоактивними речовинами на даній території.

Медоносні угіддя території Лісостепу мають сірі лісові ґрунти, чорноземи опідзолені, чорноземи типові та інші, які мають вищий вміст гумусу порівняно з Поліссям. Зокрема, вміст гумусу в чорноземі може коливатися від 3 і вище, рН сольової витяжки – від 4,8 до 6,8 та мають помірну зволоженість.

На досліджуваних ґрунтах Лісостепу питома активність радіонуклідів була нижча допустимих рівнів, зокрема, ^{137}Cs від 2,8 до 5,5 разів, а ^{90}Sr – від 16,6 до 24,5 разів.

Отже з літературних джерел видно, що ґрунти на досліджуваних територіях медоносних угідь Лісостепу і Полісся мають суттєву різницю як за забрудненням ^{137}Cs та ^{90}Sr , так і за хімічно–фізичними властивостями, що може мати певний вплив на інтенсивність забруднення білкової продукції бджільництва.

Аналізуючи інтенсивність забруднення медоносних угідь радіонуклідами на досліджуваних територіях, необхідно відмітити, що в умовах Полісся у ґрунті медоносних угідь питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була

вища порівняно з Лісостепом відповідно у 5,0 і 5,0 разів (рис. 3.4).

Ґрунти медоносних угідь Полісся містили ^{137}Cs 5,0 $\text{Кі}/\text{км}^2$, а ^{90}Sr – 0,05 $\text{Кі}/\text{км}^2$, тоді як у Лісостеповій зоні – 1,0 $\text{Кі}/\text{км}^2$ і 0,01 $\text{Кі}/\text{км}^2$ відповідно.

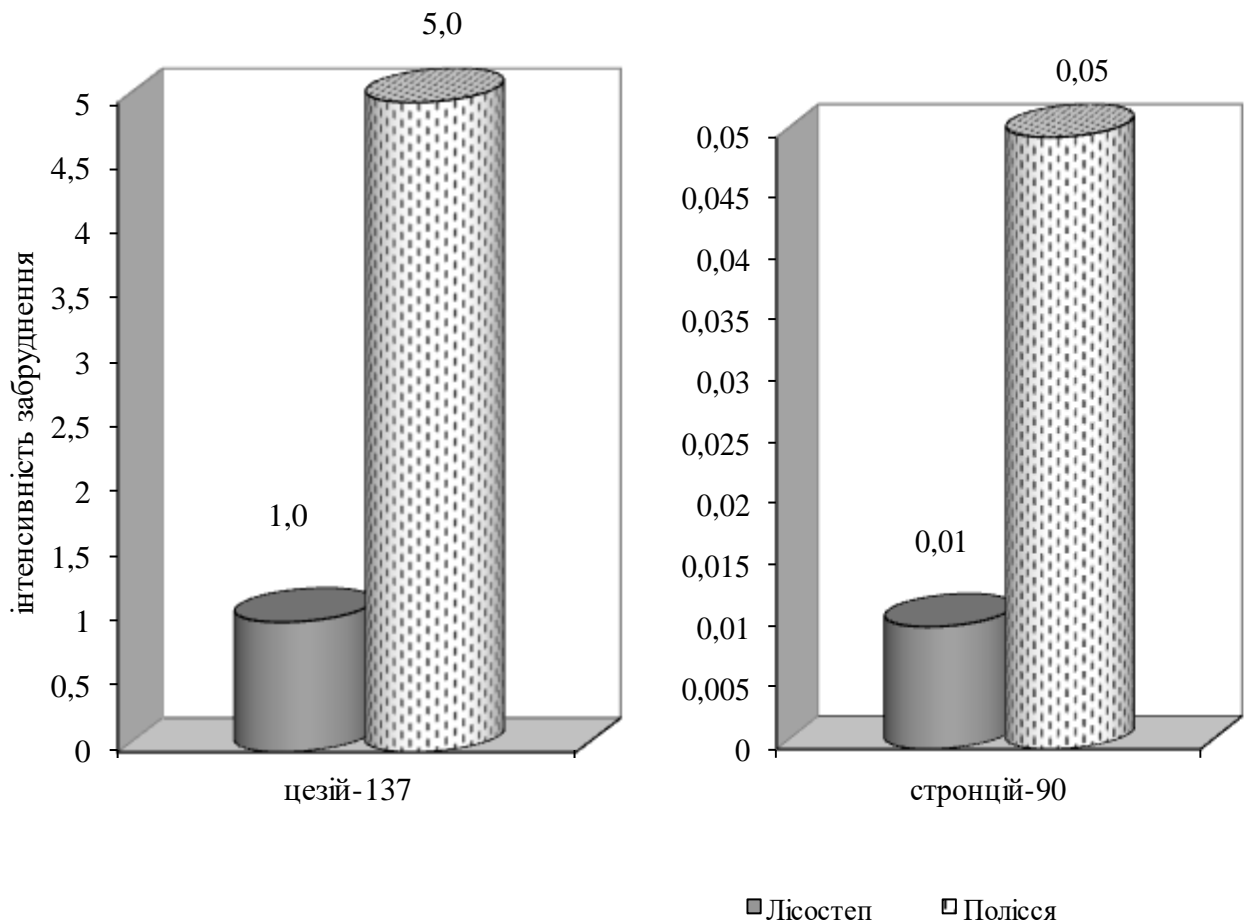


Рис. 3.4. Інтенсивність забруднення ґрунтів медоносних угідь Лісостепу і Полісся, $\text{Кі}/\text{км}^2$

Результати наших досліджень щодо інтенсивності накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва показали, що показники питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі на досліджуваних територіях Лісостепу і Полісся мали суттєву різницю (рис. 3.5).

Так, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, одержаному на досліджуваних територіях медоносних угідь Полісся, була вища

відповідно у 58,5 ($p < 0,001$) і 2,1 ($p < 0,05$) рази порівняно з аналогічною продукцією, виробленою бджолами в умовах Лісостепу.

Водночас, необхідно відмітити, що у бджолиному обніжжі, одержаному з пилку медоносних угідь Полісся, питома активність ^{137}Cs була вища за допустимі рівні (ДР–2006 для ^{137}Cs – 200, ^{90}Sr – 50 Бк/кг) у 2,1 рази і ^{90}Sr , навпаки, нижча – у 7,9 разів.

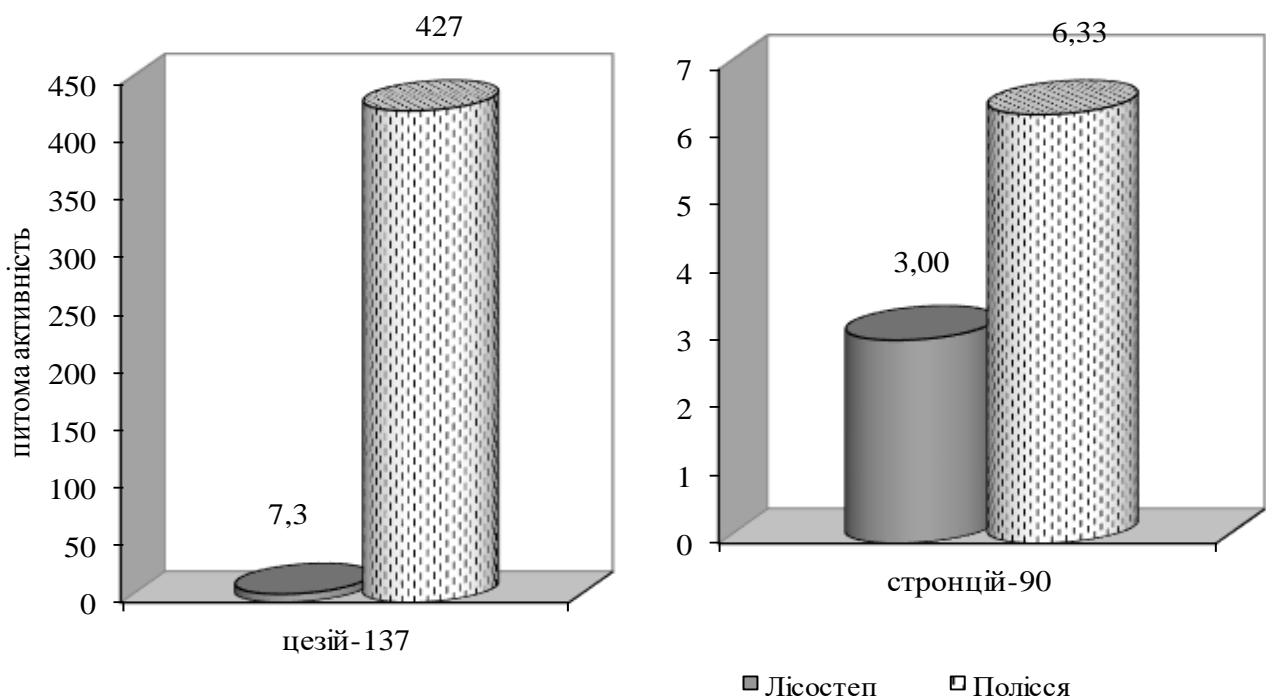


Рис. 3.5. Питома активність радіонуклідів у бджолиному обніжжі, заготовленому на територіях медоносних угідь Лісостепу і Полісся, Бк/кг

У бджолиному обніжжі, одержаному із пилку медоносних рослин Лісостепу, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була нижча за допустимі рівні відповідно у 27,4 і 16,7 разів.

На території медоносних угідь Лісостепу у бджолиному обніжжі питома активність ^{137}Cs була вища порівняно з питомою активністю ^{90}Sr у 2,4, а на території Полісся – у 67,4 рази.

Аналіз забруднення радіонуклідами перги показав, що питома

активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у цій продукції, заготовленій на території Полісся, була вища відповідно у 45,6 рази та 11,3 рази порівняно з аналогічною продукцією, одержаною на території Лісостепу (рис 3.6).

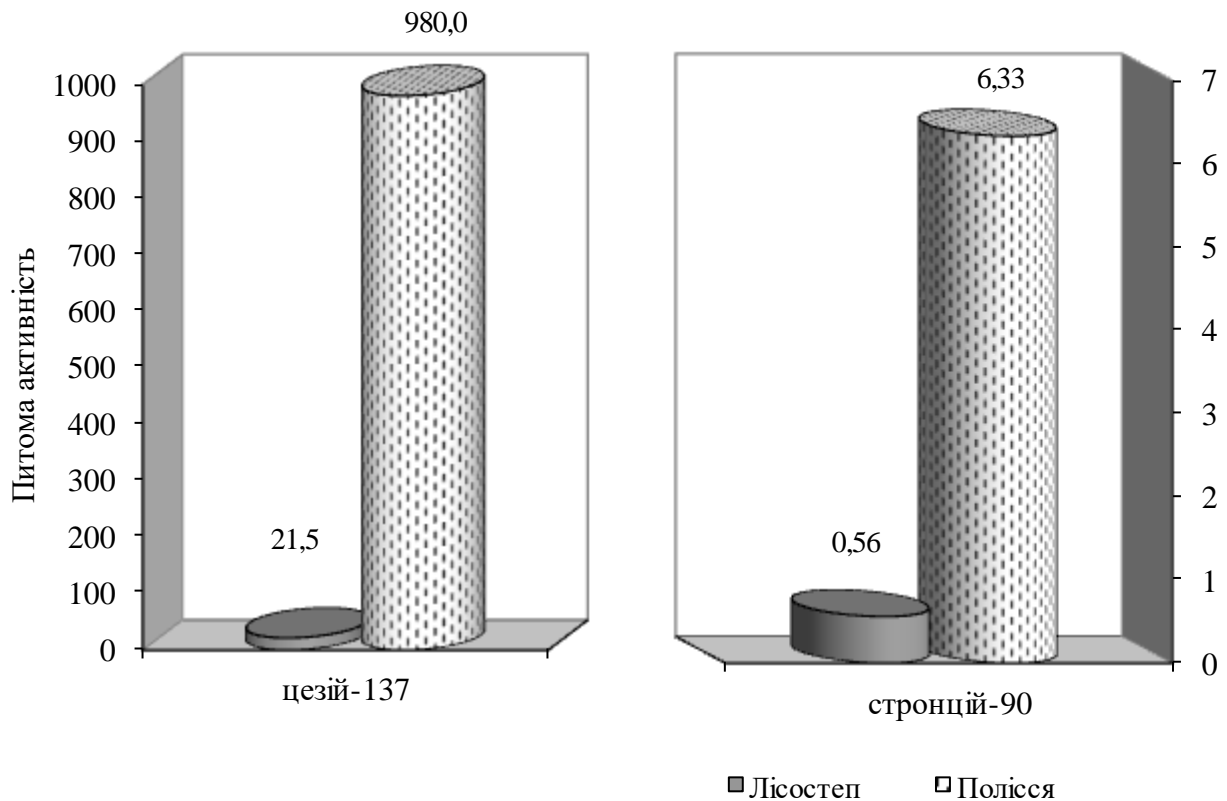


Рис. 3.6. Питома активність радіонуклідів у перзі, заготовленій на територіях медоносних угідь Лісостепу і Полісся, Бк/кг

Водночас, необхідно відмітити, що на території Лісостепу питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у перзі була нижча допустимих рівнів (ДР–2006) відповідно у 9,3 і 89,3 рази.

Дещо інша картина спостерігалась на території Полісся. Зокрема, на цих територіях питома активність ^{137}Cs була вища допустимих рівнів у 4,9 рази, а ^{90}Sr – нижча – у 7,9 рази.

На території медоносних угідь Лісостепу питома активність ^{137}Cs порівняно зі ^{90}Sr була вища у перзі у 38,4 рази, а на території Полісся – у 154,8 рази. Поряд з цим виявлено, що за підвищення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті відповідно у 8,4 і 8,6 рази виявлено і збільшення цього показника у перзі відповідно у 45,5 і 11,4 рази.

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у гомогенаті трутневих личинок, виробленому бджолиними сім'ями на Поліссі, була вища відповідно у 14,7 і 4,1 рази порівняно з аналогічною продукцією з території Лісостепу (рис. 3.7).

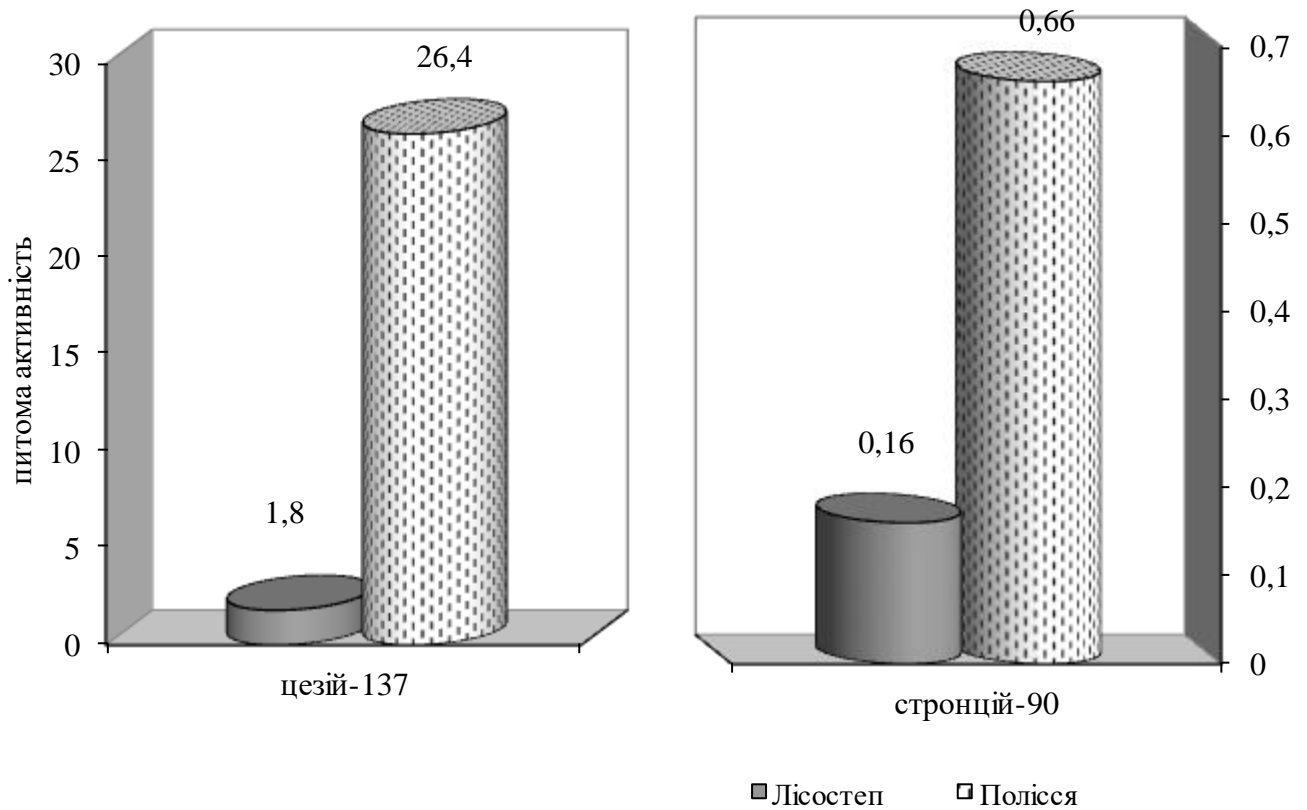


Рис. 3.7. Питома активність радіонуклідів у гомогенаті трутневих личинок, виробленому на територіях медоносних угідь Лісостепу і Полісся, Бк/кг

У гомогенаті трутневих личинок, виробленому бджолиними сім'ями в умовах медоносних угідь Лісостепу, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr була нижча за ДР–2006 відповідно у 111 та 312,5 рази. Питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr в аналогічній продукції, виробленій бджолиними сім'ями на території Полісся, також була нижча за допустимі рівні відповідно у 7,6 та 75,7 разів. Водночас, необхідно відмітити, що на території Лісостепу і Полісся у гомогенаті трутневих личинок питома активність ^{137}Cs була вища порівняно зі ^{90}Sr відповідно у 11,2 і 40 разів.

За даними літературних джерел відомо про певну відмінність між

інтенсивністю накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у злакових і бобових, вирощених на ґрунтах за однакового рівня забруднення радіоактивними речовинами. Бобові рослини при цьому можуть у декілька разів більше накопичувати радіонукліди, порівняно зі злаковими. Ця ж тенденція відноситься і до медоносних рослин. Зокрема, виявлено, що вищим рівнем накопичення радіонуклідів характеризуються чебрець, конюшина повзуча, верес порівняно нижчим – озимий ріпак, кульбаба, акація, липа. [21].

Аналіз основних медоносних рослин, які забезпечують умови для виробництва товарної білкової продукції бджільництва, на досліджуваних територіях Лісостепу та Полісся показав певну особливість видового складу. Зокрема, на території Лісостепу основними медоносами у весняний період були кульбаба, мати–мачуха, вишня, черешня, яблуні, озимий ріпак, верба, клени та різнотрав'я. Дані медоносні рослини забезпечують потреби бджіл у білковому кормі та створюють умови для виробництва товарної білкової продукції бджільництва, особливо з озимого ріпаку.

До основних літніх медоносних рослин території Лісостепу необхідно віднести липу дрібнолисту та широколисту, гречку, іван-чай, синяк та різнотрав'я. Ці медоносні рослини у повному обсязі забезпечують потреби бджіл у білковому кормі, а також виробництво товарної білкової продукції бджільництва.

Група основних осінніх медоносів на досліджуваних територіях Лісостепу включає соняшник, пізні посіви гречки, буркун білий та жовтий.

Основними весняними пилконосами на досліджуваних територіях Полісся є брусниця, багно болотяне, кульбаба, мати й мачуха, гравілат річний, верба та озимий ріпак. До літніх пилконосів цієї зони належать: чорниця, малина, іван-чай, липа, клен і гречка. Основні осінні пилконосні рослини Полісся – верес звичайний, золотушник звичайний, чебрець, вероніка дрібна та ін. Результати досліджень питомої активності ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, одержаному з медоносів Лісостепу, показали, що найнижчі показники були в обніжжі, виробленому з пилку весняних медоносів (табл. 3.6).

**Питома активність радіонуклідів у бджолиному обніжжі,
одержаному у різні періоди активного сезону, Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)**

Продукція	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Лісостеп	Полісся	Лісостеп	Полісся
Бджолине обніжжя весняних медоносів	5,65±0,011	130,0±0,91	0,40±0,009	8,1±0,09
Бджолине обніжжя літніх медоносів	7,25±0,012	141,5±0,147	0,42±0,009	10,6±0,11
Бджолине обніжжя осінніх медоносів	9,38±0,009	144,5±0,091	0,67±0,009	13,1±0,147

Активність ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, одержаному під час цвітіння весняних медоносів, була нижча на 22,1 і 39,8 % порівняно з аналогічною сировиною, виробленою з пилку літніх та осінніх медоносів.

У бджолиному обніжжі, одержаному з пилку весняних медоносів на Поліссі, питома активність ^{137}Cs була нижча порівняно з аналогічною сировиною, заготовленою з літніх медоносів, на 8,1 % та осінніх – на 10,0 %.

Подібна тенденція спостерігалась і за питомою активністю ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, одержаному на досліджуваних територіях Лісостепу та Полісся. Так, у бджолиному обніжжі весняних медоносів, одержаному на території Лісостепу, питома активність ^{90}Sr була нижча на 4,8 % і 40,3 % порівняно з аналогічною продукцією, одержаною з літніх та весняних медоносних рослин. На досліджуваних територіях Полісся питома активність ^{90}Sr у бджолиному обніжжі з весняних медоносів була нижча порівняно з літніми на 23,6 % та осінніми – на 38,2 %.

Результати досліджень показали, що питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у бджолиному обніжжі також залежала від рівня забруднення медоносних угідь. Так, питома активність ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, виробленому з весняних медоносів на території Лісостепу, була нижча у 23 рази порівняно з

аналогічною продукцією, одержаною на території Полісся.

У бджолиному обніжжі, виробленому бджолами з квіткового пилку літніх і осінніх медоносів на території Лісостепу, питома активність ^{137}Cs була нижча відповідно у 19,5 та 15,4 рази порівняно з аналогічними показниками зони Полісся.

Питома активність ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, виробленому на території Лісостепу, порівняно з аналогічною продукцією з території Полісся була нижча з весняних медоносів у 20,2 рази, літніх – у 25,2, осінніх – у 19,5 рази.

Одержані результати досліджень з вивчення питомої активності радіонуклідів у перзі також свідчать про тенденцію до сезонності її заготівлі бджолами та рівня забруднення медоносних рослин (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

**Питома активність радіонуклідів у поліфлорній перзі,
Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)**

Продукція	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Лісостеп	Полісся	Лісостеп	Полісся
Перга весняних медоносів	7,7±0,108	153,8±0,091	0,51±0,009	10,3±0,147
Перга літніх медоносів	8,0±0,091	155,3±0,129	0,56±0,009	12,3±0,129
Перга осінніх медоносів	8,9±0,108	161,1±0,070	0,58±0,009	15,7±0,091

Так, питома активність ^{137}Cs у перзі, одержаній на території Лісостепу з весняних медоносів, була нижча відповідно на 3,8 % та 13,5 % порівняно з аналогічною сировиною, одержаною з пилку літніх та осінніх медоносів. На території Полісся питома активність ^{137}Cs у перзі з весняних медоносів була нижча порівняно з літніми на 1,0 % та осінніми – на 4,5 %.

Питома активність ^{90}Sr у перзі, заготовленій бджолами з пилку

весняних медоносів на території Лісостепу, була нижча порівняно з аналогічною продукцією, одержаною з літніх та осінніх медоносів, на 8,9 і 12,1% відповідно.

У перзі, одержаній на території Полісся з пилку весняних медоносів, питома активність ^{90}Sr була нижча порівняно з аналогічною сировиною, одержаною з літніх – на 16,3 % та осінніх – на 34,4 %.

