

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ**

КИМАКОВСЬКА НІНА ОЛЕКСАНДРІВНА

УДК 504.054.001.5; 504.064

**РАДІОЕКОЛОГІЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ДОПУСТИМИХ РІВНІВ
ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТУ ¹³⁷Cs ДЛЯ ВЕДЕННЯ ПІДСОБНОГО
ГОСПОДАРСТВА НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ
У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД**

03.00.16 – екологія

**Дисертація на здобуття наукового ступеня
кандидата сільськогосподарських наук**

Науковий керівник:
доктор біологічних наук,
ПЕРЕПЕЛЯТНІКОВ Георгій Петрович,
Український науково-дослідний інститут
цивільного захисту, головний науковий
співробітник науково-дослідного центру
цивільного захисту

Житомир – 2015

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ.....	5
ВСТУП.....	6
РОЗДІЛ 1.	
ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	11
1.1. Радіаційний стан на сільськогосподарських угіддях, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС у віддалений період.....	11
1.2. Основні фактори, що впливають на надходження радіонуклідів в сільськогосподарську продукцію.....	13
1.2.1. Властивості та форми знаходження радіонуклідів в ґрунті.....	14
1.2.2. Вплив властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів з ґрунту в рослини.....	14
1.2.3. Накопичення ^{137}Cs різними сільськогосподарськими культурами.....	23
1.2.4. Особливості міграції ^{137}Cs в лучних біогеоценозах.....	24
1.3. Вплив захисних заходів на зменшення вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції.....	27
1.3.1. Вплив агрохімічних захисних заходів на зменшення вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції.....	30
1.3.2. Переробка продукції в домашніх умовах, як захід для зменшення вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування.....	32
1.4. Нормативно-правова та інструктивно методична бази, щодо ведення господарства на радіоактивно забруднених територіях.....	39
РОЗДІЛ 2.	
УМОВИ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	45
2.1. Характеристика регіонів проведення досліджень та особливості сільськогосподарських культур.....	46

2.1.1. Територія проведення моніторингових досліджень.....	46
2.1.2. Стаціонарні дослідження	52
2.2. Методики відбору зразків ґрунту і рослин та методи проведення аналізів	58
2.2.1. Відбір зразків ґрунту та сільськогосподарської продукції.....	58
2.2.2. Способи переробки сільськогосподарської сировини в домашніх умовах	61
2.2.3. Методи лабораторних досліджень	63
2.2.4. Статистична обробка даних	64
 РОЗДІЛ 3.	
ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ НА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГДДЯХ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС.....	69
3.1. Визначення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур та сіно природних трав у віддалений період після радіаційної аварії.....	69
3.1.1. Надходження ^{137}Cs в сільськогосподарські культури з основних типів ґрунту радіоактивно забруднених територій.....	70
3.1.2. Надходження ^{137}Cs в рослинність основних типів лук радіоактивно забруднених територій.....	76
3.1.3. Оцінка коефіцієнтів переходу радіоцезію в зерно гречки.....	81
3.2. Оцінка ефективності застосування захисних заходів для отримання сільськогосподарської продукції без перевищення державних гігієнічних нормативів вмісту ^{137}Cs.....	82
3.2.1. Вплив агрохімічних заходів на зменшення надходження ^{137}Cs з ґрунту в рослини.....	82
3.2.2. Зменшення вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування за рахунок переробки сировини рослинного і тваринного походження	89
3.2.2.1. Переробка рослинної сировини.....	90
3.2.2.2. Переробка сировини тваринного походження.....	92

РОЗДІЛ 4.

ОЦІНКА ДОПУСТИМИХ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ¹³⁷CS ОСНОВНИХ ТИПІВ ҐРУНТУ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС ДЛЯ ВЕДЕННЯ ПІДСОБНОГО ГОСПОДАРСТВА	98
4.1. Основні засади та метод розрахунку допустимих рівнів забруднення радіоцезієм ґрунту.....	99
4.2. Допустимі рівні забруднення ґрунту радіоцезієм для ведення рослинництва на радіоактивно забруднених територіях.....	105
4.3. Оцінка допустимих рівнів заруднення ґрунту ¹³⁷Cs для ведення кормовиробництва	108
ВИСНОВКИ.....	112
ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ	115
ДОДАТОК А.....	116
ДОДАТОК Б	123
ДОДАТОК В	139
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	141