Встановлена суттєва різниця між питомою активністю радіонуклідів у перзі, заготовленій з весняних, літніх та осінніх медоносів на території Лісостепу та Полісся. У перзі, виготовленій бджолами з пилку літніх медоносів на території Полісся, питома активність ^{137}Cs була вища у 20,0 разів літніх – у 19,4 рази, осінніх – у 18,1 рази порівняно з аналогічною продукцією, одержаною на медоносних угіддях Лісостепу. Питома активність ^{90}Sr у перзі, виробленій бджолами на території Полісся, була вища з весняних, літніх та осінніх медоносів відповідно у 20,2 рази, 21,9 та 27,1 разів, порівняно з аналогічною продукцією, виробленою в умовах Лісостепу. Тобто, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у перзі також залежала від інтенсивності забруднення ґрунтів медоносних угідь.

Результати досліджень, наведені в таблиці 3.8, показують, що питома активність ^{137}Cs у гомогенаті трутневих личинок, вирощених на пилку весняних медоносів території Лісостепу, була нижча за аналогічну продукцію з літніх та осінніх медоносів відповідно на 20,4 і 28,0 %, тоді як на території Полісся дані показники були меншими на 39,4 та 40,5 %.

Питома активність ^{90}Sr у гомогенаті трутневих личинок, одержаному на територіях Лісостепу і Полісся під час цвітіння весняних медоносів, була нижча за аналогічні показники у продукції, виробленій з пилку літніх медоносів, відповідно на 33,3 % і 11,3 % та осінніх – на 44,4 % і 24,6 %.

У гомогенаті трутневих личинок, так як і в бджолиному обніжжі і перзі, питома активність радіонуклідів також залежала від інтенсивності забруднення медоносних угідь. Зокрема, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у гомогенаті трутневих личинок, одержаному з весняних, літніх та осінніх

медоносів на території Полісся, була вища відповідно на 8,3 % і у 5,5 разів, 42,4 і 4,1, 31,2 % і 4,1 рази порівняно з аналогічною продукцією, виробленою на території Лісостепу.

Таблиця 3.8

**Питома активність радіонуклідів у гомогенаті трутневих личинок,
Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)**

Продукція	^{137}Cs		^{90}Sr	
	Лісостеп	Полісся	Лісостеп	Полісся
Гомогенат трутневих личинок, вирощених на пилку весняних медоносів	20,3±0,129	22,0±0,091	0,1±0,01	0,55±0,009
Гомогенат трутневих личинок, вирощених на пилку літніх медоносів	25,5±0,064	36,3±0,091	0,15±0,129	0,62±0,009
Гомогенат трутневих личинок, вирощених на пилку осінніх медоносів	28,2±0,091	37,0±0,129	0,18±0,009	0,73±0,010

Аналізуючи інтенсивність забруднення радіонуклідами білкової продукції бджільництва, виробленої бджолами протягом усього активного сезону, необхідно відмітити, що найвищі показники питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr були у перзі, а найнижчі – у гомогенаті трутневих личинок.

На території Лісостепу питома активність ^{137}Cs у перзі була вища порівняно з бджолиним обніжжям на 9,8 %, а порівняно з гомогенатом трутневих личинок – у 2,7 разів.

На території Полісся питома активність ^{137}Cs у перзі була вища порівняно з бджолиним обніжжям та гомогенатом трутневих личинок відповідно на 10,9 % та у 6,4 рази (рис. 3.8).

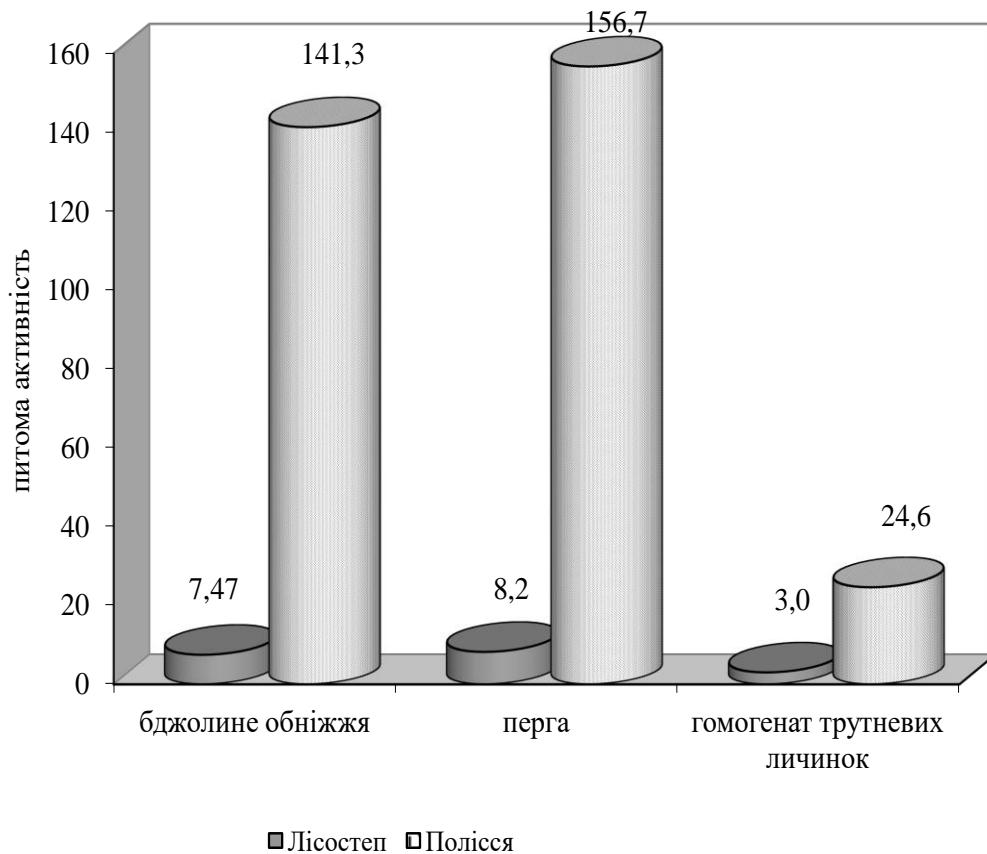


Рис. 3.8. Порівняльний аналіз забруднення ^{137}Cs білкової продукції (в середньому за весь сезон виробництва), Бк/кг

Питома активність ^{90}Sr у перзі, виробленій з пилку медоносів на території Лісостепу, була вища порівняно з бджолиним обніжжям на 10,0 % та з гомогенатом трутневих личинок – у 5,5 разів (рис. 3.9).

На території медоносних угідь Полісся питома активність ^{90}Sr у перзі була вища на 19,9 % порівняно з бджолиним обніжжям та з гомогенатом трутневих личинок – у 20,2 рази.

Отже, через 26 років після аварії на Чорнобильській атомній електростанції на деяких медоносних угіддях Полісся спостерігалось перевищення ДР–2006 лише ^{137}Cs у бджолиному обніжжі та перзі виробленій бджолами на території де даний радіонуклід у ґрунті перевищував 4 Кі/км^2 . Зберігається закономірність інтенсивності забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr білкової продукції у залежності від рівня забруднення медоносних угідь та періоду заготівлі, її виду і типу радіонуклідів.

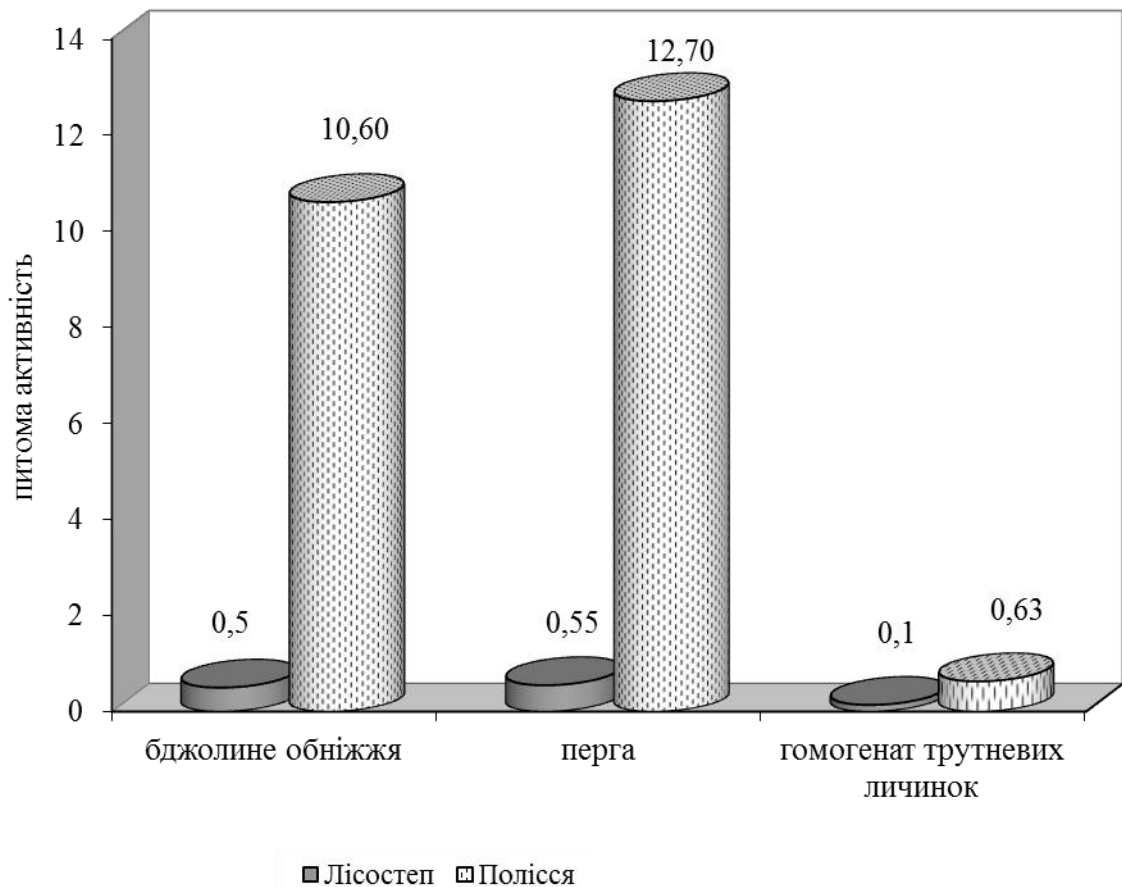


Рис. 3.9. Порівняльний аналіз забруднення ^{90}Sr білкової продукції, в середньому за весь сезон її виробництва

Зокрема, за підвищення рівня забруднення радіонуклідами ґрунтів медоносних угідь спостерігається збільшення інтенсивності накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок. Вищою інтенсивністю забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr характеризується білкова продукція, вироблена бджолами з осінніх медоносів, порівняно нижчою – з весняних. Серед білкової продукції бджільництва найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr мала перга, а найнижчу – гомогенат трутневих личинок. Питома активність ^{137}Cs була вищою у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок порівняно зі ^{90}Sr .

Узагальнюючи та аналізуючи одержані результати даного напрямку досліджень необхідно відмітити, що інтенсивність забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr територій медоносних угідь показав, що у Вінницькій області, станом на 1996 рік, щільність забруднення сільськогосподарських угідь ^{137}Cs до 1 Кі/км^2 становила 94,7 %, від 1 до 5 Кі/км^2 – 5,2 %, від 5,1 до $15,0 \text{ Кі/км}^2$ –

0,2 %. ^{90}Sr забруднено 83 % сільськогосподарських угідь до $0,02 \text{ Ки/км}^2$, з $0,02$ до $0,15 \text{ Ки/км}^2$ – 14,6 % та від $0,15$ до $3,0$ – 2,4 %. Тобто, на території Вінниччини до зони посиленого радіаційного контролю належить за рівнем ^{137}Cs – 5,2 %, а за ^{90}Sr – до 14,6 %, тоді як у зоні гарантованого добровільного відселення мешканців за рівнем ^{137}Cs віднесено 0,2 %, а за ^{90}Sr – 2,4 % сільськогосподарських угідь.

Унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС інтенсивного забруднення зазнали території Полісся, у тому числі і Житомирська область. У даній області ^{137}Cs від 1 до 5 Ки/км^2 забруднено 97,2 тис. га і від 5 до 15 Ки/км^2 – 5,8 тис. га, загальна площа забруднення територій у Житомирській області ^{137}Cs складає 11462 км^2 , ^{90}Sr – від $0,15$ до $3,0 \text{ Ки/км}^2$ лише ріллі забруднено 39,5 тис. га.

Водночас виявлено, що білкова продукція бджільництва характеризується високою інтенсивністю накопичення ^{137}Cs на забруднених територіях даними радіонуклідами від 1 Ки/км^2 і вище може перевищувати ДР–1991, які складали для ^{137}Cs – 600 Бк/кг.

У відповідності до ДР–2006 питома активність у продукції бджільництва не повинна перевищувати за ^{137}Cs – 200, а ^{90}Sr – 50 Бк/кг.

Використання білкової продукції бджільництва серед населення, як харчової сировини з лікувально–профілактичною властивістю вимагає контролю її якості. Тому, враховуючи дані ДР–2006 року, виникає потреба у вивченні рівня забруднення білкової продукції бджільництва ^{137}Cs і ^{90}Sr у сучасних екологічних умовах.

Результати досліджень у даному напрямку показали, що у бджолиному обніжжі, одержаному з пилку медоносних угідь на Поліссі, питома активність ^{137}Cs була вища за допустимі рівні (ДР–2006) у 2,1 рази, а ^{90}Sr , навпаки, нижча – у 7,9 разів. У бджолиному обніжжі, одержаному із пилку медоносних рослин Лісостепу, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr була нижча за допустимі рівні відповідно у 27,4 і 16,7 разів.

На території медоносних угідь Лісостепу у бджолиному обніжжі

питома активність ^{137}Cs була вища порівняно з питомою активністю ^{90}Sr у 2,4, а на території Полісся – у 67,4 рази.

Аналіз забруднення радіонуклідами перги показав, що питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у цій продукції, заготовленій на території Полісся, була вища відповідно у 45,6 рази та 11,3 рази, порівняно з аналогічною продукцією, одержаною на території Лісостепу.

Водночас, необхідно відмітити, що на території Лісостепу питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у перзі була нижча допустимих рівнів (ДР–2006) відповідно у 9,3 і 89,3 рази. На території Полісся питома активність ^{137}Cs була вища допустимих рівнів у 4,9 рази, а ^{90}Sr , навпаки, нижча – у 7,9 рази.

Встановлено, що на території медоносних угідь Лісостепу питома активність ^{137}Cs порівняно із ^{90}Sr була вища у перзі у 38,4 рази, а на території Полісся – у 154,8 рази. Поряд з цим виявлено, що за підвищення питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті відповідно у 8,4 і 8,6 рази виявлено і збільшення радіонуклідів у перзі відповідно у 45,5 і 11,4 рази.

Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у гомогенаті трутневих личинок, виробленому бджолиними сім'ями на Поліссі, була вища відповідно у 14,7 та 4,1 рази, порівняно з аналогічною продукцією з території Лісостепу.

У перзі, виробленій з пилку медоносів Лісостепу питома активність ^{90}Sr була вища порівняно з бджолиним обніжжям на 10,0 % та з гомогенатом трутневих личинок – у 5,5 рази.

Питома активність ^{90}Sr у перзі, виробленій на території медоносних угідь Полісся, була вища на 19,9 % порівняно з бджолиним обніжжям та з гомогенатом трутневих личинок – у 20,2 рази.

Тобто, через 26 років після аварії на Чорнобильській атомній електростанції на деяких медоносних угіддях Полісся спостерігалось перевищення (ДР–2006) лише ^{137}Cs у бджолиному обніжжі та перзі виробленій бджолами на території де даний радіонуклід у ґрунті перевищував 4 Ки/км^2 . Поряд з цим необхідно відмітити забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr білкової продукції у залежності від рівня забруднення медоносних угідь

її виду і типу радіонуклідів, та періоду заготівлі.

Зокрема, за підвищення рівня забруднення радіонуклідами ґрунтів медоносних угідь спостерігається збільшення інтенсивності накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок. Вищою інтенсивністю забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr характеризується білкова продукція, вироблена бджолами з осінніх медоносів, порівняно нижчою – з весняних. Серед білкової продукції бджільництва найвищу питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr мала перга, а найнижчу – гомогенат трутневих личинок. Питома активність ^{137}Cs була вищою у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок порівняно зі ^{90}Sr .

Основні результати досліджень опубліковано у статтях [52,134,137, 139].

3.2. Визначення нітрофуранів у меді методом рідинної хроматографії високого тиску

За останні десятиліття Україна є одним з лідерів за експортом меду до країн ЄС. Основною перешкодою на шляху збільшення експорту українського меду до країн ЄС, є невідповідність показників безпеки меду вимогам країн імпортерів. Це пов'язано з використанням значної кількості препаратів з антимікробним спектром дії при лікуванні і профілактиці хвороб бджіл, залишки яких потрапляють у мед. У вітчизняному меді за останніми даними, найчастіше виявляють залишки таких груп антибіотиків та антимікробних препаратів, як хлорамфенікол, нітрофуран, нітроїмідазол, сульфаніламід, тетрацикліни та аміноглікозиди. Особливу небезпеку створюють нітрофурани, які досить стійкі, можуть тривалий час зберігатися у меді і не руйнуються навіть за високої температури. Тому актуальним питанням залишається розробка та впровадження в практику лабораторного аналізу чутливого та надійного методу визначення залишкових кількостей нітрофуранів у меді. Розроблений нами метод дозволяє визначати залишкові кількості метаболітів нітрофуранів у меді, а саме: похідне фуразолідону – 3-аміно – 2 – оксазолідинон (АОЗ), фуралядадону – 3 – аміно – 5 –

морфолінометил – 2 – оксазолідинон (АМОZ), нітрофуразону – семікарбазид (SEM) та нітрофурантоїну – 1 – аміногідантоїн (АНД). Використання препаратів нітрофуранового ряду при лікуванні і профілактиці інфекційних захворюваннях бджіл передбачає надходження їх метаболітів у складі меду в організм людини. Проведеними дослідженнями виявлено, що найчастіше в бджільництві використовується нітрофурантоїн (38 % зразків меду), на другому місці за частотою виявлення знаходиться фуральтадон (24 %), а нітрофуразон і фуразолідон використовуються в однаковій мірі – по 19 % зразків меду відповідно. Проведеними дослідженнями виявлено 4 метаболіти нітрофуранів у меді натуральному, а саме метаболіт фуразолідону – 3–аміно–2–оксазолідинон (АОZ), нітрофуразону – семікарбазид (SEM), фуральтадону – 3–аміно–5–морфолінометил–2–оксазолідинон (АМОZ) та нітрофурантоїну – 1–аміногідантоїн (АНД). Вміст 3–аміно–2–оксазолідинон (АОZ) та семікарбазиду (SEM) у меді перевищує МДР за нормативами України. За нормативами ЄС вміст 3–аміно–2–оксазолідинон (АОZ), 3–аміно–5–морфолінометил–2–оксазолідинон (АМОZ) та 1–аміногідантоїн (АНД) в меді перевищує МДР, а вміст семікарбазиду (SEM) не перевищував максимально допустимої концентрації [196].

Ефективність виробництва меду суттєво залежить не лише від продуктивності медоносів, але й від фізіологічного стану бджолосімей. Відомо, що бджолині сім'ї, які забезпечують медову продуктивність пасік, часто заражаються інфекційними та інвазійними хвороби, що передбачає застосування їм препаратів з антимікробним спектром дії, у тому числі антибіотиків, сульфаніламідів та нітрофуранів. В Україні дозволено використовувати у бджільництві антибіотики як біостимулятори, що здатні підвищувати продуктивність бджолосімей, як профілактичні та лікувальні засоби проти інфекційних захворювань бджіл. Це певною мірою обумовлено кліматичними умовами, які пов'язані з виникненням різких перепадів температури навколишнього середовища, особливо в холодний період року, що призводить до погіршення медоносної бази, стресу та зниження

резистентності бджолосімей.

В країнах Європейського Союзу з 1995 року діє заборона наявності антибіотиків у меді. Це означає, що їх не можна застосовувати навіть при лікуванні бджіл. У Сполучених Штатах Америки і Канаді у нормативно-технічних документах зазначено, що мед не повинен мати у своєму складі сторонніх речовин (в тому числі і антибіотиків), інакше він вважається фальсифікованим.

На жаль, в Україні нині є чинними стандарти національні, є ще частково чинні ДСТУ, є чинні технічні умови, але жодного технічного регламенту на харчові продукти немає (Beltiukova S. V., 2013; Department of Health, 2009).

У ДСТУ на мед зазначено, що у його складі можуть бути нітрофурани, левоміцетин, а стрептоміцин та тетрациклін не дозволені (Kosenko Yu. M. et al., 2005; Med naturalnyi, 2005).

Важливим чинником формування складу меду є також медоносна база, частота і види обробки медоносних культур пестицидами, які також мігрують в ланцюгу ґрунт – вода – рослина (пиллок, нектар) – мед (Jorge Barbosa et al., 2007).

Відомо, що нітрофурани є другим після сульфаніламідів класом синтетичних антибактеріальних препаратів з широким спектром дії, які застосовуються більше ніж при 10 захворюваннях інфекційної природи бджіл. До препаратів цієї групи відносяться нітрофурал, нітрофурантоїн, ніфурател, ніфуроксазид, фуразидин та фуразолідон (Levchenko V. ta in., 2012; Chung–wei Tsai et al., 2010; Barbosa, J. et al., 2011; Verdon, E. et al, 2007). Вказані препарати ефективні щодо багатьох грамнегативних (*E. coli*, *K. pneumoniae* і ін.) та грампозитивних бактерій, деяких анаеробів, грибів роду *Candida*. Крім того, фуразолідон і ніфурател активні щодо деяких найпростіших (лямблії, трихомонади). Будучи акцепторами кисню, нітрофурани порушують процес клітинного дихання бактерій, інгібують біосинтез нуклеїнових кислот та, залежно від концентрації, проявляють

бактеріостатичну або бактерицидну дію (Zhang et al., 2016; Shankar, B. P. et al, 2010).

Нітрофуранові препарати в молекулі містять нітрогрупу – NO₂, яка обумовлює сильну антимікробну дію (Radovnikovic, A. et al., 2011). Антимікробні препарати як правило згодують бджолам в складі з сиропу. Такий спосіб придатний, якщо невеликі сім'ї розміщені в однокорпусному вулику. Сім'ї у вуликах з декількома корпусами запасують сироп під годівницю, тому робочі бджоли не використовують сироп з антимікробними препаратами відразу ж для годівлі розплоду. Крім того, існує небезпека перенесення сиропу в медові корпуси, звідки він може бути відкачаний. Згодовування ліків бджолам з великою кількістю сиропу може обмежити поширення інфекційних хвороб, але не завжди забезпечує повний ефект. Крім згодовування, антибактеріальні препарати використовують у вигляді розпилення з цукровою пудрою на верхні планки рамок, що не дозволяє контролювати їх дозування бджолам.

Наступний шлях надходження антимікробних засобів у мед – це дрібнодисперсне розпилення розчинів препаратів над розплодом бджіл під час якого ветеринарні препарати потрапляють на бджіл-годувальниць, які очищаючи одна одну, заковтують сироп з лікарськими засобами.

Відомо, що мед проходить дослідження на відповідність вітчизняному стандарту, а продукція, призначена на експорт, повинна відповідати вимогам країни – імпортера.

У першу чергу ця проблема гостро стоїть перед виробниками меду, а також перед гуртовими закупівельниками продукції бджільництва. Такий продукт повинен відповідати вимогам Директив 96/22/ЄЕС та 96/23/ЄЕС, Постанови Ради (ЄС) 2377/90 (Council Directive 96/22/EC, 1996; Council Directive 96/23/EC, 1996).