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

Бк (кБк, МБк, ПБк)	Бекерель (Бк·10 ³ , Бк·10 ⁶ , Бк·10 ¹⁵), одиниця радіоактивності
Бк/кг	масова питома активність радіонуклідів, Бекерелів на кілограм
Бк/м ² (кБк/м ² ; МБк/м ²)	щільність забруднення радіонуклідами, Бекерелів на квадратний метр території (Бк·10 ³ /м ² , Бк·10 ⁶ /м ²)
КП	коефіцієнт переходу радіонуклідів
мг/кг	міліграм на кілограм, масова концентрація
мЗв	мілізіверт, одиниця ефективної дози
ЧАЕС	Чорнобильська атомна електростанція
¹³⁷ Cs	радіонуклід цезій–137
Кі/км ²	щільність забруднення ґрунту радіонуклідами, Кюрі на квадратний кілометр території
ГПК	ґрунтово-поглинаючий комплекс
ДРЗГ	допустимі рівні забруднення ґрунту
Е	ємність поглинання
рН	реакція ґрунтового розчину
Е _к	ефективність заходів захисту
ДР-2006	Державні гігієнічні нормативи “Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ¹³⁷ Cs та ⁹⁰ Sr у продуктах харчування та питній воді”, наказ 03.05.2006 № 256
ГДК	гранично допустима концентрація
СПО	сума поглинених основ

ВСТУП

Актуальність теми. Сільське господарство України є галуззю, яка найбільш постраждала від Чорнобильської катастрофи (Н.А. Лоцилов, Б.С. Прістер, 1991). Через 5 років після катастрофи основний внесок у радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції і, відповідно, в формування дози опромінення населення, забезпечував ^{137}Cs (Б.С. Прістер, 1989, Н.А. Лоцилов, П.Ф. Бондарь, 1991). Незважаючи на значний обсяг радіоекологічних досліджень, проведених в аграрних біогеоценозах протягом післяаварійного періоду, залишається низка питань, вирішення яких є необхідним для планування робіт з реабілітації забруднених територій та ведення сільського господарства у пізній післяаварійний період.

В першу чергу це стосується уточнення параметрів міграції радіонуклідів з основних типів ґрунтів України в урожай найбільш поширених сільськогосподарських культур для пізньої фази Чорнобильської аварії, прогнозування радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції ^{137}Cs для прийняття оптимальних рішень щодо управління сільськогосподарською галуззю на забруднених територіях у пізній післяаварійний період. Таким чином, організація і ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених угіддях України в пізню фазу Чорнобильської аварії обумовлює актуальність розрахунку допустимих рівнів забруднення ґрунтів ^{137}Cs , які б забезпечували неперевищення у сільськогосподарській продукції та продуктах харчування гігієнічних нормативів вмісту цього радіонукліду (Ліхтарьов І.А., 2006; Кашпаров В.О., 2008).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Результати, які представлені в дисертації, отримані в ході виконання планових НДР в рамках державних бюджетних тем та галузевих програм з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС у 2006-2011 рр. за державними номерами: 0106U009536; 0106U010809; 0107U009750; 0107U009751; 0107U009752; 0108U008720; 0108U009165; 0108U009624; 0108U009625; 0109U005607; 0110U000399; 0110U000400; 0110U007901.

Мета і задачі дослідження. Мета роботи – провести радіоекологічне обґрунтування та оцінку допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs основних типів ґрунтів радіоактивно забруднених територій України з урахуванням кількісних параметрів міграції ^{137}Cs в ланці «ґрунт-рослина», ефективності агрохімічних захисних заходів та переробки сільськогосподарської сировини в умовах ведення підсобних господарств у віддалений період після радіаційної аварії.

Для досягнення мети були поставлені наступні завдання:

- провести аналіз існуючих наукових даних та оцінити радіоекологічну ситуацію на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях України у віддалений післяаварійний період;

- отримати величини коефіцієнтів переходу (КП) ^{137}Cs з основних типів ґрунтів в урожай сільськогосподарських культур, продукція яких складає основу раціону населення, та сіно природних трав на луках різних типів радіоактивно забруднених територій Українського Полісся та Лісостепу для умов віддаленого періоду після Чорнобильської аварії;

- визначити КП ^{137}Cs з чорнозему опідзоленого в зерно гречки в залежності від її сортових відмінностей;

- оцінити ефективність застосування захисних агрохімічних заходів для зменшення накопичення ^{137}Cs з ґрунту в урожай основних сільськогосподарських культур для віддаленого періоду;

- вивчити вплив основних способів переробки сільськогосподарської сировини рослинного і тваринного походження в домашніх умовах особистих підсобних господарств на кількісний розподіл ^{137}Cs в кінцевих продуктах переробки;

- провести радіоекологічне обґрунтування допустимих рівнів забруднення основних типів ґрунту ^{137}Cs (ДРЗГ) на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях України у віддалений період після аварії на ЧАЕС, які дозволяють забезпечити неперевищення гігієнічних нормативів вмісту радіонукліду у сільськогосподарській сировині та продуктах харчування (ДР-2006).