При виявленні лабораторією ветеринарної медицини невідповідності продукції встановленим вимогам, публікується попередження про виявлені відхилення і невідповідність даної продукції вимогам безпеки чинним для

конкретної країни чи країн ЄС. Крім того, при встановленні невідповідності якості та безпечності продукції у референсній лабораторії країни-імпортера, ці дані публікуються в загальноєвропейській системі безпеки продуктів (César Aquiles Lázaro de la Torre et al., 2015).

Всі ці заходи щодо контролю якості і безпечності продукції, у тому числі меду натурального на вміст антимікробних засобів обумовлені їх потенційною небезпекою для здоров'я людини. Попередження багатьох країн світу щодо заборони імпорту меду з залишковими кількостями антимікробних засобів призвели до посилення контролю в ньому залишків цих препаратів, що, у свою чергу, передбачає розробку надійних та чутливих методів їх контролю.

Метою роботи було модифікувати та валідувати метод, здатний визначити залишки метаболітів нітрофуранів в меді на рівні $CC\alpha$ 0,5 мкг/кг за допомогою РХ-МС-МС. Дослідження проводили на базі науково-дослідного хіміко-токсикологічного відділу Державного науково-дослідного інституту з лабораторної діагностики та ветеринарно-санітарної експертизи (ДНДІЛДВСЕ). Визначення залишкових кількостей метаболітів нітрофуранів проводили методом рідинної хроматографії з використанням квадрупольного мас-спектрометра Waters XEVO та аналітичною колонкою обернено-фазною Waters C18 100x2.1mm ID, 3,5μ.

Даний метод дозволяє визначити метаболіти нітрофуранів: фуразолідону, який метаболізується в 3-аміно-2-оксазолідинон (АОЗ), фуральтадону, який метаболізується в 3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідинон (АМОЗ), нітрофуразону, який метаболізується в семікарбазид (SEM) та нітрофурантоїну, який метаболізується в 1-аміногідантоїн (АНД).

Принцип методу полягає в дериватизації продукту за допомогою 2-нітробензальдегіду, наступної інкубації протягом 16 годин при температурі 37 °С та екстракції етилацетатом [196].

Для підготовки зразків та проведення аналізу використовували реактиви компанії Sigma-Aldrich (Німеччина). Матеріалом дослідження були зразки меду, додатково перевірені з використанням методу високоефективної

рідинної хроматографії і мас–спектрометрії на відсутність у них залишків нітрофуранів.

Збагачення контрольних зразків проводили стандартними розчинами для встановлення ССа, на рівнях 0,25; 0,5 та 1 мкг/кг. В роботі використовували сертифіковані субстанції: 3–аміно–2–оксазолідинон (АОЗ), 3–аміно – 5–морфолінометил – 2–оксазолідинон (АМОЗ), семікарбазид (SEM) та 1–аміногідантоїн (АНД, фірми Sigma Chemical Co. (St. Louis, MO. США).

Основні стандартні розчини з концентрацією 1 мг/мл вказаних нітрофуранів готувались шляхом розчинення в ацетонітрилі.

Робочі стандартні розчини кожного нітрофурану та комплексний стандартний розчин усіх чотирьох нітрофуранів готували шляхом двостадійного розведення основних стандартних розчинів: в першій стадії – ацетонітрилом (до концентрації 10 мкг/мл), а в другій (до концентрації 100 нг/мл) – 0,1 % мурашиній кислоті. Для ідентифікації нітрофуранів використовували також внутрішні стандартні зразки для кожного нітрафурану окремо АМОЗ–D5, АОЗ–D4, АНД–13C13, SEM – 15N2,13C*HCL.

Кількісне визначення масової концентрації нітрофуранів проводили методом зовнішнього стандарту за здійсненим попередньо калібруванням хроматографа за градуювальними розчинами. Ідентифікацію проводили за часом утримання, наявністю відповідних іонів та співвідношенням їхньої інтенсивності. Для визначення нітроароматичних сполук у складних матрицях, таких як мед натуральний, переважно використовують методи високоефективної рідинної хроматографії у поєднанні із мас–спектрометричним детектором та імуноферментний аналіз (Novozhytska et al. 2014; Guidelines for the validation, 2010; Leitner et al, 2001; Szilagyі., 2006).

Підготовку зразка проводили за наступною схемою: до зразка меду в кількості 2 г вносили суміш стандартних розчинів та суміш внутрішніх стандартних розчинів, після струшування додавали 4 мл води, 0,8 мл 1 М

розчину соляної кислоти та 150 мкл 0,1 М дериватизаційного розчину 2-нітробензальдегіду.

Після змішування дослідного зразка протягом 2 хв. на вортексі та 5 хв. на шутелі проводили інкубацію його 16 годин при температурі 37°C в термостаті. Через добу при кімнатній температурі до зразка додавали 5 мл 0,1 М розчину дикалію гідроген фосфату та доводили рівень рН до 7,5 2 М розчином гідроксиду натрію.

Для проведення екстракції додавали 5 мл етилацетату, змішували на роторі 20 хв. та центрифугували при радіальному прискоренні 4000 об/хв.. протягом 10 хв. при температурі 4°C. Після цього переносили етилацетатовий екстракт в поліпропіленову пробірку та повторювали екстракцію етилацетатом у кількості 5 мл.

Подвійний екстракт випаровували досуха під струменем азоту при температурі 40–50°C. Потім перерозчиняли сухий залишок у 200 мкл 0,1 % розчині мурашиної кислоти і додавали 500 мкл гексану для знежирення. Після змішування суміші нижню фракцію в кількості 150 мкл відбирали для дослідження після попереднього фільтрування.

Дослідження проводили на рідинному мас-спектрометрі Waters XEVO TQ-S micro (США).

Хроматографування зразків проводили в градієнтному режимі, система ацетонітрил / 0,1 % розчин мурашиної кислоти в воді, швидкість потоку 0,4 мл/хв. Іонізацію проводили в режимі позитивної іонізації по продукт-іонах (табл. 3.9).

Підтверджуючий метод був валідований у відповідності до Рішення Єврокомісії 2002/657/ЕС. (Commission Decision, 2002). Протягом процедури валідації встановлено такі параметри: специфічність, селективність, точність, лінійність, внутрішньо-лабораторна відтворюваність, відсоток витягу, межа прийняття рішення (СС α) та здатність виявлення (СС β). Всі ці дані отримали при використанні програмного забезпечення InterVal Software компанії quo data GmbH (Німеччина).

Параметри введення даних для проведення досліджень на рідинному хроматографі з подвійним мас детектором Waters XEVO TQ-S micro

Компонент	Материнський іон	Дочірні іони	Напруження наконусі	Енергія зіткнення
AOZ	236	104 134	28	12
AMoz	335	262 291	28	12
SEM	209	166 192	25	10
AND	249	134 178	28	15
AMoz-D5	340	296	28	10
AOZ-D4	240	134	28	25
SEM- 15N ₂ ,13C*HCL	212	168	28	15
AND-13C13	252	134	28	15

CC_{α} є важливим показником для оцінювання придатності підтверджуючих методів, а CC_{β} – для скринінгових. CC_{α} – межа рішення, вище якої можна прийти до висновку з імовірністю помилки α , що зразок є невідповідним.

CC_{β} – це найменший вміст досліджуваної речовини, який можна виявити, ідентифікувати або визначити кількісно у пробі з імовірністю похибки β .

Всі ці параметри визначали при проведенні оцінки придатності методу за зразками меду (всього 32 зразки) збагачені аналітом на рівні 0; 0,25; 0,5; 1,0 валідаційного рівня, дослідження проводили 2 дні двома операторами. Попередньо був відібраний мед різнотрав'я гомогенізований та перевірений на наявність залишків нітрофуранів, яких не було виявлено. Точність методу оцінювали за підрахунком середньостатистичного відхилення результатів, отриманих для кожної концентрації. Витяг вираховували за концентрацією навантажених певною кількістю аналіту контрольних зразків. CC_{α} та CC_{β}

визначали за калібрувальною кривою, побудованою при збагаченні різними концентраціями стандарту матриці, як описано у ISO 11843 (Capability of detection 2003). В результаті проведених досліджень, отриманні наступні валідаційні дані: AMOZ (3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідинон).

Таблиця 3.10

Критичні концентрації та рівень інтересів, мкг/кг

Рівень інтересів	СС α	СС β
0,40	0,47	0,61

Таблиця 3.11

Повторюваність, внутрішня лабораторна відтворюваність та відсоток повернення

Концентрація, мкг/кг	sr, мкг/кг	Rel. sr, %	swR мкг/кг	Rel. swR, %	Відсоток повернення, %
0,250	0,041	16,6	0,041	16,6	95,6
0,375	0,040	10,7	0,040	10,7	98,4
0,500	0,040	7,9	0,040	7,9	99,8
0,750	0,039	5,2	0,058	7,7	101,2
1,000	0,039	3,9	0,082	8,2	101,9

Примітка: Sr – Repeatability standard deviation (стандартне відхилення повторюваності), Rel Sr – Коефіцієнт варіації повторюваності перерахований в %; SwR– In-house reproducibility standard deviation (стандартне відхилення внутрішньо лабораторної відтворюваності); Rel SwR – Коефіцієнт варіації відтворюваності перерахований в %. AOZ (3-аміно-2-оксазолідинон).

Таблиця 3.12

Критичні концентрації СС α та СС β та рівень інтересу, мкг/кг

Рівень інтересів	СС α	СС β
0,40	0,48	0,62

Таблиця 3.13

Повторюваність, внутрішня лабораторна відтворюваність та відсоток повернення

Концентрація,м кг/кг	sr, мкг/к г	Rel. sr, %	swR, мкг/кг	Rel. swR, %	Відсоток повернення, %
0,250	0,040	16,0	0,040	16,0	105,3
0,375	0,041	10,9	0,041	10,9	103,2
0,500	0,041	8,2	0,041	8,2	102,2
0,750	0,042	5,6	0,043	5,8	101,2
1,000	0,042	4,2	0,045	4,5	100,7

SEM (семікарбазид)

Таблиця 3.14

Критичні концентрації ССа та ССβ та рівень інтересу, мкг/кг

Рівень інтересів	ССα	ССβ
0,40	0,46	0,58

Таблиця 3.15

Повторюваність, внутрішня лабораторна відтворюваність та процент повернення

Концентрація, мкг/кг	sr, мкг/кг	Rel. sr, %	swR мкг/кг	Rel. swR, %	Відсоток повернення %
0,250	0,031	12,2	0,031	12,2	104,6
0,375	0,031	8,3	0,031	8,3	103,0
0,500	0,031	6,3	0,035	6,9	102,2
0,750	0,032	4,2	0,041	5,5	101,4
1,000	0,032	3,2	0,045	4,5	101,0

AHD (1-аміногидантоїн)

Таблиця 3.16

Критичні концентрації ССа та ССβ та рівень інтересу, мкг/кг

Рівень інтересів	ССα	ССβ
0,40	0,48	0,61

Таблиця 3.17

Повторюваність, внутрішня лабораторна відтворюваність та процент повернення

Концентрація, мкг/кг	sr, мкг/кг	Rel. sr,%	swR мкг/кг	Rel. swR,%	Відсоток повернення, %
0,250	0,036	14,4	0,036	14,4	103,8
0,375	0,037	9,8	0,037	9,8	101,4
0,500	0,037	7,4	0,039	7,9	100,1
0,750	0,038	5,0	0,051	6,7	98,9
1,000	0,038	3,8	0,061	6,1	98,3

З отриманих даних можна зробити висновок, що всі результати одержані при підрахунку відтворюваності та повторюваності входять в допустимі межі згідно рішення ЄС 657/2002 на різних рівнях валідації від 0,25 до 1 мкг/кг.

Таблиця 3.18

Коефіцієнт варіації для кількісних методів, (згідно рішення ЄС 657/2002)

Масова частка	Коефіцієнт варіації (%)
< 1 мкг/кг	*
1–10 мкг/кг	32
10–100 мкг/кг	23
100–1000 мкг/кг (1 мг/кг)	16

*Для масових часток менших за 1 мкг/кг застосування Рівняння Хортвіца дає неприпустимо високі значення, тому CV для концентрацій менших 1 мкг/кг повинні бути мінімальні.

Акредитовані вітчизняні лабораторії ветеринарної медицини, в основному, визначають показники безпеки необроблених харчових продуктів тваринного походження скринінговими методами. І відповідно до рішення ЄС 657/2002 (Commission Decision 2002), для виконання національних планів Державного моніторингу залишкових кількостей ветеринарних препаратів та забруднюючих речовин у живих тваринах, продуктах тваринного походження і кормах, а також харчових продуктах, підконтрольних ветеринарній службі, у разі отримання позитивних скринінгових результатів необхідно проводити дослідження в акредитованих лабораторіях із застосуванням підтверджуючих методів, чим і являється наш метод.

В результаті досліджень лабораторії науково–дослідного хіміко–токсикологічного відділу Державного науково – дослідного інституту з лабораторної діагностики та ветеринарно–санітарної експертизи (ДНДІЛДВСЕ) за 2015–2017 роки було проаналізовано 1169 зразків меду натурального різного походження на вміст метаболітів нітрофуранів.

При цьому встановлено, що зі 146 зразків, меду, які надійшли в лабораторію для аналіз у 2015 році, лише 1,4 % містили залишки нітрофуранів у концентрації, що не перевищувала МДР.

У 2016 році з 581 зразка меду, залишки нітрофуранів було виявлено у 3,4 % проб, тоді як у 2017 році з 442 зразків меду всі виявилися негативними щодо вмісту нітрофуранів.

Це вказує на припинення їх використання для лікування та профілактики інфекційних захворювань бджіл.

Детальний аналіз одержаних даних свідчить, що застосування бджолам нітрофуразону спричиняє накопичення його метаболіту – семікарбазиду (SEM) в меді (рис. 3.10) в концентраціях від 0,79 до 1,06 мкг/кг.

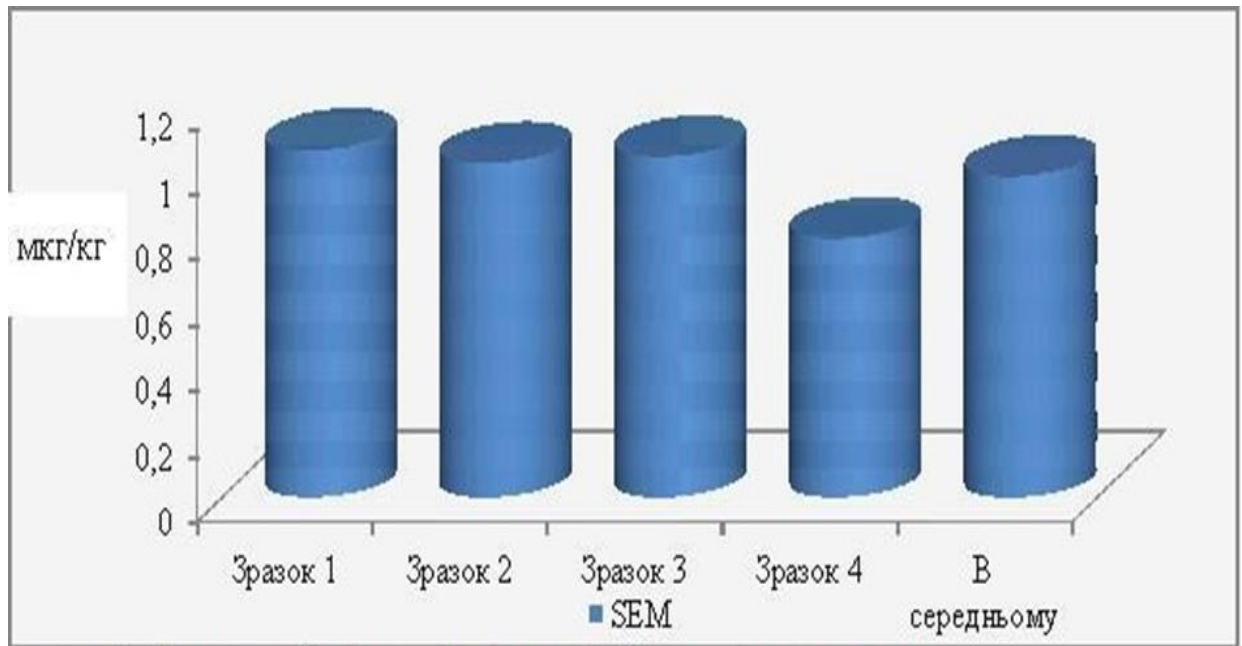


Рис. 3.10. Залишковий вміст семікарбазиду (SEM) у меді натуральному

Враховуючи, що на вміст нітрофуразону та його метаболітів у меді у чинних нормативних документах України обмеження не поширюється, його, часто застосовують у господарствах при інфекційних захворюваннях бджіл, особливо при аскоферозі методом дрібнодисперсного розпилення над розплодом. Потрапляння його в організм робочих бджіл сприяє включенню у метаболічні процеси з наступним перетворенням в семікарбазид та виділенням з організму у мед, де він може тривалий час зберігатися.

Крім нітрофуразону, при цьому ж захворюванні бджіл може використовуватися і фуразолідон, як діюча речовина препарату ноземацид, який застосовується при нозематозі бджіл. Причому інструкція з застосування цього препарату передбачає використання меду, одержаного після обробки бджіл на загальних підставах. Останній в організмі бджіл трансформується у 3-аміно-2-оксазолідинон (АОЗ) і також потрапляє у мед (рис. 3.11).

Як показали результати досліджень, залишковий вміст 3-аміно-2-оксазолідинону (АОЗ) у всіх зразках меду, який надійшов для аналізу, перевищував МДР більш, ніж у 2 рази за винятком зразка № 1. Це вказує на застосування цього нітрофурану бджолам, ймовірно, не лише з лікувальною, але й профілактичною метою.

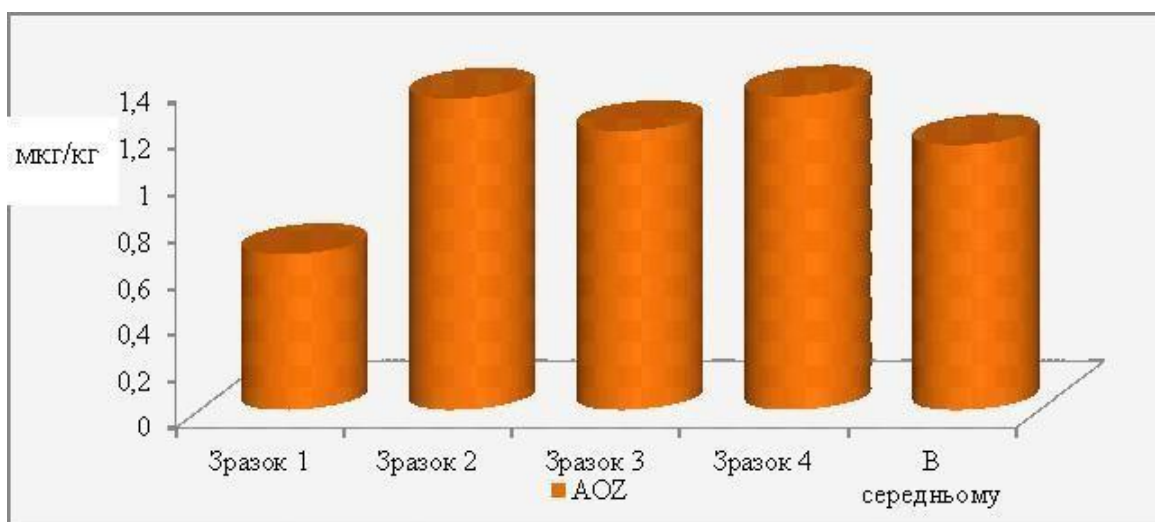


Рис. 3.11. Залишковий вміст 3-аміно-2-оксазолідину (АОЗ) у меді натуральному

Використання фуральтадону при лікуванні та профілактиці інфекційних захворюваннях бджіл сприяє накопиченню його метаболіту 3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідину (АМОЗ) у меді, причому в концентраціях які в усіх випадках (рис. 3.12), хоча й незначною мірою, але перевищували МДР (0,6 мкг/кг), що передбачає заборону на використання цих партій меду в якості харчового продукту.

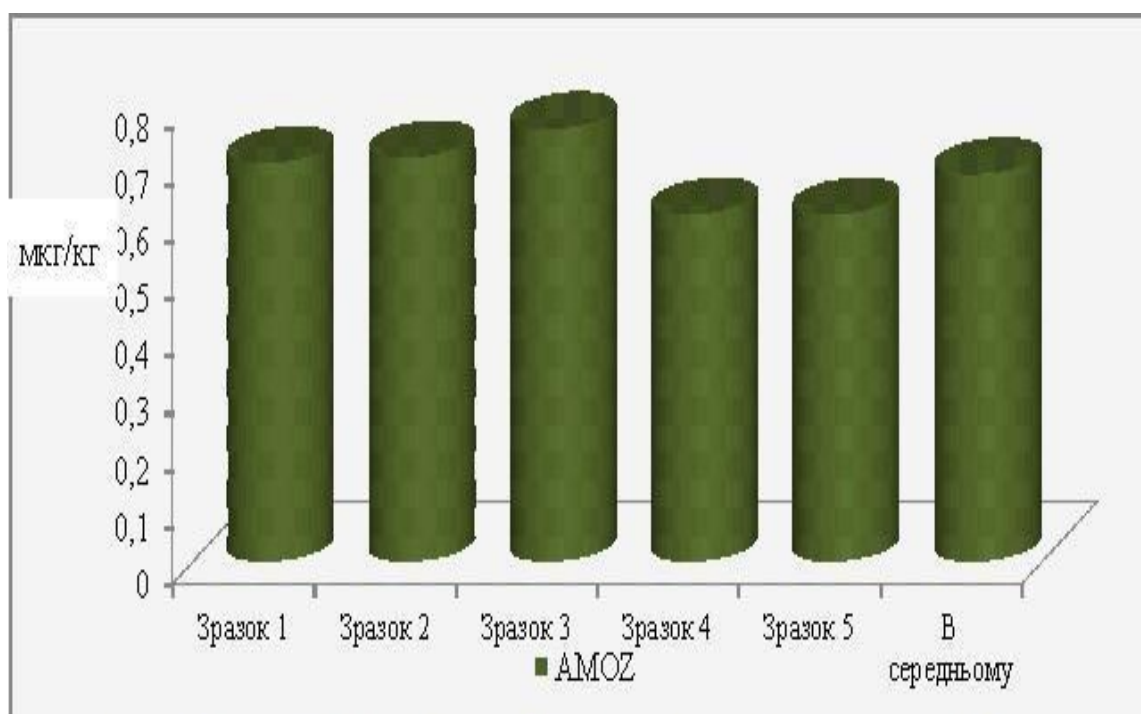


Рис.3.12. Залишковий вміст 3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідину (АМОЗ) у меді натуральному

Як видно з одержаних даних, найбільш поширеним препаратом з групи нітрофуранів у бджільництві виявився нітрофурантоїн. Про це свідчить залишковий вміст 1-аміногідантоїну (АНД) у зразках меду. При цьому слід відмітити, що нітрофурантоїн, ймовірно, використовувався як у різних концентраціях, так і з різною тривалістю обробок, оскільки залишковий вміст його метаболіту – 1-аміногідантоїну (АНД) у меді коливався від 1,09 до 4,3 мкг/кг (рис. 3.13).

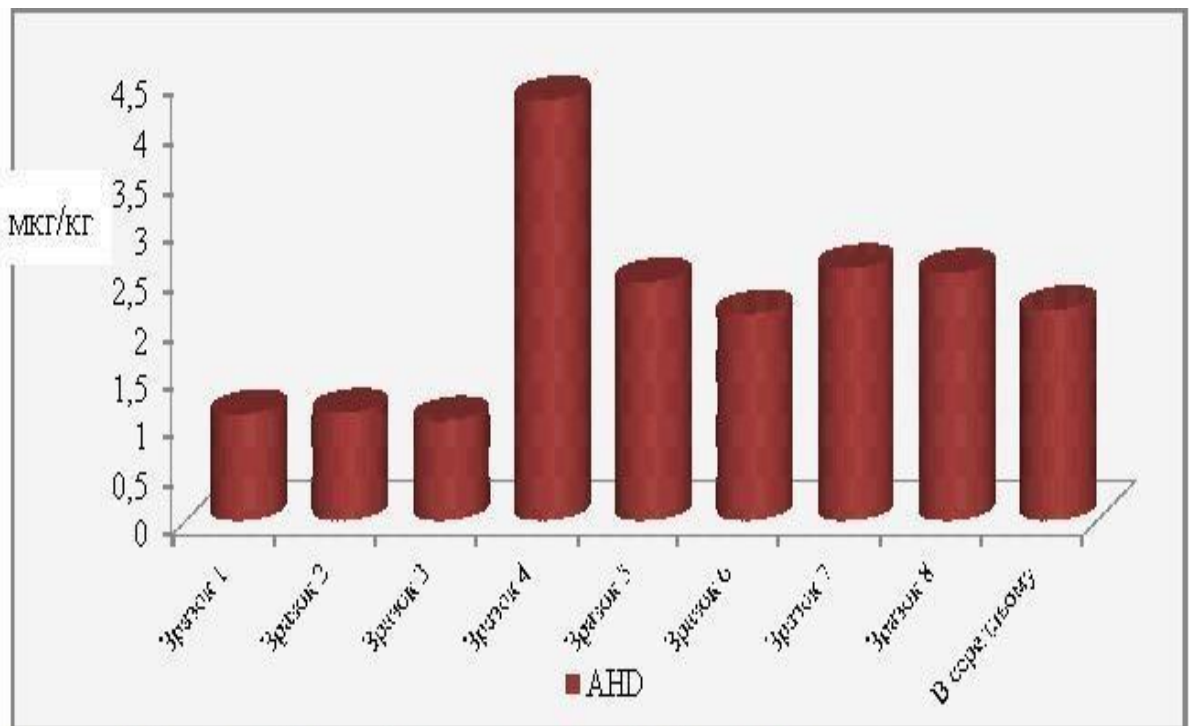


Рис. 3.13. Залишковий вміст 1-аміногідантоїну (АНД) у меді натуральному

Поширена практика використання цього препарату при лікуванні та профілактиці захворювань бджіл пов'язана, ймовірно, з відсутністю обмеження його вмісту в чинних нормативних документах України на мед натуральний.

Аналіз частоти виявлення в меді бджололиному залишкових кількостей метаболітів нітрофуранів показав, що найчастіше при лікуванні і профілактиці захворювань бджіл інфекційної природи використовується нітрофурантоїн, на другому місці за частотою виявлення знаходиться

фуральтадон, а нітрофуразон і фуразолідон використовуються в однаковій мірі (рис. 3.14.).



Рис. 3.14. Співвідношення нітрофуранів, виявлених у меді натуральному

Таким чином, можна зробити висновок, що при вживанні меду в організм людини може надходити певна кількість залишків метаболітів нітрофуранового ряду, які можуть проявляти свою дію і в організмі людини. Незважаючи на те, що нітрофурани малотоксичні, але будучи окислювачами встановлено, що у новонароджених і грудних дітей можуть викликати гемолітичну анемію та метгемоглобінемію. Іноді нітрофурани викликають порушення функції органів дихання (задишка, сухий кашель, озноб, раптове підвищення температури), легеневий фіброз. Фуразолідон пригнічує моноаміноксидазу (MAO), тому його одночасне надходження в організм з речовинами, які цей фермент інактивують (адреналін, норадреналін, дофамін, мезатон і ін.), а також з іншими препаратами, які інгібують MAO (нуредаль), і трициклічними антидепресантами несумісне. В іншому випадку може виникнути різке звуження судин, гіпертонічний криз, викликані ендогенними катехоламінами і їх попередниками, що всмокталися в шлунково-кишковому тракті.

Таким чином, проведено оцінювання придатності методу та встановлено параметри МС/МС детектування і визначено валідаційні характеристики.

Даний метод є точним, практичним та універсальним, що підтверджується отриманими даними ССа для АОЗ – 0,48 мкг/кг; АМОЗ – 0,47 мкг/кг; SEM – 0,46 мкг/кг; АНД – 0,48 мкг/кг; відсоток повернення складає 99,8 – 101,4 %. Ці результати задовольняють вимоги Європейських директив, у яких нітрофурани регламентуються на рівні 1 мкг/кг. Розроблений метод здатний виявляти залишкові кількості нітрофуранів на рівні 0,5 мкг/кг, що підтверджує його чутливість, точність методу додатково забезпечується використанням внутрішніх дейтерованих стандартів (АМОЗ–D5, АОЗ–D4, SEM–15N2,13C*HCL, АНД–13C13).

Універсальність та практичність методу ґрунтується на одночасному виявленні метаболітів нітрофуранів в меді. На основі експериментальних даних встановлено, що методика визначення метаболітів нітрофуранів методом РХ/МС/МС є придатною для дослідження меду і може успішно використовуватися лабораторіями ветеринарної медицини.

Проведеними дослідженнями виявлено 4 метаболіти нітрофуранів у меді натуральному, а саме метаболіт фуразолідону 3-аміно – 2-оксазолідинон (АОЗ), нітрофуразону – семікарбазид (SEM), фуральтадону – 3-аміно – 5-морфолінометил – 2-оксазолідинон (АМОЗ) та нітрофурантоїну – 1-аміногидантоїн (АНД).

Вміст 3-аміно – 2-оксазолідинон (АОЗ) та семікарбазиду (SEM) у меді перевищує МДР за нормативами України. За нормативами ЄС вміст 3-аміно – 2-оксазолідинон (АОЗ), 3-аміно – 5-морфолінометил – 2-оксазолідинон (АМОЗ) та 1-аміногидантоїн (АНД) в меді перевищує МДР, а вміст семікарбазиду (SEM) не перевищував максимально допустимі концентрації.

РОЗДІЛ 4
ВПЛИВ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ НА ЯКІСТЬ БІЛКОВОЇ
ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА ВИРОБЛЕНОЇ В УМОВАХ
ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА НЕКТАРОПИЛКОНОСНІ
УГІДДЯ

4.1. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у квітковому пилку кукурудзи за мінерального удобрення ґрунтів

Зменшення радіонуклідів у продукції рослинництва та підвищення її безпеки в умовах радіоактивного забруднення довкілля є одним із важливих і пріоритетних соціальних завдань. Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях має здійснюватись згідно з положеннями концепції проживання населення на території України з підвищеними рівнями радіаційного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, з додержанням норм радіаційної безпеки і основних санітарних правил і забезпечувати виробництво продуктів харчування, вміст в яких радіоактивних речовин не перевищує допустимих рівнів.

У господарствах на забруднених радіонуклідами територіях необхідно вирішувати наступні завдання:

1. Виробництво сільськогосподарської продукції, споживання якої без обмежень не призведе до перевищення середньорічної ефективної еквівалентної дози опромінення людини 0,1 бер на рік понад дозу, яку вона отримувала у доаварійний період.

2. Впровадження у виробництво заходів щодо зменшення вмісту радіонуклідів у продукції до рівня, що не перевищує встановлених рівнів, з урахуванням їх економічної доцільності.

3. Проведення протиерозійних заходів запобігання міграції радіонуклідів на незабруднені угіддя, у водойми, на території населених

пунктів тощо.

Зональний принцип ведення сільськогосподарського виробництва залежно від щільності забруднення угідь не є підставою для вирішення питань про евакуацію чи реевакуацію населення, проведення тих чи інших робіт. Тому точнішим показником має бути величина поглинутої населенням ефективної еквівалентної дози як головного чинника, що визначає радіобіологічні ефекти.

Відомо, що сільськогосподарські медоноси є потужним джерелом пилку, з якого бджоли виробляють білкову товарну продукцію. Квітковий пилок цих рослин є сировиною для виробництва бджолами обніжжя, перги, а також гомогенату трутневих личинок та іншої продукції бджільництва.

Зниження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції можливе за переміщення пасік на умовно чисті території, переробку цієї продукції на слабоалкогольні напої, а також уникнення виробництва її з рослин, які активно накопичують радіонукліди [47]. Однак, перераховані заходи не завжди дають бажаний ефект, особливо за виробництва бджолиної білкової продукції з пилку сільськогосподарських медоносів. Зниження питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва шляхом запобігання забруднення даними радіонуклідами сировини, з якої її виробляють, а саме квіткового пилку, вивчено недостатньо.

Тому подальші наші дослідження були спрямовані на пошук заходів для підвищення якості білкової сировини бджільництва, одержаної в умовах з різним рівнем забруднення сільськогосподарських медоносних угідь за рахунок зниження міграційної здатності радіонуклідів у трофічних ланцюгах, що є найбільш привабливим у вирішенні даної проблеми.

На даний час зарубіжними та вітчизняними вченими вивчено та доведено певну низку особливостей накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинами. Зокрема, з'ясовано, що переміщення ^{137}Cs та ^{90}Sr з ґрунту у рослини залежить, певною мірою, від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів, властивостей ґрунту, біологічних особливостей рослин, рН ґрунтового

розчину, наявності в обмінній формі калію і кальцію та ін.

Враховуючи ці особливості, для зниження переходу радіонуклідів на практиці широкого застосування набуває зниження кислотності ґрунту, збільшення у них рухомих форм калію і кальцію шляхом внесення добрив та вапнування.

Однак, вплив цих заходів на інтенсивність зниження забруднення радіонуклідами квіткового пилку, який є сировиною для виробництва білкової продукції бджільництва, достатньо не вивчено.

Відомо, що рН ґрунту має певний вплив на трансформацію радіонуклідів у рослини та їх продукцію. Інтенсивність міграції радіонуклідів підвищується за рахунок збільшення їх рухомих форм на кислих ґрунтах.

У результаті проведених досліджень нами встановлено, що пилки, одержаний з кукурудзи, вирощеної на ґрунтах з кислим рН середовищем, мав вищу питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у порівнянні з слабо кислим, нейтральним та слабо лужним середовищем (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Питома активність радіонуклідів у квітковому пилку кукурудзи за різного рН середовища ґрунту, Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)

№ ділянки	рН ґрунту	Радіонукліди	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	4,6	9,7±0,91	0,6±0,091
II	5,8	8,0±1,08	0,52±0,009
III	6,6	6,2±0,091*	0,38±0,016
IV	7,7	5,8±0,168*	0,32±0,009*

Зокрема, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи була вища відповідно за рН 4,6 на 67,2 і 87,5 %, за рН 5,8 – на 37,9 і 62,5 %, за рН 6,6 – на 6,9 і 18,8 % порівняно з рН 7,7.

Аналіз коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи за різної кислотності ґрунтів також мав певні особливості (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

**Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у пилку кукурудзи за
різного рН середовища ґрунтів**

№ ділянки	рН ґрунту	Радіонукліди	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	4,6	0,28	0,12
II	5,8	0,16	0,10
III	6,6	0,14	0,07
IV	7,7	0,14	0,06

Зокрема, за зниження кислотності ґрунту спостерігалось зменшення у пилку коефіцієнта накопичення як ^{137}Cs так і ^{90}Sr . Так, зниження кислотності ґрунту медоносних угідь з 4,6 до 5,8 сприяла зменшенню коефіцієнта накопичення у пилку ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно на 42,8 і 16,6 % з 5,8 до 6,6 – на 50,0 і 41,6 %. Тоді, як за зниження кислотності ґрунту з 6,6 до 7,7 – спостерігалось зменшення коефіцієнта накопичення ^{90}Sr на 14,3 %.

Одержані результати досліджень показали, що за підживлення кукурудзи азотними добривами, зокрема селітрою аміачною, питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у пилку кукурудзи збільшилась на 17,1 та 28,7 % відповідно (табл. 4.3).

Внесення під кукурудзу фосфорних добрив сприяло зниженню питомої активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи на 37,0 та 39,5 %, а калійних – відповідно на 44,3 та 39,5 %.

Найвищу ефективність зниження питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у пилку кукурудзи виявлено за внесення калійних добрив.

Зокрема, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи за внесення калійних добрив була нижча, порівняно із застосуванням азотних, на 52,5 і 62,1 %. Тоді, як за внесення фосфорних добрив даний показник був нижчим на 11,6%, а ^{90}Sr – на 19,3 %, порівнюючи з використанням калійних добрив.

Таблиця 4.3

Питома активність Cs^{137} та Sr^{90} у квітковому пилку кукурудзи за використання агрохімічних заходів, Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)

Номер ділянки	Агрохімічні заходи	Питома активність радіонуклідів у пилку	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	Без підживлення	103,5±4,87	33,4±0,57
II	Підживлення азотними добривами (аміачна селітра)	121,2±2,69*	43,0±0,51***
III	Внесення фосфорних добрив (суперфосфат простий)	65,2±1,46**	20,2±0,38***
IV	Внесення калійних добрив (калій хлористий)	57,6±0,62***	16,3±0,13***

Питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи за підживлення її азотними добривами була вища порівняно використанням фосфорних на 85,9 % і 2,13 рази та калійних – у 2,1 і 2,1 рази.

Характеризуючи коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у пилку кукурудзи за внесення азотних добрив під рослину, необхідно відмітити, що даний показник збільшився на 15,1 % (табл. 4.4).

Внесення фосфорних та калійних добрив під кукурудзу, навпаки, зменшувало накопичення у пилку ^{137}Cs на 6,0 та 45,5 % відповідно.

Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у квітковому пилку збільшився за використання азотних добрив під кукурудзу на 27,7 %, а за фосфорних та калійних добрив, навпаки, зменшився – відповідно на 22,2 та 33,3 %.

Таблиця 4.4

**Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у квітковому пилку
кукурудзи за використання агрохімічних заходів**

Номер ділянки	Агрохімічні заходи	Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у пилку	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	Без підживлення		
		0,33	0,18
II	Підживлення азотними добривами (аміачна селітра)	0,38	0,23
III	Внесення фосфорних добрив (суперфосфат простий)	0,31	0,14
IV	Внесення калійних добрив (калій хлористий)	0,18	0,12

Результати досліджень показали, що найвища ефективність зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи спостерігалась також за внесення у ґрунт калію хлористого.

Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у пилку кукурудзи за використання калію хлористого був нижчим, порівняно з селітрою аміачною, на 52,6 %, і ^{90}Sr – на 39,1 %, а за використання суперфосфату простого на 41,9 % і ^{90}Sr – на 14,3 %.

Результати досліджень з вивчення впливу внесення органіко-мінеральних добрив під кукурудзу на питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку кукурудзи показали деякі тенденції до накопичення їх у даній сировині (табл. 4.5).

Зокрема, питома активність ^{137}Cs у квітковому пилку знизилась за підживлення кукурудзи Кропмаксом на 14,3 %, вігро-28 – на 19,1 %, калієм хлористим з Кропмаксом – на 20,2 %, калієм хлористим з Ростконцентратом – на 16,7 %, суперфосфатом простим з Кропмаксом – на 16,7 % та

суперфосфатом простим з Ростконцентратом – на 15,5 %. За використання Ростконцентрату питома активність ^{137}Cs , навпаки, підвищилась у пилку кукурудзи на 4,8 % ($p < 0,005$).

Таблиця 4.5

**Питома активність радіонуклідів у квітковому пилку кукурудзи,
Бк/кг ($M \pm m, n=4$)**

№ ділянки	Вид добрива	Радіонукліди	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	Без підживлення	8,4±0,001	0,44±0,002
II	Кропмакс	7,2±0,001***	0,40±0,003***
III	Вігро– 28	6,8±0,001***	0,38±0,002***
IV	Ростконцентрат	8,8±0,001***	0,49±0,002***
V	Калій хлористий + Кропмакс	6,7±0,002***	0,42±0,001***
VI	Калій хлористий + Ростконцентрат	7,0±0,001***	0,46±0,002**
VII	Суперфосфат простий + Кропмакс	7,0±0,001***	0,39±0,002***
VIII	Суперфосфат простий + Ростконцентрат	7,1±0,002***	0,40±0,002***

Питома активність ^{90}Sr у пилку кукурудзи за підживлення рослин Кропмаксом знизилась на 9,1 %, Вігро–28 – на 13,6, калієм хлористим з Кропмаксом – на 4,5 %, суперфосфатом простим з Кропмаксом – на 11,4 %, суперфосфатом простим з Ростконцентратом – на 9,1 %, а за використання Ростконцентрату та калію хлористого з Ростконцентратом підвищилась відповідно на 11,4 та 4,5 %. Найнижча концентрація ^{137}Cs у пилку кукурудзи спостерігалась за використання Вігро–28 та калію хлористого з Кропмаксом, яка складала відповідно 6,8 Бк/кг та 6,7 Бк/кг.

Питома активність ^{90}Sr у квітковому пилку була найнижча за використання Вігро–28 та суперфосфату простого з Кропмаксом, вона

складала 0,38 Бк/кг та 0,39 Бк/кг, тоді, як у контролі цей показник був у межах 0,44 Бк/кг. Найвищі показники питомої активності ^{90}Sr були у квітковому пилку за внесення у ґрунт Ростконцентрату та калію хлористого з Ростконцентратом ($p < 0,001$).

За використання Кропмаксу, Вігро–28, калію хлористого з Кропмаксом, калію хлористого з Ростконцентратом та суперфосфату простого з Кропмаксом, суперфосфату простого з Ростконцентратом коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у квітковому пилку знизився відповідно на 16,6 %, 22,2, 22,2, 16,6, 11,1 та 5,6 % (табл. 4.6).

Таблиця 4.6

**Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у квітковому пилку
кукурудзи за використання органо–мінеральних добрив**

№ ділянки	Вид добрива	Радіонукліди	
		^{137}Cs	^{90}Sr
I	Без підживлення	0,18	0,13
II	Кропмакс	0,15	0,12
III	Вігро–28	0,14	0,12
IV	Ростконцентрат	0,18	0,15
V	Калій хлористий + Кропмакс	0,14	0,12
VI	Калій хлористий + Ростконцентрат	0,15	0,13
VII	Суперфосфат простий + Кропмакс	0,16	0,11
VIII	Суперфосфат простий + Ростконцентрат	0,17	0,13

За використання ростконцентрату змін коефіцієнту накопичення ^{137}Cs у пилку не виявлено. Найвищий рівень зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs у пилку кукурудзи спостерігався за підживлення її Вігро–28 та калієм хлористим з Кропмаксом.

Коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у квітковому пилку був нижчим на 7,7 % за внесення препаратів Вігро–28, Кропмаксу та калію хлористого з Кропмаксом, на 15,4 % – за внесення суперфосфату простого з Кропмаксом порівняно з аналогічною сировиною, одержаною з кукурудзи без застосування добрив. Водночас, за використання Ростконцентрату коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у пилку кукурудзи підвищився на 15,4 %. За використання калію хлористого з Ростконцентратом та суперфосфату простого з Ростконцентратом під кукурудзу впливу на коефіцієнт накопичення у пилку ^{90}Sr не виявлено.

Певні відмінності виявлені між коефіцієнтом накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у пилку за використання органо–мінеральних добрив. Зокрема, коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у пилку кукурудзи був нижчий порівняно з ^{137}Cs за використання підживлення її кропмаксом на 20,0 %, Вігро–28 – на 14,3, Ростконцентратом – на 16,7, калієм хлористим з Кропмаксом – на 14,3, калієм хлористим з Ростконцентратом – на 13,3, суперфосфатом простим з Кропмаксом – на 31,3 та суперфосфатом простим з Ростконцентратом – на 23,5 %.

Аналізуючи ефективність підживлення кукурудзи органо–мінеральними добривами, виявлено, що найнижчий коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у пилку кукурудзи був за використання Вігро–28 та калію хлористого з Кропмаксом. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у пилку був нижчий за використання Вігро–28 та калію хлористого з Кропмаксом, у порівнянні з аналогічною сировиною, одержаною при застосуванні Кропмаксу, на 6,7 %, Ростконцентрату – на 22,2 і 22,2 %, калію хлористого з Ростконцентратом 6,7 і 6,7 %, суперфосфату з Кропмаксом – на 12,5 і 12,5 % та суперфосфатом простим і Ростконцентратом – на 17,6 і 17,6 %.

Найвищий коефіцієнт накопичення цезію-137 виявлено у пилку за підживлення кукурудзи Ростконцентратом. Зокрема, у зібраному квітковому пилку за підживлення кукурудзи Ростконцентратом питома активність ^{137}Cs була вища порівняно з аналогічною сировиною, одержаною за використання Кропмаксу, на 16,7 %, вігро-28 – на 22,2 %, калію хлористого з Кропмаксом – на 22,2 %, калію хлористого з Ростконцентратом – на 16,7 %, суперфосфату з кропмаксом – на 11,1 % та суперфосфату з Ростконцентратом – на 5,6 %.

Результати досліджень показали, що найнижчим коефіцієнтом накопичення ^{90}Sr характеризувався пилко, одержаний за підживлення кукурудзи суперфосфатом з кропмаксом. Так, за підживлення кукурудзи даним добривом коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у пилку був нижчим, порівняно з аналогічною сировиною, одержаною при використанні Кропмаксу, на 8,3 %, Вігро-28 – на 8,3, Ростконцентрату – на 26,7, калію хлористого з Ростконцентратом – на 15,4 та суперфосфату з Ростконцентратом – на 15,4 %.

Найвищий коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у пилку виявлено за підживлення кукурудзи Ростконцентратом. Зокрема, коефіцієнт накопичення радіонукліда за підживлення Ростконцентратом був вищим, порівняно з аналогічною сировиною, одержаною за внесення під кукурудзу Кропмаксу, Вігро-28, калію хлористого з Кропмаксом, калію хлористого з Кропмаксом, калію хлористого з Ростконцентратом, суперфосфату простого з Кропмаксом та суперфосфату простого з Ростконцентратом відповідно на 20,0%; 20,0; 20,0; 13,3; 26,7 та 13,3%.

Основні результати досліджень було опубліковано у статтях [47, 50, 51, 128].

4.2. Вплив вапнування ґрунтів сільськогосподарських медоносних угідь на коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва

Трансформація різних сполук, в тому числі і важких металів, в ґрунті пов'язана з багатьма факторами, що ускладнюють їх відновлення. Одним із основних заходів зменшення негативного впливу важких металів на ґрунтові екосистеми є детоксикація. Детоксикація ґрунтів ґрунтується на створенні умов повного або часткового звільнення ґрунтів від забруднюючих речовин, що сприятиме самовідновленню ґрунту. Детоксикація включає фізичні, хімічні та біологічні фактори [196].

Основні процеси відновлення включають перетворення у нерухому форму важких металів, їх розділення та руйнування. Перетворення важких металів у нерухому форму відбувається за рахунок сорбційних процесів. Руйнування шкідливих речовин ґрунтів може відбуватися за рахунок впливу температурних та хімічних факторів, зокрема спалювання, хімічне окислення та поділ. Внаслідок цих факторів шкідливі речовини з ґрунту вилучаються в чистому вигляді або у вигляді забруднюючих речовин. Для зниження міграції забруднюючих речовин в ґрунті високу ефективність має утворення нерозчинних комплексів, переведення їх у твердий стан, що дістало назву інкапсуляція. Внаслідок приєднання до нерозчинних комплексів забруднюючих речовин змінюється їх фізико-хімічні властивості. На зниження міграції важких металів з ґрунту у рослинність позитивно впливає перетворення рухомих форм важких металів у нерозчинні сполуки за використання сульфіту, карбонату і гумату калію. Інкапсуляція є одним із методів реанімації ґрунтів, яка сприяє поліпшенню фізичних і токсикологічних залишків у ґрунті, хоча зростає зацікавленість і у більш ефективних технологіях. Широкого застосування при інкапсуляції набуває цемент та вапно .

Забруднюючі речовини завдяки затвердінню з цими речовинами зменшують міграційну властивість у ґрунті. На практиці знайшла своє

застосування з метою очищення ґрунтів від важких металів так звана вітрифікація і фітоекстракція.