Об'єкт дослідження – процеси міграції ^{137}Cs в ланці «ґрунт-рослина» без проведення та з проведенням агрохімічних заходів у віддалений період після радіаційних аварій та процеси переходу радіонукліду в харчові продукти після

переробки сільськогосподарської сировини рослинного і тваринного походження в домашніх умовах особистих підсобних господарств.

Предмет дослідження – концентрація радіонуклідів в ґрунтах та основні фактори, які впливають на кількісні параметри міграції ^{137}Cs в ланках «ґрунт-рослина» та «сільськогосподарська сировина-продукти харчування».

Методи дослідження. При проведенні досліджень використовували наступні методи: польові (моніторингові дослідження та закладення стаціонарних ділянок, відбір зразків ґрунту та рослин), агрохімічні (визначення реакції ґрунтового розчину рН, загального вмісту гумусу, суми поглинутих основ), гама-спектрометричні (визначення питомої активності ^{137}Cs в ґрунті, сільськогосподарській продукції та харчових продуктах), технологічні (переробка сільськогосподарської продукції), статистичні (аналіз та обробка результатів вимірювань).

Наукова новизна одержаних результатів. Для умов віддаленого періоду **визначені** експериментальні значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з основних типів ґрунтів радіоактивно забруднених територій в урожай сільськогосподарських культур, що складають основу раціону населення, та сіно природних трав на луках різних типів.

Також **визначено** ефективність захисних агрохімічних заходів для віддаленого періоду.

Вперше на чорноземі опідзоленому **визначені** коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту в зерно гречки різних сортів.

Вперше для віддаленого періоду Чорнобильської аварії проведено радіоекологічне обґрунтування та оцінку допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs основних типів ґрунту сільськогосподарських угідь з урахуванням кількісних параметрів міграції ^{137}Cs в ланці «ґрунт-рослина», ефективності застосування агрохімічних контрзаходів та переробки сільськогосподарської сировини в умовах ведення підсобних господарств.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані здобувачем результати використані при розробці проекту «Комплексна науково-обґрунтована програма заходів щодо забезпечення відповідності чинним державним гігієнічним нормативам продукції місцевого виробництва, якою харчуються діти критичних

населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення» та пам'ятки «Рациональне використання радіоактивно забруднених лучних угідь».

Визначені допустимі рівні забруднення ^{137}Cs ґрунтів сільськогосподарських угідь України для віддаленого періоду після аварії на ЧАЕС, рекомендовано використовувати для прогнозування забруднення продукції, планування і проведення захисних заходів на радіоактивно забруднених територіях та надання рекомендацій щодо переробки рослинницької та тваринницької сировини з метою неперевищення державних нормативів в продуктах харчування.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем, спільно з науковим керівником, сформульовано мету, завдання роботи та плани проведення експериментів. Автором здійснені радіоекологічні дослідження для польових та лабораторних умов, аналізування літературних даних, експериментальні дослідження, узагальнення, аналізування та інтерпретація результатів досліджень, написані друковані наукові праці.

Апробація результатів дисертації. Основні положення і результати роботи доповідалися та обговорювалися на: Міжнародній конференції «Екологія: проблеми адаптивно-ландшафтного землеробства» (Житомир, 2005); Міжнародній науково-практичній конференції «Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві. 20 років після аварії на ЧАЕС» (Житомир, 2006); Міжнародній конференції «Радіоекологія: підсумки, сучасний стан і перспективи» (Москва, 2008); Науково-практичній конференції з міжнародною участю: «Актуальні е вопросы радиационной гигиены» (Санкт-Петербург, 2010); VI съезде по радиационным исследованиям (Москва, 2010); Міжнародній конференції «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» (Київ, 2011); семінарі-практикумі радіоекологів Житомирської області (Житомир, 2011).

Публікації. За результатами досліджень опубліковано 16 наукових праць, з них: у фахових наукових виданнях – 7, в закордонних наукових виданнях – 2, в інших – 7.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається зі вступу, чотирьох розділів, висновків та пропозицій виробництву, списку використаних джерел і додатків. Робота викладена на 158 сторінках друкованого тексту (з яких

основний текст складає 120 сторінок), містить 23 таблиці, 11 рисунків та 3 додатки. Список використаних джерел включає 172 найменування, в тому числі 12 латиницею.

РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Радіаційний стан на сільськогосподарських угіддях, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС у віддалений період

Після аварії на Чорнобильській АЕС радіоактивного забруднення ^{137}Cs зазнали близько 42 тис. км² території України [86], з яких на долю сільськогосподарських угідь припало 8,4 млн. га земель, щільність забруднення яких перевищувала 3,7 кБк·м⁻² [55]. Найбільшою мірою постраждали північні райони п'яти північних областей України: Чернігівська, Київська, Житомирська, Рівненська та Волинська [2]. Радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь обумовило масштабну проблему, пов'язану із виробництвом на цих територіях сільськогосподарської продукції, яка б відповідала діючим гігієнічним нормативам вмісту в ній радіонуклідів. Частково ця проблема була вирішена за рахунок відчуження найбільш забруднених земель [133].

Сучасний віддалений післяаварійний період характеризується радіоактивним забрудненням фітомаси довгоіснуючими радіонуклідами за рахунок кореневого надходження. Забруднення цими радіонуклідами може тривати десятки і сотні років [33, 128, 19, 20].

В Україні, починаючи з другого року після аварії, основним дозоутворюючим радіонуклідом був ^{137}Cs , який залишається таким і у віддалений період. Це визначило широкий науковий інтерес стосовно досліджень міграції ^{137}Cs трофічними ланцюгами [1].

Головним критерієм оцінки радіаційного стану агроєкосистем на сьогодні є радіоактивне забруднення ґрунту і сільськогосподарської продукції. Критичність, з точки зору міграції радіонуклідів в агроєкосистемах, обумовлена саме міграцією радіонуклідів по трофічним ланцюгам тварин і людини, початковою ланкою яких є ґрунт. Інтенсивність біогенної міграції радіонуклідів в першій ланці трофічного ланцюга «ґрунт-рослина» обумовлює і подальше їх надходження в сільськогосподарську продукцію і далі в організм людини.

Основним фактором, що обумовлює гостроту радіоекологічної ситуації на значній частині території зони Полісся України є розповсюдження дерново-підзолистих та торфово-болотних ґрунтів, які є критичними з радіоекологічної точки зору. Для цих ґрунтів відмічається найбільша інтенсивність біогенної міграції ^{137}Cs [44, 69, 129]. Початкова післяаварійна щільність забруднення ґрунтів цієї зони коливалась від кількох $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ до сотень $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ [83, 51].

Згідно із Законом України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” [133], у перші роки після аварії із сільськогосподарського обігу було вилучено 101,2 тис. га земель, розташованих у Київській (29,3 тис.) і Житомирській (71,9 тис.) областях [34, 136, 107, 123].

У загальному вигляді вплив ґрунту виявляється у зниженні біологічної доступності радіонуклідів у ряду збільшення вмісту обмінних катіонів, ємності поглинання, органічної речовини, мулистих часток, мінералів монтморилонітової групи.

Оскільки ґрунтовий покрив забруднених сільськогосподарських угідь включає значні площі критичних ґрунтів, проблема виробництва сільськогосподарської продукції, яка б відповідала діючим гігієнічним нормативам стояла досить гостро і потребувала свого вирішення [42]. Для віддаленого періоду після Чорнобильської аварії гострота проблеми зменшилася у зв'язку з тим, що за минулі 28 років вміст ^{137}Cs в ґрунтах за рахунок процесів автореабілітації зменшився на один-два порядки. Однак і до теперішнього часу відмічається виробництво окремих видів сільськогосподарської продукції (в основному молока і м'яса) з перевищенням державних гігієнічних нормативів за вмістом ^{137}Cs у 24 населених пунктах постійно та у 100 населених пунктах періодично [137, 62, 105]. Це обумовлює розробку радіоекологічно обґрунтованої системи ведення сільськогосподарського виробництва, важливою складовою якої має бути наукове обґрунтування допустимих рівнів забруднення ґрунту ^{137}Cs для різних типів ґрунтів сільськогосподарських угідь і різних видів сільськогосподарських культур.

Вивчення закономірностей та оцінка кількісних характеристик накопичення радіонуклідів рослинністю мають виключно практичне значення для організації

сільськогосподарського виробництва та впровадження контрзаходів на території, що зазнала радіоактивного забруднення [140, 157].