Широкого застосування на сьогодні набуває руйнування забруднювачів шляхом їх окислення. Цей метод є одним із ефективних заходів при реанімації забруднених територій. Суть його полягає у генерації гідроксильних радикалів, які мають високу ефективність окислення. Серед усіх окиснювачів цей метод є найефективнішим. Хімічне окислення ґрунтів проводять на територіях з високим рівнем забруднення.

Порівняно тривалий час для знешкодження шкідливих сполук використовують високотемпературну обробку шляхом спалювання. Однак цей спосіб має ряд недоліків, так як при спалюванні в навколишнє середовище потрапляє певна кількість шкідливих речовин діоксинів.

Відома і електрокінетична обробка ґрунту. Даним методом знезаражують ґрунт шляхом видалення з нього металів і деяких видів органічних залишків металів. Суть цього методу полягає у використанні постійного струму малої інтенсивності. Електрокінетичне відновлення використовують для зниження міграції забруднюючих речовин. Широке застосування цей метод набуває при очищенні ґрунтів з низькою проникністю. Однак поряд з позитивними сторонами необхідно зазначити деякі недоліки цього способу. Зокрема, електрокінетичне відновлення має обмежену розчинність та десорбцію забруднюючих речовин у верхній прошарку ґрунту. Низька ефективність видалення з ґрунту забруднюючих речовин спостерігається при високій концентрації в ній каменів, гравію та ін.

Сучасний екологічний стан виробництва сільськогосподарської продукції почав викликати тривогу, що призвело до виникнення руху за альтернативне землеробство, одним із заходів якого є внесення вапняку у кислі ґрунти. Одним із основних завдань органічного виробництва є забезпечення населення якісними і безпечними продуктами харчування і відсутність негативного впливу на навколишнє природне середовище.

Широкого застосування набувають способи зниження міграційних процесів забруднюючих речовин, в тому числі і важких металів у ґрунтах сільськогосподарського призначення. До основних із них необхідно віднести вапнування кислих ґрунтів, використання мінеральних речовин, цеолітів, глинування, підбір рослин, які сприятимуть закріпленню важких металів у ґрунтах та ін.

При вапнуванні ґрунтів високої кислотності і доведення рН до 6,0–6,5 переважна кількість важких металів утворює важкодоступні сполуки у вигляді карбонатів, а також з'єднання їх оксидами та гідроксидами заліза. Поряд з цим спостерігається утворення обмінного кальцію, що знижує накопичення рослинами деяких металів.

Окрім вапна, для зниження міграції важких металів з ґрунту в рослини використовують також карбонат кальцію, дефекат, фосфогіпс.

З метою зниження забруднення ґрунтів використовують також процес фітореMediaції, який полягає у суперакумулятивних властивостях деяких рослин. Цей метод має високу ефективність при невисокому забрудненні ґрунту. Помітне зниження міграції важких металів виявлено за органічного землеробства.

Явище антагонізму використовують як один із способів зниження засвоєння деяких важких металів. При використанні даного явища, завдяки додатковим внесенням елемента–антагоніста, можна знизити міграцію того чи іншого елемента в рослину. Підбір певних культур рослин за принципом зниження надходжень шкідливих компонентів у рослини є більш ефективним заходом зниження міграції важких металів у рослини, а також кальцієвмісних речовин та сорбентів.

Природні цеоліти також знайшли своє застосування при реанімації ґрунтів, забруднених важкими металами. Цеоліти володіють найвищою здатністю поглинати важкі метали. Внесення кліноптілоліта в ґрунт із розрахунку 15 т/га підвищує поглинання важких металів до 20%. Водночас необхідно зазначити, що цей процес триває до 7 років.

Препарати, виготовлені на основі цеолітів та аеросилів, використовують для зменшення міграції важких металів з ґрунту в рослини. Завдяки високій абсорбційній властивості ацидофільні хемолітотрофні бактерії беруть участь у створенні стійких біологічних каталізаторів, що в свою чергу знижують міграцію токсичних елементів у живі організми.

Усі речовини, які використовуються при реанімації забруднених важкими металами ґрунтів, повинні забезпечувати високу ефективність сорбції процесів, доступність та прийнятну вартість.

Одним із сучасних напрямків підвищення якості продукції сільськогосподарського виробництва, в тому числі і продукції бджільництва, є органічне виробництво.

Одним із важливих факторів щодо інтенсивності міграції важких металів в системі ґрунт-рослина є рН середовища. Відомо, що на ґрунтах із кислим рН середовища міграція важких металів у системі ґрунт–рослина вища порівняно з близьким до нейтрального та нейтральним. Висока кислотність ґрунтів призводить до розчинення зафіксованих мінералами ґрунту важких металів, що сприяє міграції їх у рослини. З метою зниження кислотності ґрунтів широкого використання на практиці набуває їх вапнування.

Доведено, що при вапнуванні кислих ґрунтів важкі метали утворюють важкодоступні сполуки, зокрема карбонати, що сприяє також зниженню міграції цих речовин у рослини.

Відомо, що на ґрунтах з високою кислотністю відбувається підвищення інтенсивності переміщення ^{137}Cs та ^{90}Sr у рослини та їх продукцію. На практиці для зниження кислотності ґрунтового середовища широкого застосування набуває вапнування ґрунтів. Результати наших досліджень показали, що зниження кислотності ґрунту медоносних сільськогосподарських угідь шляхом вапнування позитивно вплинуло на підвищення якості білкової продукції.

Зміна рН ґрунту медоносних рослин з 4,7 до 6,8 сприяло зниженню

питомої активності ^{137}Cs у бджолиному обніжжі та перзі, вироблених з пилку ріпаку озимого, відповідно на 40,0 та 42,9 %. Питома активність ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з пилку гречки, за вапнування ґрунту зменшилась на 30,5 %, 23,3 та 54,0 % відповідно.

У бджолиному обніжжі та перзі з квіткового пилку ріпаку озимого за вапнування ґрунту питома активність ^{90}Sr зменшилась на 43,3 та 42,89% відповідно. У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з пилку під час цвітіння гречки, питома активність ^{90}Sr зменшилась відповідно на 27,6, 23,8 та 37,5 %.

У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з пилку гречки, коефіцієнт накопичення також зменшився на 23,3 %, 15,9 та 57,1 % відповідно.

Зниження кислотності ґрунту шляхом вапнування при вирощуванні ріпаку озимого сприяло зменшенню коефіцієнта накопичення ^{90}Sr у бджолиному обніжжі на 35,7 %, перзі – на 31,6 %. У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених з пилку гречки, коефіцієнт накопичення даного радіонукліда був нижчий на 21,1 %, 15,7 та 30,7 % відповідно.

**Питома активність радіонуклідів у білковій продукції
бджільництва за вапнування ґрунту медоносних угідь ($M \pm m$, $n=4$)**

Продукція	Медоноси	рН ґрунту		Питома активність, Бк/кг			
		без вапнування	за вапнування	^{137}Cs		^{90}Sr	
				без вапнування ґрунту	за вапнування ґрунту	без вапнування ґрунту	за вапнування ґрунту
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	4,7	6,8	$7,5 \pm 0,25$	$4,5 \pm 0,04^{***}$	$0,30 \pm 0,02$	$0,17 \pm 0,03^*$
	Гречка	4,9	7,9	$10,5 \pm 0,45$	$7,3 \pm 0,04^{**}$	$0,58 \pm 0,01$	$0,42 \pm 0,004^{***}$
Перга	Ріпак озимий	4,7	6,8	$21 \pm 0,32$	$12 \pm 0,04^{***}$	$2,1 \pm 0,03$	$1,2 \pm 0,32^*$
	Гречка	4,9	7,9	$30 \pm 0,06$	$23 \pm 0,52^{***}$	$6,3 \pm 0,08$	$4,8 \pm 0,22^{**}$
Гомогенат трутневих личинок	Гречка	4,9	7,9	$0,24 \pm 0,013$	$0,11 \pm 0,009^*$	$0,08 \pm 0,009$	$0,05 \pm 0,009$

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у бджолиному обніжжі та перзі, вироблених з пилку ріпаку озимого за вапнування ґрунту, зменшився відповідно на 31,8 та 29,6 % (табл. 4.8).

**Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції
бджільництва за вапнування ґрунтів**

Продукція	Медоноси	рН ґрунту		Коефіцієнт накопичення			
		без вапнування	за вапнування	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
				без вапнування ґрунту	за вапнування ґрунту	без вапнування ґрунту	за вапнування ґрунту
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	4,7	6,8	0,22	0,15	0,14	0,09
	Гречка	4,9	7,9	0,30	0,23	0,19	0,15
Перга	Ріпак озимий	4,7	6,8	0,54	0,38	1,9	1,3
	Гречка	4,9	7,9	0,88	0,74	2,1	1,77
Гомогенат трутневих личинок	Гречка	4,9	7,9	0,007	0,0049	0,026	0,018

Результати досліджень з вивчення ефективності вапнування ґрунту медоносних угідь показали вищу реакцію на зниження коефіцієнта накопичення радіонуклідів у білковій продукції, виробленій з пилку ріпаку озимого порівняно з гречкою (рис. 4.1).

Зокрема, у бджолиному обніжжі та перзі з ріпаку озимого коефіцієнт накопичення ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr був нижчим відповідно у 1,53 і 1,95 рази та у 1,1 і 1,36 рази, порівняно з аналогічною сировиною, одержаною з пилку гречки.

Водночас, необхідно відмітити, що коефіцієнт накопичення ⁹⁰Sr у бджолиному обніжжі був нижчим з пилку ріпаку озимого та гречки відповідно у 1,67 та 1,67 рази порівняно з ¹³⁷Cs. Коефіцієнт накопичення ⁹⁰Sr у перзі, виробленій з пилку озимого ріпаку та гречки, був вищим порівняно з ¹³⁷Cs у 3,4 та 2,4 рази відповідно.

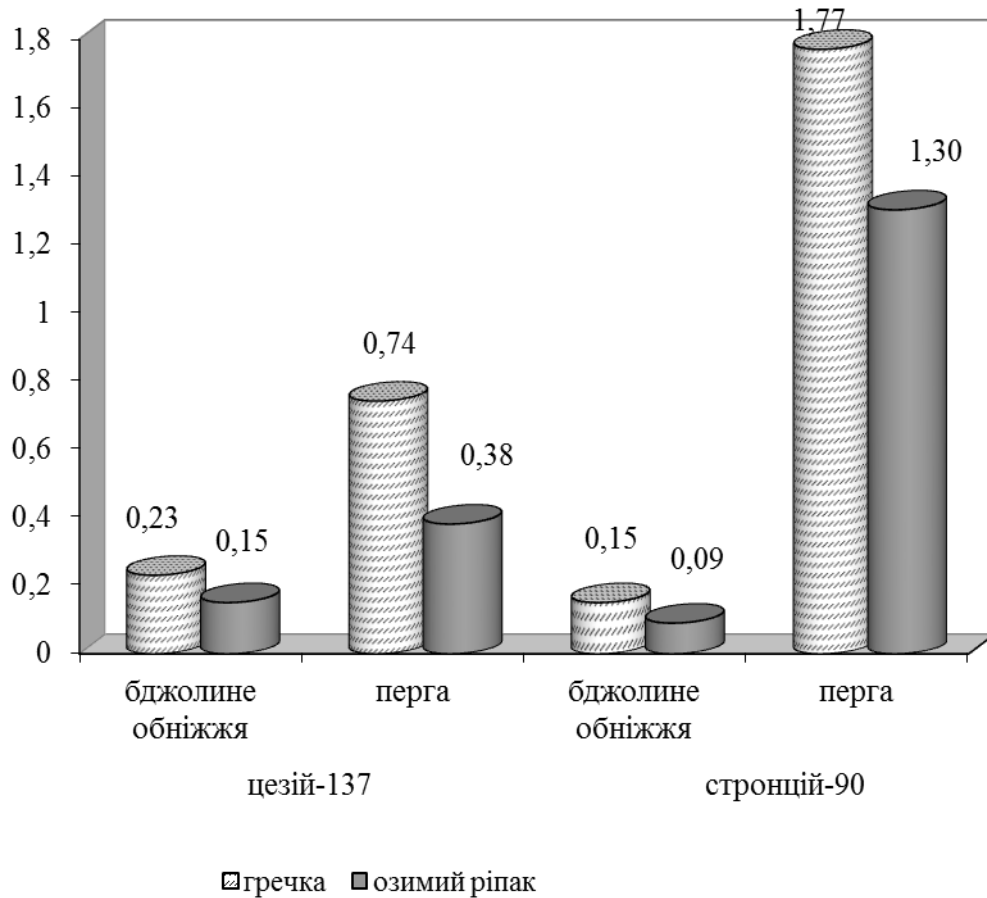


Рис. 4.1. Інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за вапнування ґрунту

Тобто, зниження кислотності ґрунтового середовища медоносних угідь дало можливість знизити питому активність радіонуклідів у продуктах переробки бджолами квіткового пилку обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок.

Аналіз білкової продуктивності бджолиних сімей за внесення дефекату у ґрунт медоносних угідь показав збільшення виробництва бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок (табл. 4.9).

Продуктивність бджолиних сімей за внесення у ґрунт дефекату при вирощуванні сільськогосподарських медоносів

Заходи	Медоноси	Продукція, кг		
		бджолине обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Без внесення дефекату	Ріпак озимий	0,22	0,580	–
	Гречка	0,19	0,50	0,180
За внесення дефекату	Ріпак озимий	0,26	0,615	–
	Гречка	0,230	0,510	0,205

Зокрема, за внесення у ґрунт дефекату спостерігалось підвищення виробництва бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок, вироблених під час цвітіння ріпаку озимого – на 18,2 і 6,0 % та гречки на 21,0, 2,0 і 13,8 % відповідно.

Основні результати досліджень були опубліковано у статтях [49, 52, 134, 131, 132].

4.3. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва за внесення у ґрунт медоносних угідь калію хлористого

Виходячи з одержаних нами результатів досліджень, які показали високу ефективність зниження ^{137}Cs та ^{90}Sr у квітковому пилку за використання калію хлористого, подальші наші дослідження були спрямовані на вивчення впливу даного мінерального добрива на якість білкової продукції бджільництва, виробленої в умовах забруднення медоносних угідь радіоактивними речовинами.

Результати досліджень з вивчення ефективності внесення калію хлористого у ґрунти медоносних угідь показали, що за використання даного добрива питома активність ^{137}Cs у бджолиному обніжжі з ріпаку озимого та

гречки знизилась відповідно на 32,1 та 35,2 % ($p < 0,001$) (табл. 4.10).

Таблиця 4.10

Питома активність радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за внесення у ґрунт медоносних угідь калію хлористого, Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)

Продукція	Медоноси	^{137}Cs		^{90}Sr	
		без внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого	без внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	10,6±0,182	7,2±0,11***	0,42±0,009	0,27±0,009***
	Гречка	12,5±0,182	8,1±0,09***	0,48±0,013	0,32±0,018***
Перга	Ріпак озимий	15,5±0,195	9,1±0,11***	0,32±0,009	0,21±0,009***
	Гречка	15,6±0,195	10,5±0,15***	0,47±0,013	0,32±0,011***
Гомогенат трутневих личинок	Гречка	0,15±0,009	0,11±0,009***	0,025±0,007	0,02±0,007***

У перзі, одержаній під час цвітіння ріпаку озимого, питома активність ^{137}Cs зменшилась на 41,3 %, а гречки – на 32,7 % за використання калію хлористого. У гомогенаті трутневих личинок, одержаному під час цвітіння гречки за внесення у ґрунт калію хлористого, питома активність ^{137}Cs знизилась на 26,7 %.

Питома активність ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, одержаному з пилку ріпаку озимого і гречки за внесення у ґрунт калію хлористого, знизилась відповідно на 35,7 і 33,3% ($p < 0,001$). У перзі, заготовленій під час цвітіння ріпаку озимого, питома активність ^{90}Sr знизилась на 34,4%, а гречки – на 31,9 %. Гомогенат трутневих личинок, вироблений під час цвітіння гречки за внесення калію хлористого у ґрунт медоносних угідь, мав нижчу питому активність ^{90}Sr на 20,0 % ($p < 0,001$).

За внесення у ґрунт калію хлористого коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, одержаному з пилку ріпаку озимого, знизився на 28,6 %, з гречки – на 21,9 % (табл. 4.11).

Таблиця 4.11

Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за внесення у ґрунт медоносних угідь калію хлористого

Продукція	Медоноси	^{137}Cs		^{90}Sr	
		без внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого	без внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	0,28	0,20	0,28	0,21
	Гречка	0,32	0,25	0,30	0,22
Перга	Ріпак озимий	0,32	0,28	0,42	0,34
	Гречка	0,38	0,27	0,54	0,45
Гомогенат трутневих личинок	Гречка	0,006	0,0056	0,07	0,059

У перзі, одержаній під час цвітіння ріпаку озимого, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs знизився на 12,5 %, тоді як в аналогічній продукції, виробленій бджолами під час цвітіння гречки, даний показник зменшився на 28,9 %.

У гомогенаті трутневих личинок, одержаному під час цвітіння гречки, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs знизився на 22,2 %.

За внесення у ґрунт під медоносні рослини калію хлористого та за вапнування ґрунту коефіцієнт накопичення ^{90}Sr у бджолиному обніжжі та перзі, одержаних під час занесення бджолами у гніздо пилку з ріпаку озимого, знизився відповідно на 25,0 і 19,1 % ($p < 0,001$). У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених з пилку гречки,

зниження коефіцієнта накопичення ^{90}Sr відбулося на 26,7 % 16,7 та 3,4% ($p < 0,001$).

Результати досліджень показують, що за внесення під медоносні рослини калію хлористого спостерігалось підвищення виробництва білкової продукції бджолиними сім'ями ($p < 0,001$) (табл. 4.12).

Таблиця 4.12

Продуктивність бджолиних сімей за внесення під сільськогосподарські медоноси калію хлористого

Заходи	Медоноси	Продукція, кг		
		бджолин е обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Без внесення калію хлористого	Ріпак озимий	0,30	0,550	–
	Гречка	0,28	0,570	0,253
За внесення калію хлористого	Ріпак озимий	0,35	0,65	–
	Гречка	0,33	0,700	0,280

Так, кількість виробленого бджолиними сім'ями бджолиного обніжжя та перги підвищилась на 16,6 і 18,2 % під час цвітіння ріпаку озимого на 17,8 та 22,8 % з гречки відповідно. Виробництво гомогенату трутневих личинок, вирощених на пилку гречки, збільшилось на 10,6 % за внесення під рослину калію хлористого.

Основні результати досліджень були опубліковано у статтях [135].

4.4. Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за використання комплексного застосування ^{137}Cs та ^{90}Sr і вапнування ґрунтів та удобрення їх калієм хлористим

Практика показує, що комплексні заходи для зниження радіонуклідів у продукції рослинництва мають вищу ефективність порівняно з поодинокими.

Результати наших досліджень показали дещо кращу ефективність

зниження питомої активності та коефіцієнта накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за сумісного використання калію хлористого та вапнування ґрунту медоносних угідь (табл. 4.13).

Таблиця 4.13

Вплив комплексних агрохімічних заходів на питому активність радіонуклідів у білковій продукції бджільництва, Бк/кг ($M \pm m$, $n=4$)

Продукція	Медоноси	^{137}Cs		^{90}Sr	
		без внесення калію хлористого та вапнування ґрунту	за внесення калію хлористого та вапнування ґрунту	без внесення калію хлористого та вапнування ґрунту	за внесення калію хлористого та вапнування ґрунту
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	11,5±0,09	6,3±0,147***	0,34±0,011	0,16±0,009* **
	Гречка	13,5±0,129	7,0±0,091***	0,38±0,009	0,17±0,009* **
Перга	Ріпак озимий	10,5±0,129	6,5±0,070***	0,41±0,013	0,25±0,009* **
	Гречка	9,5±0,091	4,3±0,129***	0,52±0,013	0,30±0,091
Гомогенат	Гречка	0,16±0,129	0,09±0,009	0,07±0,009	0,04±0,009

Зокрема, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr , за вапнування медоносних угідь та внесення калію хлористого у ґрунт під ріпак озимий знизилась відповідно у бджолиному обніжжі на 45,2 і 62,9 % ($p<0,005$) та перзі – на 38,1 і 39,1 % ($p<0,001$). У бджолиному обніжжі одержаному з пилку гречки, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr знизилась відповідно на 48,1 і 55,3 %, перзі – на 54,7 і 42,3 % ($p<0,001$) та гомогенату трутневих личинок – на 43,7 і 42,9 % ($p<0,001$).

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr , за використання комплексних агрохімічних заходів, знизився у бджолиному обніжжі та перзі, одержаних з пилку озимого ріпаку, відповідно на 50,0 і 33,3 % та 39,0 і 41,8 % (табл. 4.14).

Таблиця 4.14

**Коефіцієнт накопичення радіонуклідів у білковій продукції
бджільництва за проведення комплексних агрохімічних заходів**

Продукція	Медоноси	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
		без внесення калію хлористого та вапнування грунту	за внесення калію хлористого та вапнування грунту	без внесення калію хлористого та вапнуванн я ґрунту	за внесення калію хлористого та вапнування грунту
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	0,25	0,12	0,27	0,18
	Гречка	0,30	0,16	0,32	0,22
Перга	Ріпак озимий	0,29	0,17	0,43	0,25
	Гречка	0,37	0,24	0,52	0,50
Гомогенат	Гречка	0,006	0,0056	0,07	0,059

В аналогічній продукції, одержаній з пилку гречки, коефіцієнт накопичення ¹³⁷Cs та ⁹⁰Sr знизився на 41,2 – 35,3 %, 35,1 – 3,4 % відповідно. У гомогенаті трутневих личинок, вирощених на пилку гречки, коефіцієнт накопичення ¹³⁷Cs знизився на 6,6 %, а ⁹⁰Sr – на 15,7 %.

Одержані результати досліджень, наведені в таблиці 4.15, показують, що комплексне застосування агрохімічних заходів (внесення калію хлористого і дефекату) під гречку сприяло підвищенню пилкопродуктивності рослин і відповідно бджолині сім'ї зібрали більшу кількість пилку, з якого виробили більше бджолиного обніжжя на 4,7 %, перги – на 16,6 % і гомогенату трутневих личинок – на 23,5 %.

Таблиця 4.15

Продуктивність бджолиних сімей за комплексного застосування агрохімічних заходів

Заходи	Медоноси	Продукція, кг		
		бджолине обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Без внесення калію хлористого та дефекату	Ріпак озимий	0,420	1,09	–
	Гречка	0,37	0,90	0,119
За внесення калію хлористого та дефекату	Ріпак озимий	0,520	1,15	–
	Гречка	0,44	1,05	0,147

Використання комплексних агрохімічних заходів на медоносних угіддях підвищувало під час цвітіння ріпаку озимого кількість виробленого бджолиними сім'ями бджолиного обніжжя та перги на 23,8 і 5,5 % відповідно.

Аналізуючи інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення радіонуклідів у продукції бджільництва, за використання агрохімічних заходів, необхідно відмітити, що найкраща ефективність спостерігалась за одночасного застосування вапнування ґрунту та внесення калію хлористого у ґрунт медоносних угідь (табл. 4.16).

Так, у бджолиному обніжжі, виробленому бджолами з пилку озимого ріпаку та гречки зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs за проведення даних комплексних заходів було вищим, порівняно з використанням тільки калію хлористого відповідно на 21,4 та 19,3 % абс., і відносно вапнування – на 18,2 та 17,9 % абс.

Таблиця 4.16

Інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення радіонуклідів у білковій продукції бджільництва за використання різних агрохімічних заходів, %

Продукція	Медоноси	¹³⁷ Cs			⁹⁰ Sr		
		вапнування ґрунту	за внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого та вапнування ґрунту	вапнування ґрунту	за внесення калію хлористого	за внесення калію хлористого та вапнування ґрунту
Бджолине обніжжя	Ріпак озимий	31,8	28,6	50,0	35,7	25,0	33,3
	Гречка	23,3	21,9	41,2	21,0	26,7	35,3
Перга	Ріпак озимий	29,6	12,5	39,0	31,6	19,1	41,8
	Гречка	15,9	28,9	35,1	15,7	16,7	3,4
Гомогенат трутневих личинок	Гречка	57,1	22,2	6,6	30,7	3,4	15,7

Інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення ⁹⁰Sr у бджолиному обніжжі озимого ріпаку і гречки за поєднання внесення у ґрунт під дані рослини калію хлористого з одночасним вапнуванням ґрунту порівняно з використанням калію хлористого була вища на 8,3 і 8,6 % абс. Тоді як порівняно тільки з вапнуванням ґрунту зниження інтенсивності накопичення ⁹⁰Sr у бджолиному обніжжі озимого ріпаку було меншим на 2,4 % абс., а гречки – вищим на 14,3 % абс.

У перзі, заготовленій під час цвітіння озимого ріпаку і гречки, інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення ¹³⁷Cs, за проведення

комплексних заходів, також була вища відповідно у 26,5 і на 6,2 % абс. порівняно з калієм хлористим, а з вапнуванням – на 9,4 % абс. 19,2 % абс.

Інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення ^{90}Sr у перзі, одержаній під час цвітіння озимого ріпаку і гречки за використання комплексних заходів, була вища порівняно з внесенням калію хлористого на 22,7 % абс., а з вапнуванням ґрунту медоносних угідь – на 10,2 % абс. Інтенсивність зниження ^{90}Sr у перзі, одержаній під час цвітіння гречки за комплексних заходів була нижча, як за використання калію хлористого, так і за вапнування ґрунтів.

У гомогенаті трутневих личинок, одержаному під час цвітіння гречки, інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs за проведення комплексних заходів була нижча порівняно з використанням калію хлористого та вапнування ґрунту відповідно на 16,2, 50,5 % абс. Тоді, як в аналогічній продукції інтенсивність зниження ^{90}Sr за використання комплексних заходів була вища на 11,8, 12,3 % абс., порівняно з використанням калію хлористого – на 15,0 % абс. нижчою порівняно з вапнуванням ґрунту.

Отже, узагальнюючи висвітлені результати досліджень даного розділу, необхідно відмітити, що забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами Чорнобильської атомної електростанції призвело до підвищення іонізуючого опромінення населення за споживання продуктів харчування з надлишковим вмістом ^{137}Cs і ^{90}Sr , що викликало низку захворювань, серед яких онкологічні, серцево–судинні, гормональні, інфекційні та ін., виникає потреба у пошуках заходів щодо підвищення якості продовольчої сировини. Ефективними контрзаходами реабілітації ґрунтів, забруднених ^{137}Cs і ^{90}Sr , є підвищення їх родючості, внесення калійних та фосфорних добрив, використання сорбентів та вапнування кислих ґрунтів, що помітно знижує перехід даних радіонуклідів у рослинницьку сировину.

Зокрема, встановлено, що вапнування кислих ґрунтів призводить до зниження переходу ^{137}Cs і ^{90}Sr у рослини відповідно у 1,5 і 2,2 рази. За внесення

у ґрунт калійних добрив міграція у рослини ^{137}Cs знижувалася до 3,3 разів.

Використання даних агрохімічних заходів позитивно позначилось на зниженні питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва, виготовленій з пилку сільськогосподарських культур. Так, внесення у ґрунт дефекату під ріпак озимий зменшило питому активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі на 40,0 і 43,3 %, у перзі – на 42,8 і 42,8 % відповідно.

Внесення у ґрунт калію хлористого під ріпак озимий сприяло зниженню ^{137}Cs та ^{90}Sr у бджолиному обніжжі відповідно на 32 і 35,7 %, у перзі – на 41,3 і 34,3 %.

За комплексного застосування агрохімічних заходів (вапнування ґрунтів з внесенням калію хлористого) питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr зменшилась у бджолиному обніжжі на 45,2 і 62,9 %, у перзі – на 38,1 і 39,1 %.

У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з пилку гречки, за вапнування ґрунтів медоносних угідь питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилась у бджолиному обніжжі на 35,2 і 33,3 %, у перзі – на 32,7 і 31,9 % та у гомогенаті трутневих личинок – на 26,7 і 20,0 %.

За комплексного застосування агрохімічних заходів (внесення у ґрунт медоносних рослин калію хлористого та дефекату) питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок зменшилась відповідно на 48,1 і 55,3 %, 54,7 і 42,3 % та 43,7 і 42,9 %.

Отже, результати досліджень свідчать, що найвища ефективність зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва спостерігалася за комплексного використання вапнування ґрунту та внесення калійних добрив під сільськогосподарські медоноси, окрім гомогенату трутневих личинок, вироблених під час цвітіння гречки.

РОЗДІЛ 5

ЕКОЛОГО–ЕКОНОМІЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ АГРОХІМІЧНИХ ЗАХОДІВ

5.1. Екологічна ефективність результатів досліджень

Зниження надходження радіонуклідів у ланцюгу живлення рослин є одним із важливих заходів підвищення безпеки рослинницької продукції в умовах радіоактивного забруднення довкілля. Адже відомо, що безпека та якість продукції залежить від інтенсивності переходу радіоактивних речовин з ґрунту в рослини. Підвищення безпеки продукції рослинництва, у тому числі і квіткового пилку, що сприятиме певною мірою зниженню іонізуючого опромінення населення. Структура системи радіоекологічного моніторингу агропромислового виробництва будується за ієрархічним принципом: первинна мережа (пункти спостереження), центр збору й обробки інформації, регіональний центр і головний центр даних.

Як проміжна ланка, що здійснює накопичення й обробку інформації, можуть виступати науково–дослідницькі установи, відповідальні за певний напрямок досліджень. Початковою ланкою моніторингу є мережа пунктів спостереження, де здійснюються виміри потужності γ -випромінювання на місцевості, виробляються відбір, підготовка й наступний лабораторний аналіз зразків, виконується первинна обробка інформації. Основними завданнями на цьому етапі є:

- забезпечення правильності вибору місця й часу проведення відбору зразків;
- відбір репрезентативної проби;
- дотримання правильного режиму підготовки зразків до аналізу;
- забезпечення достовірності результатів виміру.

У рамках системи моніторингу спостереження й виміри повинні проводитися на основі єдиних методів збору, зберігання та видачі даних

польових і лабораторних досліджень. Роботи подібного типу проводяться на базі регіональних центрів. Інтерпретація кінцевих результатів і підготовка інформації для вироблення й прийняття рішень контролю радіоактивного забруднення здійснюються головним центром даних.

Екологічна ефективність результатів досліджень з вивчення інтенсивності накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у квітковому пилку та продукції його переробки (у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок) за використання у рослинництві агрохімічних заходів наведено у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1

**Екологічна ефективність заходів щодо підвищення якості
квіткового пилку**

Заходи	Продукція	Варіант	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{90}Sr
Внесення у ґрунт суперфосфату	Пилок кукурудзи	I	103,5	33,4
		II	65,2	20,2
		±	-38,3	-13,2
Внесення у ґрунт калію хлористого	Пилок кукурудзи	I	103,5	33,4
		II	57,6	16,3
		±	-45,9	-17,1
Внесення в ґрунт дефекату	Пилок кукурудзи	I	9,7	0,6
		II	6,2	0,38
		±	-3,5	-0,22

Впровадження запропонованих нами заходів позитивно позначилось на зниженні питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва, виготовленій з пилку озимого ріпаку (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Екологічна ефективність заходів щодо підвищення якості білкової продукції бджільництва, виробленої з пилку озимого ріпаку

Заходи	Продукція	Група	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг	
			¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Внесення у ґрунт з високим рН середовищем дефекату	бджолине обніжжя	контроль	7,5	0,30
		дослід	4,5	0,17
		± до контролю	-0,3	-0,13
	перга	контроль	21	2,1
		дослід	12	1,2
		± до контролю	-9	-0,9
Внесення у ґрунт медоносних угідь калію хлористого	бджолине обніжжя	контроль	10,6	0,42
		дослід	7,2	0,27
		± до контролю	-3,4	-0,15
	перга	контроль	15,5	0,32
		дослід	9,1	0,21
		± до контролю	-6,4	-0,11
Внесення в ґрунт калію хлористого та дефекату	бджолине обніжжя	контроль	11,5	0,34
		дослід	6,3	0,16
		± до контролю	-5,2	-0,18
	перга	контроль	10,5	0,41
		дослід	6,5	0,25
		± до контролю	-4,0	-17

Розрахункові показники свідчать про ефективність застосування вивчених заходів, спрямованих на зниження питомої активності радіонуклідів у квітковому пилку. Так, внесення у ґрунт під кукурудзу суперфосфату простого призвело до зниження питомої активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr

у пилку відповідно на 4,6 і 39,5 %. Тоді, як за підживлення калієм хлористим питома активність ^{137}Cs знизилась на 44,3 %, а ^{90}Sr – на 51,2 %. За внесення у ґрунт дефекату спостерігалось зниження питомої активності у пилку кукурудзи ^{137}Cs на 36%, а ^{90}Sr – на 36,6 %. Так, внесення у ґрунт дефекату під ріпак озимий зменшувало питому активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі на 40,0 і 43,3 %, у перзі – на 42,8 і 42,8 % відповідно.

Внесення у ґрунт калію хлористого під ріпак озимий сприяло зниженню ^{137}Cs та ^{90}Sr у бджолиному обніжжі відповідно на 32 і 35,7 %, у перзі – на 41,3 і 34,3 %.

За комплексного застосування агрохімічних заходів (вапнування ґрунтів з внесенням калію хлористого) на медоносних угіддях, де вирощувались озимий ріпак і гречка питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr зменшилась у бджолиному обніжжі на 45,2 і 62,9 %, у перзі – на 38,1 і 39,1 %.

У бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок, вироблених бджолами з пилку гречки, яка вирощувалась на ґрунтах медоносних угідь із застосуванням вапнування, питома активність ^{137}Cs та ^{90}Sr зменшилась у бджолиному обніжжі на 35,2 і 33,3 %, у перзі – на 32,7 і 31,9 % та у гомогенаті трутневих личинок – на 26,7 і 20,0 % (табл. 5.3).

За комплексного використання агрохімічних заходів (внесення у ґрунт медоносних рослин калію хлористого та дефекату) на ґрунтах медоносних угідь питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок зменшилась відповідно на 48,1 і 55,3 %, 54,7 і 42,3 % та 43,7 і 42,9 %.

Узагальнюючи екологічну ефективність застосування агрохімічних заходів на ґрунтах медоносних угідь щодо зниження коефіцієнту накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва, необхідно відмітити позитивний вплив даних заходів на якість квіткового пилку та продуктів переробки його бджолами (бджолине обніжжя, перга та гомогенат трутневих личинок).

**Екологічна ефективність заходів щодо підвищення якості білкової
продукції бджільництва, виробленої з пилку гречки**

Заходи	Продукція	–	Питома активність радіонуклідів, Бк/кг	
			¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Внесення у грунт з високим рН середовищем дефекату	бджолине обніжжя	контроль	10,5	0,58
		дослід	7,3	0,42
		± до контролю	-3,2	-0,16
	перга	контроль	30	6,3
		дослід	23	4,8
		± до контролю	-7	-1,5
	гомогенат трутневих личинок	контроль	0,24	0,08
		дослід	0,11	0,05
		± до контролю	-0,13	0,03
Внесення у грунт медоносних угідь калію хлористого	бджолине обніжжя	контроль	12,5	0,48
		дослід	8,1	0,32
		± до контролю	-4,4	-0,16
	перга	контроль	15,6	0,47
		дослід	10,5	0,32
		± до контролю	-5,1	-15
	гомогенат трутневих личинок	контроль	0,15	0,025
		дослід	0,11	0,02
		± до контролю	0,04	-0,005
Внесення у грунт калію хлористого та дефекату	бджолине обніжжя	контроль	13,5	0,38
		дослід	7,0	0,17
		± до контролю	-6,5	-0,21
	перга	контроль	9,5	0,52
		дослід	4,3	0,30
		± до контролю	-5,2	0,22
	гомогенат трутневих личинок	контроль	0,16	0,07
		дослід	0,09	0,04
		± до контролю	0,07	0,03

Покращення якості бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок сприятиме підвищенню обсягів виробництва товарної білкової продукції і використанню її населенням як високобілкову продовольчу сировину.

5.2. Економічна ефективність результатів досліджень

Аналіз економічної ефективності результатів досліджень щодо застосування агрохімічних заходів у рослинництві за виробництва білкової продукції бджільництва в умовах забруднення медоносних угідь радіонуклідами показав позитивні результати.

Основними показниками визначення економічної ефективності результатів досліджень були вартість 1 кг виробленої продукції, виробничі витрати, виручка від реалізації 1 кг продукції, собівартість виробленої продукції та рівень рентабельності.

Вартість виробленої продукції була в цінах 2015 року. Прибуток і рівень рентабельності визначали за загально відомими методами.

У витрати виробництва білкової продукції бджільництва включено:

- основну і додаткову заробітну плату з нарахуваннями на неї, виплачену пасічникам, тимчасовим робітникам і сторожам;
- вартість різних матеріалів, вощини, малоцінного пасічницького інвентарю, дезінфікуючих засобів і ветеринарних препаратів, витрачених для потреб бджільництва протягом року;
- амортизаційні відрахування на пасічне устаткування і споруди, використовувані для потреб бджільництва;
- вартість кормів, які залишені бджолам на зиму минулого року;
- вартість цукру, який використовувався для підгодівлі бджіл у поточному році;
- витрати на поточний ремонт вуликів, пасічних споруд і різного бджільницького устаткування;

– витрати на перевезення бджіл і транспортні засоби, що закріплені за пасікою;

– витрати на опалювання, електро– і водопостачання пасіки.

Застосування дефекату на ґрунтах медоносних угідь сприяло підвищенню рентабельності виробництва білкової продукції бджільництва, зокрема, виробництва бджолиного обніжжя та перги, вироблених під час цвітіння ріпаку озимого, відповідно на 21,3 та 15,0 % (табл. 5.4).

Таблиця 5.4

Економічна ефективність виробництва білкової продукції бджільництва за внесення у ґрунт під медоносні рослини дефекату

Показники	Медоноси	Без внесення дефекату			За внесення дефекату		
		бджолине обніжжя	Перга	гомогенат трутневих личинок	бджолине обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Вироблено товарної білкової продукції на одну бджолину сім'ю, кг	Ріпак озимий	0,22	0,580	–	0,26	0,615	–
	Гречка	0,19	0,5	0,180	0,23	0,510	0,205
Вартість 1 кг продукції в цінах 2015р., грн.	Ріпак озимий	80	450	–	80	450	–
	Гречка	80	450	280	80	450	280
Виробничі витрати на 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	–	15	105	–
	Гречка	15	105	22	15	105	22
Виручка від реалізації продукції, грн.	Ріпак озимий	17,6	261,0	–	20,8	276,7	–
	Гречка	15,2	226,0	50,4	18,4	229,5	57,4
Собівартість 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	22	15	105	22
	Гречка	15	105	–	15	105	–
Прибуток, грн.	Ріпак озимий	2,6	156,0	–	5,8	171,7	–
	Гречка	0,2	120,0	20,4	3,4	124,5	25,4
Рівень рентабельності, %	Ріпак озимий	17,3	148,5	–	38,6	163,5	–
	Гречка	1,3	114,2	92	22,6	118,5	115,4

За внесення у ґрунти під гречку дефекату спостерігалось підвищення рентабельності виробництва бджолиного обніжжя на 21,3 %, перги – на 4,3 % та гомогенату трутневих личинок – на 23,4 %.

Внесення калію хлористого у ґрунт під озимий ріпак сприяло підвищенню рентабельності пасіки за виробництва бджолиного обніжжя та перги, вироблених у період цвітіння ріпаку озимого, відповідно на 26,0 %, 45,9 % (табл. 5.5).

Таблиця 5.5

Економічна ефективність виробництва білкової продукції бджільництва за внесення у ґрунт під медоносні рослини калію хлористого

Показники	Медоноси	Без внесення дефекату			За внесення дефекату		
		бджолине обніжжя	Перга	гомогенат трутневих личинок	бджолине обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Вироблено товарної білкової продукції на одну бджолину сім'ю, кг	Ріпак озимий	0,30	0,550	–	0,35	0,65	–
	Гречка	0,28	0,570	0,253	0,33	0,7	0,280
Вартість 1 кг продукції в цінах 2015р., грн.	Ріпак озимий	80	450	–	80	450	–
	Гречка	80	450	280	80	450	280
Виробничі витрати на 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	–	15	105	–
	Гречка	15	105	22	15	105	22
Виручка від реалізації продукції, грн.	Ріпак озимий	24,0	247,0	–	28,0	295,2	–
	Гречка	22,4	256,5	70,8	26,4	315	78,4
Собівартість 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	–	15	190,2	–
	Гречка	15	105	22	15	210	22
Прибуток, грн.	Ріпак озимий	9,0	142,0	–	13,0	181,1	–
	Гречка	7,4	151,5	48	11,4	200	56,4
Рівень рентабельності, %	Ріпак озимий	60	135,2	–	86,6	362	–
	Гречка	49,3	144,2	218	76,8	285	254,0

Тоді, як внесення у ґрунт під гречку калію хлористого за виробництва бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок сприяло підвищенню рівня рентабельності виробництва даної продукції бджільництва на 26,7, 85,8 та 36,0 % відповідно.

Застосування комплексних агрохімічних заходів на ґрунтах медоносних угідь для зниження радіонуклідів у продукції рослинництва

також сприяло підвищенню рентабельності виробництва білкової продукції бджільництва (табл. 5.6).

Таблиця 5.6

Економічна ефективність виробництва білкової продукції бджільництва за використанням комплексних агрохімічних заходів

Показники	Медоноси	Без застосування комплексних агрохімічних заходів			За застосування комплексних агрохімічних заходів		
		бджолине обніжжя	Перга	гомогенат трутневих личинок	бджолине обніжжя	перга	гомогенат трутневих личинок
Вироблено товарної білкової продукції на одну бджолину сім'ю, кг	Ріпак озимий	0,42	1,09	–	0,52	1,15	–
	Гречка	0,37	0,90	0,119	0,44	1,05	0,147
Вартість 1 кг продукції в цінах 2015р., грн.	Ріпак озимий	80	450	–	80	450	–
	Гречка	80	450	280	80	450	280
Виробничі витрати на 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	–	15	105	–
	Гречка	15	105	22	15	105	22
Виручка від реалізації продукції, грн.	Ріпак озимий	33,6	490,5	–	41,6	517,5	–
	Гречка	29,6	400,5	33,3	35,2	472,5	41,1
Собівартість 1 кг продукції, грн.	Ріпак озимий	15	105	–	15	105	–
	Гречка	15	105	22	15	105	22
Прибуток, грн.	Ріпак озимий	18,6	305,5	–	26,6	412,5	–
	Гречка	14,6	295,5	11,3	20,2	367,5	19,1
Рівень рентабельності, %	Ріпак озимий	124	286	–	177,3	392,8	–
	Гречка	97,3	185	51,3	134	350	86,8

Зокрема, рентабельність виробництва бджолиного обніжжя та перги, вироблених під час цвітіння ріпаку озимого, збільшилась відповідно на 53,3 та 105,8 % абс.

За використання комплексних агрохімічних заходів при вирощенні гречки рентабельність виробництва білкової продукції бджільництва, зокрема, бджолиного обніжжя, перги та гомогенату трутневих личинок підвищилась

відповідно на 36,7, 165,0 та 35,5 % абс.

Отже, застосування агрохімічних заходів на ґрунтах медоносних угідь Лісостепу для зниження коефіцієнту накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у білковій продукції бджільництва позитивно відобразилось на виробництві білкової продукції бджолиних сімей, що, в свою чергу, збільшило прибуток від реалізованої продукції та підвищило рентабельність пасік.

ВИСНОВКИ

1. На основі експериментальних досліджень показано інтенсивність забруднення білкової продукції бджільництва (бджолиного обніжжя, перги і гомогенату трутневих личинок) ^{137}Cs і ^{90}Sr виробленої в умовах Лісостепу та Полісся. Обґрунтовано необхідність застосування агротехнічних заходів для радіологічного накопичення у білковій продукції бджільництва.

1. Питома активність ^{137}Cs у білковій продукції бджільництва за 26 – річний період після аварії на Чорнобильській АЕС перевищувала допустимі норми (ДР–2006) лише на територіях медоносних угідь із рівнем забруднення цим ізотопом понад 4 Кі/км².

2. Питома активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок залежала від інтенсивності забруднення медоносних угідь, виду продукції та періоду її заготівлі. Найвищою питомою активністю ^{137}Cs та ^{90}Sr характеризувалась перга, найменшою – гомогенат трутневих личинок. Порівняно вищу питому активність ^{137}Cs та ^{90}Sr виявлено у бджолиному обніжжі, перзі та гомогенаті трутневих личинок у період цвітіння осінніх медоносів, порівняно нижчу – з літніх та весняних.

3. Зниження кислотності ґрунту медоносних рослин з 4,6 до 5,8 і з 6,6 до 7,7 зменшувало коефіцієнт накопичення у квітковому пилку ^{137}Cs – на 42,8 % і 50 %, ^{90}Sr – на 16,6 і 50 % відповідно.

4. За використання азотних добрив (селітра аміачна) спостерігалось підвищення у пилку кукурудзи коефіцієнта накопичення ^{137}Cs на 15,1 %, ^{90}Sr – на 27,7 %. За використання калійних добрив (калій хлористий) виявлено зниження у квітковому пилку коефіцієнта накопичення ^{137}Cs на 45,5 % і ^{90}Sr – на 22,2 % та фосфорних (суперфосфат простий) – на – 6,0 і – 33,3 % відповідно.

5. При підживленні рослин Вігро–28 та калієм хлористим з Кропмаксом виявлено нижчий коефіцієнт накопичення ^{137}Cs у квітковому пилку, порівняно з варіантом за використання лише Кропмаксу на 6,7 %,

Ростконцентрату – на 22,2 та 22,2 %, калію хлористого з Ростконцентратом – на 67 та 67 %, суперфосфату з Кропмаксом – на 12,5 та 12,5 % і суперфосфатом та Ростконцентратом – на 17,6 та 17,6 %.

6. За внесення під кукурудзу калію хлористого спостерігалось зниження у пилку коефіцієнта накопичення ^{90}Sr – на 8,3; 8,3; 26,7; 15,4 та 15,4 % порівняно з Кропмаксом, Вігро-28, калієм хлористим з Ростконцентратом та суперфосфатом простим з Ростконцентратом відповідно.

7. Вапнування ґрунту медоносних угідь за рН середовища 4,7 сприяло зниженню коефіцієнта накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі, виробленому з пилку ріпаку озимого, на 31,8 і 35,7 %, перзі – на 29,6 і 31,6 %, а з гречки – на 23,3; 21,1; 15,9; 15,7 % відповідно.

8. За використання для підживлення медоносних рослин калію хлористого спостерігалось зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs у бджолиному обніжжі, виробленому з пилку ріпаку озимого, на 28,6% і перзі – на 12,5 %, а з гречки – на 21,9 і 28,9 % відповідно. Зниження ^{90}Sr у бджолиному обніжжі та перзі, вироблених з пилку ріпаку озимого, становило 25,0 і 19,1 %, а з гречки – 26,7 і 16,7 % відповідно.

9. Доведено вищу інтенсивність зниження коефіцієнта накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr за використання одночасного вапнування ґрунту і внесення калію хлористого під ріпак озимий та гречку порівняно із окремим застосуванням. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr за використання комплексу агрохімічних заходів (вапнування ґрунту та внесення калію хлористого) знизився у бджолиному обніжжі і перзі, одержаних з пилку ріпаку озимого, на 50,0 і 33,3 % та 39,0 і 41,8 % відповідно. В аналогічній продукції, одержаній з пилку гречки, коефіцієнт накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr знизився на 41,2 і 35,3% та 35,1 і 3,4 % відповідно.