1.2. Основні фактори, що впливають на надходження радіонуклідів в сільськогосподарську продукцію

Надходження радіонуклідів у врожай сільськогосподарських культур буде суттєво відрізнятися як від типу ґрунту, на якому вони вирощуються, так і від біологічних особливостей різних видів культур і технологій їх вирощування, а також від часу, що минув від початку радіаційної аварії [134]. Наукові дані про вплив типу ґрунту, виду рослин та технології їх вирощування на надходження ^{137}Cs у сільськогосподарську продукцію дозволяють моделювати процеси його міграції по трофічному ланцюгу людини та прогнозувати забруднення продукції. Розробка радіоекологічно-обґрунтованих нормативів вмісту ^{137}Cs в основних типах ґрунтів для виробництва в Україні сільськогосподарської продукції, яка б відповідала діючим гігієнічним нормативам ДР-2006 [64, 117, 80] значно спростило б таке прогнозування у віддалений період чорнобильської аварії. Однак, на сьогоднішній день для розробки таких нормативів не вистачає кількісних параметрів переходу ^{137}Cs , як у ланцюгу «ґрунт-урожай сільськогосподарських культур» для віддаленого періоду після Чорнобильської аварії, так і в ланцюгу «сільськогосподарська сировина-продукти харчування».

Узагальнення даних різних авторів свідчить, що основними факторами, які впливають на надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини, є тип та агрохімічні властивості ґрунтів, біологічні особливості рослин та технології вирощування сільськогосподарських культур [59].

Фактори, що визначають інтенсивність переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, можна розділити на три основні групи [67]:

- форми знаходження радіонуклідів в ґрунті і ґрунтовому розчині;
- агрохімічні властивості ґрунту такі, як сорбційна ємність, фіксуюча здатність ґрунту, концентрація обмінних іонів в ґрунтовому розчині;
- видові біологічні особливості.

У наступних підрозділах будуть розглянуті всі ці фактори більш детально.

1.2.1. Властивості та форми знаходження радіонуклідів в ґрунті

Більш ніж двадцятирічний досвід робіт з мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи показав, що в пізню фазу основним радіонуклідом, що формує дозу опромінення населення, яке проживає на забруднених територіях, є ^{137}Cs [55]. Як відомо, саме ґрунт є початковою ланкою трофічного ланцюгу міграції радіонуклідів у навколишньому природному середовищі [53]. Вивчення закономірностей поведінки цього радіонукліду в харчових ланцюгах дозволяє вирішити одну з найважливіших практичних задач сільськогосподарської радіоекології у віддаленому періоді після аварії на ЧАЕС – провести радіоекологічне обґрунтування допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs ґрунту сільськогосподарських угідь.

1.2.2. Вплив властивостей ґрунту на міграцію радіонуклідів з ґрунту в рослини

На різних типах ґрунтів сільськогосподарські культури розташовано у порядку зменшення накопичення ^{137}Cs в сільськогосподарських культурах: природні трави, сіяні трави, зелені корми, коренеплоди, овочеві культури, картопля, зернові [97, 127, 93, 108]. Причому відмінності між крайніми культурами такого ряду сягають від 10 разів на чорноземах до 30 разів на торфово-болотних ґрунтах. Для найбільш критичних культур – лучних та пасовищних трав природних луків показано, що найбільший вплив на параметри надходження ^{137}Cs в травостій обумовлюється типом луки, зумовленого водним режимом, типами ґрунту та рослинного покриву [7, 10935, 167, 70]. Відмінності між КП ^{137}Cs в природні трави на різних типах луків становлять більше 100 разів.

Вплив властивостей ґрунту на накопичення найбільш радіологічно значущих радіонуклідів було вивчено в піонерських роботах В.М. Ключковським, І.В. Гулякіним, С.В. Юдінцевою із співробітниками [59, 67, 79] і продовжено згодом цілим рядом вчених [100, 37, 88]. В цілому поведінка радіонуклідів у ґрунтах відповідає основним закономірностям, характерним для макро- та мікроелементів.

Разом з тим В.М. Ключковський відмічав [78], що поглинання радіонуклідів у ґрунті відбувається специфічно, тому що вони знаходяться в ґрунті у вкрай низьких концентраціях.

Поведінка радіонуклідів в ланці «ґрунт–рослина» аналогічна поведінці макроелементів [88, 152], а їх надходження в урожай залежить від агрохімічних властивостей ґрунту та біологічних особливостей рослин. Надходження радіонуклідів в рослини відбувається інтенсивніше із супіщаних та піщаних ґрунтів, ніж з ґрунтів важкого механічного складу [124, 149, 94]. Це пов'язано з тим, що мулисті фракції чорнозему більшою мірою знижують надходження ^{137}Cs в рослини у порівнянні з фракцією мулу дерново-підзолистого ґрунту, що можна пояснити їх різним мінералогічним складом і кількісними показниками.