10. Обсушка бджолами пергових стільників сприяє зниженню питомої активності у перзі ^{137}Cs – на 7,7%, ^{90}Sr – на 10%.

11. Використання дефекату, калію хлористого та комплексного їх

застосування за вирощування ріпаку озимого і гречки сприяло збільшенню виробництва білкової продукції бджільництва, що підвищувало рівень рентабельності пасік за виробництва бджолиного обніжжя на 21,3 – 53,3 %, перги – на 4,3 – 165,0 % абс. та гомогенату трутневих личинок – на 23,4 – 36,0 % абс.

12. Проведено оцінювання придатності методу та встановлено параметри МС/МС детектування і визначено валідаційні характеристики. Даний метод є точним, практичним та універсальним, що підтверджується отриманими даними СС α для АОZ – 0,48 мкг/кг; АМОZ – 0,47 мкг/кг; SEM – 0,46 мкг/кг; АНD – 0,48 мкг/кг; відсоток повернення складає 99,8 – 101,4 %. Ці результати задовольняють вимоги Європейських директив, у яких нітрофурани регламентуються на рівні 1 мкг/кг. Розроблений нами метод та впроваджений в роботу лабораторії здатний виявляти залишкові кількості нітрофуранів на рівні 0,5 мкг/кг, що підтверджує його чутливість, точність методу додатково забезпечується використанням внутрішніх дейтерованих стандартів (АМОZ–D5, АОZ–D4, SEM–15N2,13C*HCL, АНD–13C13). Універсальність та практичність методу ґрунтується на одночасному виявленні метаболітів нітрофуранів в меді.

13. На основі експериментальних даних встановлено, що методика визначення метаболітів нітрофуранів методом РХ/МС/МС є придатною для дослідження меду і може успішно використовуватися лабораторіями ветеринарної медицини.

14. Проведеними дослідженнями виявлено 4 метаболіти нітрофуранів у меді натуральному, а саме метаболіт фуразолідону – 3-аміно-2-оксазолідинон (АОZ), нітрофуразону – семікарбазид (SEM), фуральтадону – 3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідинон (АМОZ) та нітрофурантоїну – 1-аміногідантоїн (АНD). Вміст 3-аміно-2-оксазолідинон (АОZ) та семікарбазиду (SEM) у меді перевищує МДР за нормативами України. За нормативами ЄС вміст 3-аміно-2-оксазолідинон (АОZ), 3-аміно-5-морфолінометил-2-оксазолідинон (АМОZ) та 1-аміногідантоїн (АНD) в

меді перевищує МДР, а вміст семікарбазиду (SEM) не перевищував максимально допустимої концентрації.

15. Аналіз багаторічних досліджень меду різного ботанічного походження із різних регіонів України показує, що мед вітчизняних виробників має високі показники якості і натуральності. Порівняльним аналізом національних нормативів якості і безпечності меду зі світовими вимогами встановлено їх невідповідність за деякими показниками, що доводить необхідність удосконалення та гармонізації вітчизняної законодавчої бази. На основі отриманих даних можна зробити висновок про доцільність залишити більш жорсткими такі параметри якості, як вміст інвертованих цукрів, ГМФ, активність діастази, що дозволить захистити внутрішній ринок від імпорту неякісного меду.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Адамчук Л., Диденко В., Гречка Г., Сучасне бджільництво в Україні і світі: збірник матеріалів науково–практичної конференції (4 листопада 2021 року) [Електронний ресурс] / Гадяч: Відділ розведення і селекції українських степових бджіл, розвитку кормової бази бджільництва і економіки ННЦ «Інститут бджільництва ім. П. І. Прокоповича», 2021. 76 с.
2. Агапова В.Т., Золотко О.В. Оцінка ризиків для здоров'я населення внаслідок емісії свинцю від антропогенних джерел, ДНУ імені Олеся Гончара, 2012 рік, с. 1–2;
3. Агроекологія: навч. посібник для студ. вищ. навч. закл. / [О. Ф. Смаглій, Ф. Т. Кардашов, П. В. Литвак та ін.]. К.: Вища освіта, 2006. 671 с.
4. Алексеєнко Ф. М.; Бабич І. А.; Дмитренко Л. І.; Мегедь О. Г.; Нестероводський В. А.; Савченко Я. М. (1966). Виробнича енциклопедія бджільництва. Київ «Урожай».
5. Алексахин Р. М. Радіаційна безпека населення та агропромислове виробництво (до питання про нормування вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції) / Р. М. Алексахін, Є. В. Спирін, М. Н. Савкін // Радіаційна біологія. Радіоекологія. 1999. – Т. 39. №4. С. 444–450.
6. Алексєніцер М. Л. Забруднення продуктів бджільництва радіонуклідами і вимоги до радіаційного контролю / [М. Л. Алексєніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук та ін.] // Вісник аграрної науки. 1996. № 4. С. 32–36.
7. Алексєніцер М. Л. Раціональне ведення бджільництва в умовах радіоактивного забруднення навколишнього середовища / М. Л. Алексєніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Еколог, аспекти забруднення навколишнього середовища. Алексєніцер М. Л.
8. Алексєніцер М. Л. Накопичення радіоцезію медоносними рослинами / М. Л. Алексєніцер Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Пасіка. 1996. № 5. С. 30.
9. Алексєніцер М. Л. Обережно – радіонукліди / М. Л. Алексєніцер,

Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Укр. пасічник. 1995. № 1. С. 6–8.

10. Алексеніцер М. Л. Обережно – радіонукліди / М. Л. Алексеніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Пасіка. 1986. № 1. С. 24–25.

11. Алексеніцер М. Л. Очищення та переробка продуктів бджільництва, забруднених радіонуклідами / М. Л. Алексеніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Пасіка. 1996. № 10. С. 4.

12. Алексеніцер М. Л. Як використати забруднений мед / М. Л. Алексеніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук // Пасіка. – 1996. – № 11. – С. 26–27.

13. Архіпова Г.І., Мудрак Т.О., Завертана Д.В. Вплив надлишкового вмісту важких металів у питній воді на організм людини, Національний авіаційний університет, Національний університет харчових технологій, 2010 рік, с.2;

14. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення / Мінчорнобиль України. К., 2001. 39 с.

15. Апробація апіфітопродуктів солодка–1 і мелісан–3 на людях, які проживають у районах, забруднених радіонуклідами / [І. М. Кожура, Д. М. Якименко, Г. З. Мороз та ін.] // Пасіка. 1996. № 10. С. 18–19.

16. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення / Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. Інтелектуальні Системи ГЕО, К., 2002.

17. Аристархова Е. О. Виробництво продуктів бджільництва на радіоактивно забруднених територіях / Е. О. Аристархова // Вісник аграрної науки. 1997. № 8. С. 24–26.

18. Аристархова Е. А. Взаємозв'язок між вмістом радіоцезію в меді та деякими показниками його якості / Е. А. Аристархова, Л. Н. Трускавецька // Пробл. с.–г. радіоекології – 10 років після аварії на Чорнобильській АЕС: Тез. доп. 2–й міжнар. наук. конф. Вінниця. 1996. С. 125–126.

19. Архіпов Н. П. Вплив природних факторів на особливості радіологічної обстановки у зоні аварії / Н. П. Архіпов // Чорнобиль–88. –

Доповіді Всесоюзної науково–технічної наради за підсумками ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС / За ред. Є. І. Ігнатенко. Чорнобиль. 1989. С. 225–231.

20. Архіпов А. Н. Особливості поведінки радіонуклідів у системі ґрунт–рослина незаселених земель зони відчуження ЧАЕС / А. Н. Архіпов // Мат. науково–практичної конференції, Київ, 11–12 лютого 1997р. Київ. 1997. С. 181–190.

21. Атлас медоносних рослин України / [Л. І. Боднарчук, Т. Д. Соломаха, А. М. Ілляш та ін.] К. : Урожай. 1993. 270 с.

22. Бджільництво: запитання та відповіді. Приймак Г.М. – К.: УААН, – 2003.–600 с.

23. Бджільництво / [А. І. Черкасова, В. М. Блонська, П. О. Губа та ін.] – К.: Урожай. 1989. С. 32–83.

24. Бджільництво: запитання та відповіді. Приймак Г.М. – К.: УААН, – 2003.–600 с.

25. Богданов Г. О. Мінеральні елементи в контексті екологічної оцінки квіткового пилку (бджолине обніжжя) / Г. О. Богданов, В. П. Поліщук, О. А. Локутова // Наук.–техн. бюлетень Інституту біології тварин. Львів, 2004. Вип. 5. № 3. С. 133–140.

26. Боднарчук Л. І. Наше завдання – створення ефективних радіопротекторів / Л. І. Боднарчук, І. М. Кожура, Д. М. Якименко // Пасіка. 1996. № 6 . С. 22.

27. Бондар П. Ф. Деякі аспекти наукового супроводу ведення рослинництва на забрудненій території / П. Ф. Бондар // Проблеми с.–г. радіології // За ред. Б. С. Прістера. Київ. 1996. С. 107–112.

28. Бондар П. Ф. Оцінка біологічної доступності радіоцезію та радіостронцію та її вплив на накопичення радіонуклідів у врожаї залежно від агрохімічних властивостей ґрунту / П. Ф. Бондар, І. О. Шматок / Пробл. с.–г. радіології: Зб. наук. тр. – 1996. Вип. 4. С. 124–143.

29. Булигін С. Ю. Наукове забезпечення радіаційного моніторингу с.г.

виробництва на території, забрудненій унаслідок Чорнобильської катастрофи / С. Ю. Булигін, О. І. Дутов // Агроєкологічний журнал. 2013. – № 1. С. 5–8.

30. Ванг Вейн. Радіозахисна дія пилку на гемопоетичні тканини іррадованих мишей / Вейн Ванг, Ху Хунсіанг, Ченг Шіанбін // XXXI Міжнародний конгрес з бджільництва, Варшава, 3-го Апімондія. 1987. 511 с.

31. Васильєва Т. Д. Клініко–патогенетичні особливості рецидивуючого бронхіту у дітей в умовах промислового регіону, лікування профілактика: автореф. дис. д-ра мед. наук: 14.01.10 / Т. Д. Васильєва. – Київ. 1995. 40 с.

32. Виробнича енциклопедія бджільництва.— К.: Урожай, 1966, – 499 с

33. Вайс К. Вплив умов виведення в розвитку маток // Матківництво. – Бухарест, 1982. – 137 с.

34. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи у віддалений період / Методичні рекомендації за заг. редакцією академіка УААН Прістера Б. С. – К. : Атіка–Н., 2007. 196 с.

35. Використання комплексних апіфітопродуктів у харчуванні людей, що проживають в умовах тривалого опромінення малими дозами радіації / [Л. І. Боднарчук, І. М. Кожура, Д. М. Якименко та ін.] // Пасіка. –1996. № 10. С. 18.

36. Власенко В. В. Забруднення меду та бджолиного обніжжя цезієм 137–134 / В. В. Власенко, С. Ф. Разанов // Пасіка. – 1996. – № 8. – С. 25.

37. Вплив способів обробки ґрунту та добрива осушених торфовищ на продуктивність багаторічних трав та накопичення ними радіонуклідів / [В. С. Бистрицький, В. І. Савело, Л. Г. Демчук та ін] // Пробл. с.–г. радіоекології – 10 років після аварії на Чорнобильській АЕС: Тез. доп. 2-й міжнар. наук. конф. Вінниця. 1996. С. 56–58.

38. Вплив твердих комплексних та суспензованих добрив на екологічну чистоту та поживність кормових культур в умовах радіоактивного забруднення/[В. П. Славов, І. М. Євтушок, В. А. Зінченко та ін] // Пробл. с.–г. радіоекології – 10 років після аварії на Чорнобильській АЕС: Тез. доп. 2-й міжнар. наук. конф. Вінниця. 1996. – С. 153–156.

39. Глазков В. І. Удосконалення методології ведення радіоекологічного моніторингу, прогноз довгострокового застосування контрзаходів, розробка альтернативних методів реабілітації сільськогосподарських угідь, забруднених радіонуклідами / [В.І. Глазков, І. І. Яськовець, С. К. Гаргер та ін.] // К., 2005. 162 с. (Повний звіт за 2001–2005 рр. Відділення радіоекології Інституту агроєкології та біотехнології УААН).

40. Горальський Л. П. Гістоморфологія та морфометричні показники органів овець, підданих радіаційному опроміненню / Л. П. Горальський // Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. Житомир. 2003. С. 203–205.

41. Гудзь Г. А. Біоконверсія конопель на радіоактивно забруднених торфо–болотистих ґрунтах Полісся / [Г. А. Гудзь, В. Б. Ковальов, В. П. Фещенко та ін.] // Проблеми сільськогосподарської радіобіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. – Житомир. 2003. С. 138–148.

42. Гудков І. М. Сільськогосподарська радіобіологія / І. М. Гудков, М. М. Віннічук. – Житомир: Вид–во ДАУ. 2003. – 470 с

43. Гудков І. М. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях Лісостепу / І. М. Гудков, М. М. Лазарев // Наукове забезпечення сталого розвитку сільського господарства в Лісостепу України. – 2003. К.: Алефа. Т. 1. – С. 747–775.

44. Гудков і. М. Основи сільськогосподарської радіобіології і радіоекології/І. М. Гудков, Г. М. Ткаченко. – К.: Вища школа, 1993. – 262 с.

45. Гудков І. М. Сучасна радіаційна ситуація в аграрній сфері на території України в зоні впливу аварії на Чорнобильській АЕС / І. М. Гудков // Проблеми сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. – Житомир: Вид–во Житомирського ДАУ. 2003. С. 21–27.

46. Гудков І. М. Сучасна радіаційна ситуація в Україні та деякі проблеми радіологічної освіти в аграрних навчальних закладах / І. М. Гудков // Аграрна наука і освіта. 2001. Т. 2.– № 3–4. С. 5–13.

47. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.А., Гудков Д.І., Лазарєв М.М. Радіоекологія. – К.: НУБіП України, 2011. – 368 с.; – Херсон: Олді Плюс, 2013. – 467 с.
48. Гуцол Г.В. Вплив агрохімічних заходів на питому активність цезію–137 та стронцію–90 у квітковому пилку кукурудзи / Г. В. Гуцол // Тваринництво України – №11, 2015. – С. 4–7
49. Гуцол Г.В. Вплив рН ґрунту на питому активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у бджолиному обніжжі і перзі / Г. В. Гуцол // Мат. Науково–практичної конференції студентів, магістрів та аспірантів. Вінниця. 2015. С. 36–38.
50. Гуцол Г. В. Вплив агрохімічних заходів на питому активність цезію–137 та стронцію–90 у квітковому пилку кукурудзи / Г. В. Гуцол, О. С. Разанов // Мат. Всеукраїнської науково–практичної конференції 17–18 листопада 2015 року. Т. 3. Вінниця. 2015. С. 255–258.
51. Гуцол Г. В. Вплив органічно–мінеральних добрив на коефіцієнт накопичення цезію–137 та стронцію–90 / Г. В. Гуцол, С. Ф. Разанов // Зб. наук. пр. Другої Всеукраїнської науково–практичної конференції за міжнародною участю. Рівне, 21–23 жовтня 2015 р. Рівне. 2015. С. 50–51.
52. Гуцол Г. В. Питома активність ^{137}Cs у бджолиному обніжжі та перзі, вироблених на територіях різного рівня забруднення ґрунтів / Г. В. Гуцол // Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва. – Вип. №8 (98). Біла Церква. 2012. С. 136–139.
53. Гуцол Г.В. Моніторинг забруднення важкими металами ґрунтів сільськогосподарського призначення Лісостепу Правобережного. *Slovak international scientific journal*. 2020. № 40. Vol. 2. P. 12–18.
54. Гуцол Г.В. Оцінка інтенсивності забруднення медоносних угідь важкими металами. *International independent scientific journal*. 2020. № 15. Vol. 2. P. 5–12.
55. Гуцол Г.В. Оцінка інтенсивності забруднення ґрунтів важкими металами та заходи щодо підвищення їх якості. *The scientific heritage*. 2020. № 48 (48). P. 3–8.

56. Гуцол Г.В., Мазур О.В. Вирощування олійних культур та інтенсивність накопичення важких металів у ґрунтах за їх мінерального удобрення в умовах Вінниччини. Сільське господарство та лісівництво. 2022. № 24. С. 217–226.

57. Гуцол Г.В. Дослідження інтенсивності забруднення ґрунтів сільськогосподарського призначення важкими металами в НДГ «Агрономічне» Вінницького національного аграрного університету. Сільське господарство та лісівництво. 2019. № 13 С. 45 – 53.

58. Іваненко Т. П. Екологічний стан у світі і його вплив на здоров'я людей / Т. П. Іваненко // Реформування системи аграрної вищої освіти в Україні: досвід і перспективи: матеріали всеукраїнської науково–практичної конференції. 2005. К. С. 135–136.

59. Іванова В. Д. Технологія виробництва продуктів бджільництва : гурс лекції / В. Д. Іванова. – Миколаїв : МДАУ, 2009.

60. Іванова В. Д. Технологія виробництва продуктів бджільництва : учбовий посібник / В. Д. Іванова. – Миколаїв : МДАУ, 2010

61. Ковальчук І. І. Вміст важких металів у тканинах медоносних бджіл за умов екологічного та органічного виробництва / І. І. Ковальчук, Р. С. Федорук // Львів : Біологія тварин. 2012. Т. 14, №1–2. С. 311–315.

62. Кузьменко Є. І. Оцінка фітотоксичності важких металів в умовах моно- і полі елементного забруднення ґрунту / Є. І. Кузьменко, А.С. Кузьменко // К. : Агроекологічний журнал. 2013. №1. С. 33–35.

63. Ковальський Ю. В. Обмін ліпідів в організмі бджіл / Ю. В. Ковальський, Я. І. Кирилів // Український пасічник. – 2002. – № 11. – С. 2–4

64. Кондрюк А. Ф. Біоіндикатори забруднення довкілля / А. Ф. Кондрюк // Збірник наукових праць. – Кам'янець – Подільський, 2010. – Вип.18. – С. 88–89. Клінічна імуногематологія / С. М. Гайдукова, С. В. Видеборець. К. : СПД «Горпиненко», 2003. 338 с.

65. Клінічні та експериментальні лікування гепатитів пилком та пергою / [М. Яломіцяну, В. Лашаєв, Н. Ніколау та ін] // Продукти бджільництва: їжа,

здоров'я, краса. – Бухарест: Апімондія. 1982. С. 120–126.

66. Коноваленко А. В. Екологічні та природоохоронні особливості оптимізації систем захисних лісових насаджень в забруднених радіонуклідами агроланшафтах / А. В. Коноваленко, А. П. Стадник // Агроекологічний журнал. 2011. № 1. С. 58–63.

67. Ковальчук І. І., Федорук Р. С., Рівіс Й. Ф., Саранчук І. І. Вміст окремих важких металів та жирних кислот в “язиках” стільників бджіл за різних екологічних умов довкілля // Науково–технічний бюлетень Інституту біології тварин і ДНДКІ ветпрепаратів та кормових добавок. Вип. 11, № 2–3. Львів, СПОЛОМ, 2010. – С. 295–299

68. Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП, 2020. 304 с.

69. Колос Ю. О. Вплив довготривалої дії радіоактивного опромінення на організм тварин / Ю. О. Колос, М. Ф. Токарев // Вісник аграрної науки. 1996. № 4. С. 28–31.

70. Ковальський Ю. В. Технологія одержання продуктів бджільництва / Ю. В. Ковальський, Я. І. Кирилів. – Львів, 2009. – С. 177–185.

71. Комісар О. Д. Перга – новий продукт бджільництва/ О. Д. Комісар. К. : Пасіка. 1994. №2. С. 26–28.

72. Кононенко В. К. Практикум з основ наукових досліджень у тваринництві / В. К. Кононенко, І. І. Ібатуллін, В. С. Патров. Київ. 2000. С. 96.

73. Ковтун С.Б., Мирось В.В. Практикум з бджільництва. Харків 2014 р. 192 с.

74. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 рр. К., 2000. 47 с.

75. Корбут О. В. Продукти бджільництва для здоров'я людей / О. В. Корбут. К., 2013. 192 с.

76. Крамаров С. М. Детоксикація важких металів у техногенному забрудненні ґрунту / [С. М. Крамаров, С. В. Красенков, Ю. М. Федорченко та ін.] // Агроекологічний журнал. Червень 2009. С. 166–170.

77. Краснов В. П. Радіоекологія лісів Полісся України: монографія / В. П. Краснов. Житомир: Волинь. 1998. 112 с.
78. Кубайчук В. П. Шляхи очищення та запобігання радіоактивному забрудненню продуктів бджільництва / В. П. Кубайчук, Е. М. Резницький // Бджільництво. 1992. С. 32–36.
79. Кубайчук В. П. Як використати забруднений мед / В. П. Кубайчук, М. Л. Алексеніцер, Б. С. Прістер // Пасіка. 1996. № 11. С. 26–27.
80. Кузін А. М. Дія атомної радіації у малих дозах на біотику / А. М. Кузін // Радіобіологія. 1991. Т. 31. Вип. 2. С. 175–179.
81. Кривий М. М., Радіоекологічна оцінка продуктів бджільництва, отриманих в умовах Житомирського Полісся / М. М. Кривий, С. П. Вербельчук, Д. В. Лісогурська, О. В. Лісогурська // Аграрна наука, освіта, виробництво: європейський досвід для України : матеріали Міжнар. наук.–практ. конф., 17–18 листоп. 2015 р. – Житомир: ЖНАЕУ, 2015. – С. 367–369.
82. Куцан О. Хімічний токсикоз бджіл. Особливості діагностики та профілактики / О. Куцан, Ю. Новожицька // Ветеринарна медицина. – 2008. – № 6. – С. 4–7.
83. Кутек Т. Б. Вплив малих доз радіації на організм людини та його наслідки / Т. Б. Кутек // Проблеми сільськогосподарської радіології : 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. Житомир. 2003. С. 178–181.
84. Кучма М. Д. Особливості накопичення і міграції радіонуклідів в лісових і лугових екосистемах / М. Д. Кучма, С. М. Бідна // Тез. наук.–практичн. конф. «Наука. Чорнобиль–97». Київ. 1998. С. 106–107.
85. Ландін В. П. Акумуляція радіонуклідів макроміцетами в Українському Поліссі / В. П. Ландін, Г. А. Гродзинська // Агроєкологічний журнал. 2014. № 4. С. 32–37.
86. Ландін В. П. Погляд у майбутнє. Проблеми реабілітації радіоактивно забруднених лісів України / В. П. Ландін // Лісовий і мисливський журнал. 2004. № 2. С. 10–11.
87. Левченко І. В. Про тривалість життя робочих особин медоносною

бджоли [Текст] / І. В. Левченко // УП. – 2002. – №5. – С. 4.

88. Левашов М. І. Пилок у реабілітації та профілактиці захворювань, спричинених забрудненням довкілля / М. І. Левашов, В. А. Березовський, В. І. Носар // Пасіка. 1996. № 10. С. 7.

89. Леонавічус Р. Лікування пергою гіпохромної анемії / Р. Леонавічус // Продукти бджільництва – їжа, здоров'я, краса: Міжнар. симп. з апітерапії. Бухарест: Вид-во Апімондія. 1988. С. 86.

90. Лисиченко Г. В. Про деякі проблеми, пов'язані з подоланням наслідків Чорнобильської катастрофи, та гарантування радіаційної безпеки / Г. В. Лисиченко // Екологічний вісник. – 2014. – № 3–4. – С.11–16.

91. Локутова О. Оцінка ботанічного походження бджолиного обніжжя / О. Локутова // Український пасічник. 2002. № 2. С. 5–9.

92. Лось І. П. Аварія на Чорнобильській АЕС: прогноз радіоекологічної обстановки за результатами чотирирічного вивчення її динаміки / І. П. Лось, І. Ю. Комаріков // Проблеми радіаційної медицини: Збірник наукових праць. 1992. С. 131–136.

93. Люлько А. В. Застосування продуктів бджільництва в лікуванні хронічного простатиту / А. В. Люлько, В. П. Стусь // Пасіка. 1996. № 10. С. 21.

94. Локутова О. А. Оцінка бджолиного обніжжя за видовим складом, вмістом поживних речовин та морфологічними ознаками пилкових зерен [Текст] / автореф. дис. канд. с.–г. наук: 06.02.04 / Локутова Олена Анатоліївна: Національний аграрний ун–т. – Київ, 2006. – 19 с.

95. Малієнко А. М. Радіоактивне забруднення навколишнього середовища / А. М. Малієнко, С. А. Мусатов, А. П. Буриков // Тваринництво в техногенних та радіоактивних умовах. 2005. С. 24–25.

96. Миронов Г. В. Незамінні речовини квіткового пилку і його біологічні властивості [Текст] / Г. В. Миронов // Український пасічник. – 1997. – № 2. – С. 44–47.

97. Мегедь А. Г. Бджільництво [Текст]/А. Г. Мегедь, В. П. Поліщук. – К.: Вища школа, 1990. – 329 с.

98. Мачекас А. Ю. Дослідження динаміки зміни вітамінів у законсервованій обніжці / А. Ю. Мачекас, А. Е. Астраускене // Апітерапія, біологія та технологія продуктів бджільництва: Матеріали Всесоюз. конф. Дніпропетровськ. 1988. Ч. 2. С. 30–36.
99. Медоносні ресурси лісового фонду степової зони України / В. Н. Блонська // Бджільництво. К.: Урожай. 1986. Вип. 17. С. 24–29.
100. Мельник А. І. Динаміка забруднення ґрунтів і рослинницької продукції стронцієм-90 на лівобережному Поліссі в поставарійний період / А. І. Мельник // Агроекологічний журнал. 2010. № 2. С. 35–40.
101. Мегедь О. Г. Резерви виробництва меду / О.Г. Мегедь– К Урожай, 1989. – 80 с.
102. Мерленко І. М. Удосконалення технології сільськогосподарського виробництва на радіаційно забруднених територіях Волині / І. М. Мерленко, Л. Г. Аджиєва, М. І. Зінчук // Агроекологічний журнал. 2009. № 2. С. 64–68.
103. Методичні вказівки з атомно–абсорбційних методів визначення токсичних елементів у харчових продуктах та харчовій сировині. – № 01–19/47–11 від 25.12.1992 р.
104. Мінеєв В. Г. Використання природних цеолітів для запобігання забруднення ґрунту та рослин важкими металами / В. Г. Мінеєв, А. В. Кочетавкін, Нчуен Ван Бо // Агрохімія. 1989. № 8. С. 89–97.
105. Миронов Г. Незамінні речовини квіткового пилку і його біологічні властивості / Г. Миронов // Український пасічник. 1997. № 2. С. 44–47.
106. Міграція ^{137}Cs у ґрунтах і сільськогосподарській продукції після аварії на Чорнобильській АЕС / [Ю. І. Савченко, А. С. Малиновський, В. Б. Ковальов та ін.] // Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС : Доповіді учасників п'ятої Міжнародної науково–практичної конференції. Житомир. 2006. С. 38–52.
107. Моїсєєв І. Т. Вивчення поведінки ^{137}Cs у ґрунтах та її надходження до сільськогосподарських культур залежно від різних факторів / І. Т.

Мойсеєв, Г. І. Агапкіна, Л. А. Геріх // Агрохімія. 1994. №2. С. 103–118.

108. Нагорський В. О. Радіонуклідне забруднення місцевості: рівні та варіації складу / В. О. Нагорський, В. І. Полетаєв, В. Є. Тепікін // Бюлетень екологічного стану зони відчуження. 1996. № 1(6). 59 с.

109. Ніжко В. П. Використання культурних і дикорослих видів рослин з метою фітодезактивації ґрунтів / В. П. Ніжко // Натураліст. 1996. №3. С. 4–6.

110. Новгородська Н. В., Разанова О. П., Лютка. Оптимізація забезпечення безперервного нектароносного конвеєра у бджільництві. Сільське господарство та лісівництво. 2021. Вип. 3 (22). С. 72–84.

111. Павловська Л. Д. Еколого–економічні основи виробництва і використання кормів у зоні радіоактивного забруднення / Л. Д. Павловська, В. П. Славов. К. : Світ, 1999. 176 с.

112. Поліщук В. П., Мегедь О. Г. Бджільництво, Київ, Вища школа, 1987. — 260 с.

113. Перепелятнікова Л. В. Наукове обґрунтування меліорації радіоактивно забруднених ґрунтів / Л. В. Перепелятнікова, Г. П. Перепелятніков, Б. С. Пристер // Вісник аграрної науки. 2001. № 4. С. 61–68.

114. Пішак О. В. Вплив бджолої обніжки на функціональний стан органів шлунково–кишкового тракту та нирок у хворих на ревматоїдний артрит / О. В. Пішак, О. Л. Кухарчук, О. І. Волошин // Бджільництво. 1998. Вип. 23. С. 110–113.

115. Поліщук В. П. Біологічні особливості живлення бджіл і збирання квіткового пилку в умовах поліфлорного пилку [Текст] / В. П. Поліщук, О. А. Локутова // Біологія тварин — 2002. — № 1. — С. 1–8.

116. Погурельський С. П. Еколого–ландшафтна оптимізація земле–користування щодо реабілітації радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь / С. П. Погурельський // Агрохімія і ґрунтознавство. Харків : УААН. 1998. Ч. 3. С. 73–74.

117. Поліщук В. П. Бджільництво: Довідковий посібник / В. П. Поліщук, В. П. Пилипенко. К.: Вища школа, 1990. 312 с.

118. Поліщук В. П. Бджільництво [Текст] / В. П. Поліщук – Львів, Український пасічник. – 2001. – 294 с.
119. Поліщук В. П. Бджільництво / В. П. Поліщук. – Львів, Український пасічник, 2001. 294 с.
120. Поліщук В. П. Медоносні дерева і кущі / В. П. Поліщук, В. І. Білоус. К. : Урожай, 1972. 159 с.
121. Поліщук В. П. Пасіка / В. П. Поліщук, В.И. Сташко. К., 2008. 257 с.
122. Практикум з бджільництва / [М. Г. Лановська, Р. М. Черненко, В. Ф. Бурбелюк, В. В. Іващук]. – Умань, 2006. –192 с.
123. Поліщук В.П. Збільшення виробництва продуктів бджільництва. К.: Урожай, 1975. 143 с.
124. Пристер Б. С. Кількісна комплексна оцінка властивостей ґрунту при прогнозуванні поведінки радіонуклідів у системі ґрунт–рослина / Б. С. Пристер // Вісник аграрної науки. 2002. № 1. С. 61–69.
125. Пристер Б. С. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999–2002 рр. : [методичні рекомендації] / [Б. С. Пристер, В. О. Кашпаров, П. П. Надточій та ін.]. К., 1998. 103 с.
126. Пристер Б. С. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на територіях Полісся, забруднених радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС / Б. С. Пристер, І. М. Гудков, Ю. О. Тараріко // Наукове забезпечення сталого розвитку сільського господарства Полісся України. К. : Алефа. 2004. Т. 2. С. 662–722.
127. Пристер Б. С. Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах забруднення території України в результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 1996–1998 років / Б. С. Пристер, С. О. Лещенко. К., 1996. 56 с.
128. Пристер Б. С. Структура сільськогосподарського виробництва при радіоактивному забрудненні територій та шляхи її оптимізації / Б. С. Пристер, Г. А. Богданов // Медичні проблеми радіаційного захисту: матеріали Респ. наук. конф., 15–17 грудня 1987. К. С. 76–80.

129. Продукти бджільництва проти радіації / [Л. І. Боднарчук, І. М. Кожура, Д. М. Якименко та ін.] // Пасіка. 1996. № 3. С. 29–30.

130. Радіоекологічні аспекта експериментального бджільництва в умовах Чорнобильської зони відчуження / [В. С. Іванова, Т. В. Пилипчук, А. М. Архіпов та ін.] // Тез. доп. наук.–практ. конф., Київ, 11–12 лютого 1997 р. К. 1997. С. 52–53.

131. Разанов С. Ф. Безпека бджолиного підмору, одержаного в умовах забруднення природного навколишнього середовища радіонуклідами і важкими металами / С. Ф. Разанов // Науковий вісник ЛНУВМБТ ім. С. З. Гжицького. 2010. Т. 12. № 3 (45). Ч. 4. С. 260–264.

132. Разанов С. Ф., Дідур І. М., Швець В. В. Вплив мінеральних та органічних добрив на рівень концентрації кадмію у квітковому пилку. Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва. 2011. 87–89 Разанов С. Ф. Вплив мінеральних добрив на інтенсивність накопичення радіонуклідів пилку кукурудзи / С. Ф. Разанов, Дідур І. М., Г. В. Гуцол // Науково-практичний центр НАН Білорусі із землеробства. Мінськ: ІОЦ Мінфіну, 2016. З 53–57.

133. Разанов С. Ф. Вплив корму і його часткових замінників на вміст радіонуклідів в організмі бджіл та їх гнізді: Автореф, дис. канд. с.–г. наук: 06.02.04. К., 1998. №5. 15 с.

134. Разанов С. Ф. Вплив рН ґрунту на питому активність радіонуклідів у бджолиному обніжжі та перзі / С. Ф. Разанов, Г. В. Гуцол // Вісник аграрної науки. 2013. №13. С. 47–48.

135. Разанова О. П., Лютка Г. І. Акація біла, як кормовий ресурс для розвитку бджолиних сімей. Сільське господарство та лісівництво. 2020. № 19. С. 86–97.

136. Разанов С. Ф. Питома активність радіонуклідів та концентрація важких металів у перзі, виробленій бджолами на територіях з різним рівнем забруднення ґрунтів цими елементами / С. Ф. Разанов, В. А. Мазур, В. В. Швець, Г. В. Гуцол // К.: Агроєкологічний журнал. 2012. №3. С. 104–107.

137. Разанов С. Ф. Технологія виробництва білкової продукції бджільництва в сучасних умовах забруднення медоносних угідь [методичні рекомендації] / С.Ф. Разанов, Г.В. Гуцол. ВНАУ, 2016. 15 с.

138. Разанов С. Ф. Технологія виробництва продукції бджільництва / [С. Ф. Разанов, І. Ф. Безпалый, В. І. Бала та ін.]. К. : Аграрна освіта, 2010. 277 с.

139. Разанов С. Ф. Розвиток бджолиних сімей за виробництва бджолиного обніжжя та перги / С. Ф. Разанов, Г. В. Гуцол // Зб. наук. пр. ВНАУ. Вип. 1 (17). Вінниця. 2013. С. 108–111.

140. Разанов С.Ф. Стан кормових угідь та якість бджолиного корму в сучасних екологічних умовах Вінниччини. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. К.:«Аграрна наука. 2001. 265-267с.

141. Раціональне ведення бджільництва в умовах радіоактивного забруднення навколишнього середовища / М. Л. Олексеніцер, Л. І. Боднарчук, В. П. Кубайчук, Б. С. Пристер // Екологічні аспекти забруднення навколишнього середовища. К. 1996. С. 204–205.

142. Разанов С.Ф., Мазур В.А., Швець В.В., Гуцол Г.В. Питома активність радіонуклідів та концентрація важких металів у перзі, виробленій бджолами на територіях з різним рівнем забруднення ґрунтів цими елементами. Агроєкологічний журнал. 2012. № 3. С. 104–107.

143. Разанов С. Ф. Вміст радіонуклідів і важких металів у продукції бджільництва / С. Ф. Разанов // Агроєкологічний журнал. — 2009. — № 1. — С. 9–11.

144. Razanova O., Kucheriavy V., Tsaruk L., Novgorodska N. Lyotka G. Productive flight activity of bees in the active period in the conditions of Vinnytsia region. Journal of Animal Behaviour and Biometeorology. 2021. Vol. 9. № 4.

145. Рибальченко С. Л. Коефіцієнти переходу ^{137}Cs до сировини лікарських рослин у зоні Полісся Житомирщини / С. Л. Рибальченко // Агроєкологічний журнал. 2004. № 2. С. 61–63.

146. Романов Л.М. Щоб мед був незабруднений радіонуклідами / Л.М. Романов // Пасіка. 2000. № 1. С. 24.

147. Романчук Л. Д. Особливості накопичення ^{90}Sr у ґрунтах українського Полісся у віддалений період після аварії на Чорнобильській АЕС / Л. Д. Романчук // Вісник Полтавської державної академії. 2012. №3. С. 72–75.

148. Славов В. П. Вплив твердих комплексних та суспензованих добрив на екологічну чистоту та поживність кормових культур в умовах радіоактивного забруднення / [В. П. Славов, І. М. Євтушок, В. А. Зінченко та ін.] // Проблеми сільськогосподарської радіоекології – через десять років після аварії на Чорнобильській АЕС. 1996. С. 153–156.

149. Соботович З. В. Геохімія техногенних радіонуклідів / З. В. Соботович. К.: Наукова думка, 2002. 333 с.

150. Соломаха Т. Д. Весняні медоноси та пилконоси / Т. Д. Соломаха // Пасіка. 1996. № 2. С. 28–29.

151. Саранчук І. І. Вміст деяких важких металів в окремих частинах тіла медоносних бджіл із різних екологічних зон / І. І. Саранчук, Й. Ф. Рівіс // Науково – технічний бюлетень Інституту біології тварин і Державного науково – дослідного контрольного інституту ветпрепаратів та кормових добавок. – Львів, 2008. – В. 9. №1,2. – С. 211–216.

152. Сидоренко С. Білкова підгодівля бджолосімей [Текст] / С. Сидоренко // Український пасічник. – 2008. – №2. – С. 12.

153. Тараріко О. Г. Перерозподіл цезію–137 в агроландшафтах північного Лісостепу в системі протиерозійних валів–терас / О. Г. Тараріко, В. А. Вергунов, В. М. Заплатинський // Вісник аграрної науки. 1996. №4. С. 10–15.

154. Тихенко Р. В. Сучасний стан та проблеми організації радіаційно забруднених територій на місцевому рівні / Р. В. Тихенко // Вісник ЖНАЕУ. 2012. № 1. Т. 1. С. 203–209.

155. Ткачук В. І. Природні багатства Житомирщини / В. І. Ткачук, П. В. Литвак // Урал в мініатюрі. Житомир. 1996. С. 94–104.

156. Ткачук В. І. Проблеми ведення лісового господарства на забруднених територіях після Чорнобильської катастрофи / В. І. Ткачук // Проблеми

сільськогосподарської радіології : 17 років після аварії на Чорнобильській АЕС. Житомир. 2003. С. 138–143.

157. Фещенко В. П. Шляхи мінімізації радіоекологічного навантаження на населення Житомирської обл. / В. П. Фещенко // Екологічна безпека. Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2013. Випуск 4/2012 (75) С. 160–164.

158. Францевич Л. І. Шляхи радіоактивного забруднення меду та інших продуктів бджільництва / Л. І. Францевич, А. Д. Комісар, І. А. Левченко // Радіаційні аспекти Чорнобильської аварії. – К. – 1989. – Ч. 2. С. 101–112.

159. Фурдичко О.І. Пріоритетні завдання агроєкологічної науки на сучасному етапі розвитку сільськогосподарського виробництва / О.І. Фурдичко // Агроєкологічний журнал. 2009. С. 13–17.

160. Федорук Р. С., Романів Л. І. Вміст ліпідів і важких металів у продукції медоносних бджіл за умов підгодівлі борошном з бобів сої нативної та трансгенної // Науковий вісник ЛНУВМ та БТ ім. С. З. Гжицького. – Т. 16. – № 2 (59), Ч. 3. – 2014. – С. 211–219.

161. Черкасова А. І. Бджільництво / А. І. Черкасова, В. М. Бланська, П. О. Губа. К. : Урожай, 1989. 304 с.

162. Чоботько Г. М. Особливості моніторингу сезонного розподілу дозових навантажень населення, яке мешкає в 4 зоні радіоактивного контролю Українського Полісся / Г. М. Чоботько, Ю. М. Пісковий, Є. Є. Перететько // Агроєкологічний журнал. 2010. № 2. С. 21–27.

163. Черкасова А. І., Ємець К. І., Яцун О. М. Бджолиний віск та його якість // Український пасічник. – 2002. – №7. – С. 41–42

164. Філімонов В. І. Фізіологія людини: підручник / В. І. Філімонов. – К.: ВСВ “Медицина”, 2010. – 719 с.

165. Черкасова А. І., Ємець К. І., Яцун О. М. Бджолиний віск та його якість // Український пасічник. – 2002. – №7. – С. 41–42.

166. Шляхи очищення та запобігання радіоактивному забрудненню продуктів бджільництва / В. П. Кубайчук, Е. М. Резницький // Бджільництво. К. : Урожай. 1992. Вип. 20. С. 32–36.

167. Шпільчак М. Б. Вплив біогумусу на реанімацію ґрунтів, забруднених радіонуклідами / М. Б. Шпільчак // Тез. доклад. междунар. науч.–практ. конф. Київ. 1996. С. 45–46.

168. Шутов В. Н. Залежність параметрів міграції радіонуклідів цезію та стронцію з ґрунту в рослинність / В. Н. Шутов, Т. А. Бякішева // Тез. доп. другий м–н конференції «Проблеми с/г радіоекології – через десять років після аварії на ЧАЕС». Житомир. 1996. С. 29–30.

169. Яковлєва Л. П. Склад меду та обніжжя бджіл різних порід / Л. П. Яковлєва // Бджільництво. – 1980. – № 12. – С. 12–13.

170. Aristarchova E. A. Allevamento del bestiame e situazione ecologica in Ukraina / E. A. Aristarchova // Due culturea confronto. Bella. 1997. P. 1–11.

171. Bienkowska M. Efekty pozyskiwania pyłku w zaleznosci od wielkosci otworow we wkładce stracajacej obnoza pyłkowe / M. Bienkowska, K. Pohorecka // Pszczeln. Zeszyty nauk. 1996. R. 40. N 1. S. 95–101.

172. Chernobyl Forum: Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience [Електронний ресурс]. Vienna: IAEA. 2005. – Режим доступу: <http://www.iaea.org>.

173. Coffey M.F., Breen J. Seasonal variation in pollen and nectar sources of honey bees in Ireland / M.F. Coffey, J. Breen // J. apic. Res. 1997. Vol. 36. N. 2. P. 63–76.

174. Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl // Proc. Of Seminar. Luxemburg. 1991. V.I – 420 p.; V.2 – 396 p.

175. Dissolution kinetics of particles of irradiated Chernobyl nuclear fuel: influence of pH and oxidation state on the release of radionuclide in contaminated soil of Chernobyl / V. A. Kashparov, V. P. Protsak, N. Ahamdach at all. // Journal of Nuclear Materials. 2000. Vol. 279/ P. 225–233.

176. Distribution of Fallout Radionuclides in Soil, Plants, and Honey / G. Bonazzolla, R. Ropolo, A. Patetta, A. Manino // Health Physics. 1991. Vol. 60, № 4. P. 575–577.

177. Dynamics of ^{137}Cs Bioavailability in a Soil – Plant System in Areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident Zone with a Different Physicochemical Composition of Radioactive Fallout / S. Y. Fesenko, S. I. Spiridonov, N. I. Sonzharova, R. M. Alexakhin // *J. Environ. Radioactivity*. – 1997. Vol. 34. N 3. P. 287–313.

178. Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil – Plant System / [B. S. Prister, V. G. Baryakhtar, L. V. Perepetyatnikova at all.] // *Environmental Science and Pollution Research*. 2003. Special Issue N 1. P. 126 – 136.

179. Flood S. The Use of Pollen Pellets to Monitor Caesium in the Environment. B. A. Dissertation, Scholl of Botany, Trinity College. Dublin. 1994. P. 236–139.

180. Grabowski P., Siuda M. Mozliwosci zwiekszenia produkcii obnozy pylkowych oraz wykorzystanie pyлку w handlu. *Biul. nauk / P. Grabowski, M. Siuda // Univ.warminsko–mazurski. Olsztyn. 2000. N. 8. S. 43–52.*

181. Hoppe R. T. Effects of irradiation on the human immune system / R. T. Hoppe // *Radiat. Tolerance Norm. Tissue: 23–rd Annu. San. Francisco Cancer Symp.* 1989. P. 140–149.

182. Johannsmeier M. F. Pollen sources of honeybees in three different south–western Cape environments // *S. Afr. Bee. J.* 2000. Vol. 72. N 1. P. 34–39.

183. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions / V. A. Kashparov, N. Ahamdach, S. I. Zvarich at all. // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2004. V.72, Issue 3. P. 335–353.

184. Mamikhin S. V. Dynamics of Cs–137 in the forest of 30–km zone around the Chernobyl nuclear power station //Seminar on the dynamic behaviour of radionuclides in forest / S. V. Mamikhin, A. I. Shcheglov // Stockholm, May 18–22/ 1992. Stockholm. 1992. P. 10.

185. Michel R. 20 years after Chernobyl: Radiation exposure in the highly contaminated regions / R. Michel // Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи у сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС: зб. доп. учасників п'ятої між нар. наук. конференції 18–20 травня

2006 р. Житомир. 2006. С. 64–69.

186. Odum E. P. Radiation ecology // Fundamentals of ecology. – Philadelphia, Penna, W. B. Saunders Co. 1957. 452 p.

187. Rosen K. Field studies the behaviour of radiocaesium in agricultural environments after the Chernobyl accident. – Dissertation. – Uppsala, Sweden, 1996. 40 p. (Swedish University of Agricultural Sciences).

188. Smith J. T. Comanst R. N. J. Chernobyl's legacy in food and water // Nature protection. Vol. 405. 11 May. 2000. P. 141.

189. Soil contamination with ⁹⁰Sr in the near zone of the Chernobyl accident / V. A. Kashparov, S. M. Lundin, Yu. V. Khomutinin [at all]. // Journal of Environment Radioactivity. 2001. V.56, № 3. P.285–298.

190. Sources and effects of ionizing radiation // UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. V.1 Sources. 2000. New York. : United Nations. P. 10–9.

191. Shestopalov V. M. Radionuclide Migration into the Geological Environment and Biota / V. M. Shestopalov, V. A. Kashparov, Y. A. Ivanov // Environmental Science and Pollution Research. 2003. V. 10 Special (1). P. 39–47.

192. Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout / [V. A. Kashparov, S. M. Lundin, S. I. Zvarich at all.] // The Science of The Total Environment. 2003. V. 317, Iss. 1–3. P. 105–119.

193. The radiological consequences of the Chernobyl accident / A. Karaoglou, G. Desmet, G. N. Kelly, H. G. Menzel // Office for Official Publications of the European Communities. – Luxembourg, 1996. P. 1–10.

194. Постоєнко В.О., Лазарева Л.М., Яремчук О.С. Основні показники оцінки якості і безпечності меду бджолиного в Україні та їх гармонізація з вимогами ЄС. *East European Scientific Journal*. 2019. № 12 (52). Part 5. P. 14–21.

195. O.V. Bayer, O.S. Yaremchuk, T.V. Yevtushenko¹, L.V. Shevchenko, V.M. Mykhalska, Yu.V. Dobrozhan¹, Ya.V. Dovhopol¹, R.L. Varpikhovskyi / The development and validation of a rapid method for the determination of nitrofurans in honey using high pressure liquid chromatography – tandem mass spectrometry

(UPLC–MS–MS). *Ukrainian Journal of Ecology*. 2018. № 8(1). P. 966–974.

196. Cui Y. L., Zhu Y. G., Zhai R. H., Chen D. Y., et al. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China // *Environment International*. 2004. 30. P. 785–791.

МОНОГРАФІЯ

Гуцол Г.В., Яремчук О.С., Вергеліс В.І. Шпаковська Г.І.

**ВПЛИВ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ЯКІСТЬ
ТА БЕЗПЕЧНІСТЬ ПРОДУКЦІЇ БДЖІЛЬНИЦТВА**