Окрім згаданих природних факторів, впливовим є ще й тривалість знаходження ^{137}Cs в ґрунті, що пов'язано із зниженням його біологічної доступності внаслідок процесу так званого «старіння» та міграції радіонукліда вниз по профілю ґрунту. Є.А.Полякова [121] відмічає, що коефіцієнт нагромадження ^{90}Sr рослинністю за 10 років перебування його в ґрунті знижується втричі, а ^{137}Cs – в 10 разів. За даними Іванова Ю.О. і Прістера Б.С., Виноградської В.Д. [161, 68, 38], після Чорнобильської аварії, за період з 1987 по 1990 рр. коефіцієнт переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини знизився в 1,5– 3,0 рази, що пов'язано з процесами міграції його вниз по вертикальному профілю ґрунту і його фіксацією ґрунтово-вбирним комплексом.

Багатьма вченими було встановлено два періоди зниження значень коефіцієнтів пропорційності: швидкого зниження (у десятки разів за перші п'ять років) та повільного зниження (у 2-3 рази за 10-20 років) [39, 92]. Однак на сьогодні важливо підтвердити той факт, що більш ніж через 24 роки після аварії зменшення значень величин КП у довгостроковій динаміці не перевищують річних розбіжностей.

На біологічну рухомість ^{137}Cs певним чином здійснюють вплив агрометеорологічні фактори [70, 31]. Встановлено, що накопичення ^{137}Cs в рослинах знаходиться в оберненій залежності від кількості опадів за вегетаційний період і від запасів вологи в метровому шарі ґрунту. В залежності від конкретних погодних

умов року коефіцієнти переходу ^{137}Cs можуть коливатися до 2 разів [167, 39, 98, 101].

Мінералогічний склад ґрунту. Вирішальне значення з точки зору поведінки ^{137}Cs у ґрунті має фіксація його глинистими мінералами ґрунту. В результаті цього процесу якась частина радіонукліду випадає з обмінних реакцій у ґрунті, втрачає здатність переміщатися у ґрунті і, доки нуклід знаходиться у фіксованому стані, не поглинається рослинами і не потрапляє в харчові ланцюги.

Склад ґрунтових мінералів впливає не тільки на абсолютне значення ємності поглинання ґрунту, але й на міцність утримання іонів мінералами ґрунту. Входячи в міжпакетний простір мінералу, ^{137}Cs не може звідтіля витіснитися такими іонами, як H^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Ba^{2+} , тому що маючи великий діаметр, вони не можуть в нього проникнути.

Вплив на ступінь сорбції ^{137}Cs глинистих мінералів чітко підтверджений в умовах польового досвіду на території Українського Полісся. Дослідження показали, що внесення 200 т/га глини у торфовий ґрунт знижує накопичення ^{137}Cs до 6 разів, а внесення її у дерено-підзолистий супіщаний ґрунт - до 2-3 разів [96].

Ступінь фіксації ^{137}Cs залежить від типу мінералу. Глинисті мінерали є вторинними алюмосилікатами. До найбільш розповсюджених глинистих мінералів відносяться мінерали групи монтморилоніту, каолініту, гідрослюд, хлоритів, змішано-пошарових мінералів.

Невідповідність між ємністю поглинання ґрунтів та величиною поглинання радіонуклідів пояснюється, перш за все, відмінностями в мінеральному складі неорганічної частини ґрунтів, а особливо їх високодисперсної фракції, представленої в основному глинистими мінералами. Найбільшу ємність поглинання мають мінерали груп монтморилоніту та гідрослюд, найменшу — груп польових шпатів та кальциту. Тому, у залежності від переважання того чи іншого мінералу в ґрунті, можливі відмінності в поглинанні радіонуклідів.

Ґрунти за ступенем збільшення сорбції ^{137}Cs розміщуються в такій послідовності: торфово-болотний, дерново-підзолистий супіщаний, дерново-підзолистий суглинистий, чорнозем.

Механічний склад ґрунту. Дисперсійність ґрунтових мінералів також впливає на кореневе засвоєння радіонуклідів: чим більше в ґрунті мінералів тонкодисперсних фракцій (що характерно для глинистих ґрунтів), тим вища механічна й фізична поглинаюча здатність таких ґрунтів, тим більша частка радіонукліду сорбується ними, і тим менша кількість радіонуклідів буде засвоюватися коріневою системою рослин.

Той факт, що ґрунт складається з частинок різних розмірів, позначається на поведінці в ньому іонів взагалі, в тому числі іонів радіонуклідів. Відомо, що питома активність, а також середня питома поверхня мілкодисперсної фракції ґрунту < 0,044 мм в 12 разів більша питомої активності механічної фракції з розміром частинок 0,7-0,3 мм. Мулиста частина ґрунту також характерна тим, що вона дуже подрібнена і у ній міститься найважливіша фракція – колоїди [120].

У своїх роботах вчені підтвердили, що ^{137}Cs найбільш стійко утримується мулистою фракцією, що має розміри частинок < 0,0001 мм, причому в чорноземі – в більшій мірі, ніж у дерново-підзолистому ґрунті [166, 29].

Первинними складовими механічних фракцій ґрунту є мінерали, тому процес безпосередньої сорбції мікрокількостей ^{137}Cs відбувається в мінеральній частині ґрунту, і вплив гранулометричного складу ґрунту є наслідковим.

Окремі фракції ґрунту відрізняються не тільки розміром частинок, але і фізичними, хімічними властивостями та мінералогічним складом. Із зменшенням розмірів частинок зменшується вміст у них оксиду кремнію, зростає кількість полуторних оксидів заліза та алюмінію і, що особливо важливо для процесу поглинання радіонуклідів ГПК, підвищується вміст гумусу та обмінних катіонів Ca^{2+} , Mg^{2+} та K^{+} . Властивості частинок різного розміру більше впливають на стійкість закріплення ^{137}Cs , ніж на величину його поглинання. При цьому слід пам'ятати, що частка різних фракцій у гранулометричному складі відмінних ґрунтів неоднакова. Тому радіонукліди, особливо ^{137}Cs , стійкіше закріплюються важкими ґрунтами за гранулометричним складом, ніж легкими. Звідси, надходження ^{137}Cs в рослини значно менше на типах ґрунтів, що містять такі мінерали.

Роль кислотності ґрунту у накопиченні радіонуклідів рослинами відмічено в багатьох роботах [45, 149, 119]. Доступність радіонуклідів збільшується в кислому середовищі, що пов'язано із збільшенням доступних рослинам форм знаходження.

Кислотність ґрунтів. Інтенсивність сорбції ^{137}Cs ґрунтовими колоїдами залежить від рН ґрунтового розчину. У своїх дослідках вчені помітили, що якщо промивний розчин кислий, поглинання радіоактивних іонів твердою фазою ґрунту може зменшитися, так як H^+ -іони значно сильніше утримуються ГПК, ніж будь-які інші катіони [13].

Для таких елементів, як фосфор і калій та інші, найбільше надходження спостерігається на кислих ґрунтах. Однак велике підвищення кислотності ґрунтів може стримувати ріст і навіть виявляти ушкоджуючу дію на вищі рослини. Різні види культур по-різному вимогливі до оптимального рН. В той час, коли овес, жито й картопля дають найвищі урожаї при рН біля 5-6, у пшениці, ячменю, буряків, люцерни краща урожайність при нейтральній або трошки лужній реакції. Встановлено, що рН впливає на проникнення солей у клітину, і саме підсилення кислотності сприяє поглинанню таких аніонів, як радіоактивний йод. Навпаки, підсилення лужності сприяє поглинанню таких катіонів, як радіоактивний цезій і стронцій.

Із збільшенням рН ґрунтового розчину збільшується ємність поглинання ґрунтового поглинаючого комплексу. Найбільша ємність поглинання при рН = 6-8. Ємність поглинання негативно заряджених колоїдних частинок збільшується в результаті заміщення в зовнішньому шарі H^+ -іонів на іони лужних та лужноземельних елементів, а в позитивно заряджених колоїдів (полуторні окисли і, можливо, деякі глинисті мінерали) – внаслідок збільшення негативного заряду та поглинаючої здатності по відношенню до катіонів. Максимум поглинання ^{137}Cs у вилугуваному чорноземі, типовому чорноземі, південному чорноземі, сильно підзолистому ґрунті спостерігався при рН = 6-8. У цьому випадку вплив сторонніх іонів проявлявся найменше [13].

Протягом сезону сумарна концентрація солей та концентрація окремих іонів можуть змінюватися в кілька десятків разів. При збільшенні концентрації ґрунтового розчину збільшується швидкість витіснення радіонукліду з ґрунтових

колоїдів, тому що реакція обмінного поглинання в ґрунтах підкоряється закону діючих мас: кількість поглинутого ґрунтом витисненого іону буде тим більша, чим вища його концентрація в розчині і чим нижча в ньому концентрація іону, що витісняється. Кількість ^{137}Cs , що витісняється з ґрунту в розчин з постійною концентрацією, зростає із збільшенням об'єму розчину.

Реакція ґрунтового розчину у свою чергу залежить від вмісту мулистих часток, обмінного калію й органічного вуглецю і тому впливає на накопичення радіонуклідів рослинами із ґрунту. Підвищення вмісту мулистих часток, обмінного калію й органічного вуглецю спричинено зниженням кислотності ґрунту й зниженням кореневого засвоєння ^{137}Cs рослинами. Отже, накопичення радіонуклідів у врожаї рослин на різних ґрунтах залежить від їх кислотності. Результати досліджень показують, що залежно від кислотності різних ґрунтів, накопичення радіонуклідів варіює для ^{137}Cs до 38 разів [100,13].

Надходження елементів у рослини не є процесом механічного “всмоктування”, а представляє собою акт обміну речовин між організмом та середовищем. Вибірне поглинання, що виражається в переважному видаленні рослинами з розчину одних іонів та слабкому - деяких інших, у неоднаковому поглинанні тих же речовин у різні періоди життя, відображає потребу організму у відповідних іонах, необхідних для нормального протікання синтетичних процесів.

Рух іонів у рослині відбувається проти градієнту концентрації й пов'язаний із затратою енергії. Тому інтенсивність фотосинтезу в листі та дихання кореневої системи впливають на поглинання поживних речовин з ґрунту. Аерація останньої та відповідна температура стимулюють кореневе живлення.

Кореневе засвоєння є основним шляхом переходу довгоживучих радіонуклідів у рослинницьку продукцію [125].

Між ступенем та інтенсивністю поглинання радіонуклідів ґрунтом та накопиченням їх рослинами існує зворотній зв'язок: фактори, що зумовлюють більш повне поглинання радіонуклідів ґрунтовым поглинаючим комплексом, призводять до меншого накопичення рослинами. Ґрунтовий поглинаючий комплекс не тільки запобігає вилугуванню елементів з ґрунту, але й виступає в якості конкурента кореневої системи рослин при засвоєнні води та іонів.

Основним фактором, що визначає надходження радіонуклідів у рослини кореневим шляхом, є склад ґрунтового розчину та концентрація в ньому радіонукліду. Концентрація радіонуклідів у рослинах залежить не тільки від концентрації їх у ґрунті в цілому, але перш за все від розподілу між твердою та рідкою фазами ґрунту.

Перехід радіонуклідів з ґрунтового розчину в рослини можна розбити на дві стадії: сорбція з ґрунтового розчину на кореновому обмінному комплексі кліткової стінки і перенос через мембрану рослинної клітини. Механізм засвоєння радіонуклідів коренями рослин подібний до поглинання основних поживних речовин – макро- і мікроелементів. Основна відмінність у тому, що в більшості випадків радіонукліди присутні в гранично низьких концентраціях. Наприклад, у ваговому відношенні 1 кюрі стронцію складає $7 \cdot 10^{-3}$ г [44].

Засвоєння радіонуклідів з ґрунту рослинами в процесі їх мінерального живлення залежить у першу чергу від біологічної доступності радіонукліду (наявності його в ґрунті у формах, що визначають інтенсивність первинного поглинання радіонукліду коренями неметаболічним шляхом), яка визначається фізико-хімічною природою нуклідів та агрохімічними властивостями ґрунтів, а також біологічними особливостями культур.

Виявлена висока позитивна кореляційна залежність між надходженням ^{137}Cs у рослини та вмістом обмінних форм ^{137}Cs у ґрунті.

При підвищеній дозі мінералів вміст ^{137}Cs у рослинах зменшується, але для кожного мінералу по-своєму. Найпомітніше зменшення накопичення ^{137}Cs в урожаї вівса відмічено під дією флогопіту, гідрофлогопіту та монтморилонітових глин зумовлено як більш стійким закріпленням ^{137}Cs у кристалічній решітці слюд, так і підвищеною його дискримінацією по відношенню до калію при переході їх з сорбенту в рослини завдяки високому вмістові рухомого калію в цих слюдах.

Але майже всі ці дослідники стверджують, що вплив вмісту обмінного К у ґрунті на поглинання ^{137}Cs рослинністю набагато більший, ніж всіх інших агрохімічних показників. Рослини, що мають високий вміст К, зазвичай накопичують і більше ^{137}Cs

Конкуруючі елементи. Присутність у ґрунті іонів елементів-конкурентів спричиняє конкуренцію радіоактивним іонам при їхньому поглинанні коріннями рослин. Конкуруючі елементи – ізотопні й неізотопні аналоги радіоактивних елементів, які мають близькі або аналогічні з радіонуклідами хімічні властивості. ^{137}Cs є нуклідом лужного елементу і поведінка його мікроконцентрацій у ґрунті суттєво залежить від присутності носіїв, з яких найбільш важливими є калій (K^+) і амоній (NH_4^+). NH_4^+ і K^+ як неізотопні носії радіоактивного цезію впливають на розподіл цього радіонукліду між рідкою та твердою фазами ґрунту: із збільшенням їх концентрації знижується поглинання ^{137}Cs твердою фазою ґрунтів.

Калій – один із найбільш необхідних для рослин елементів живлення. У ґрунті він перебуває в складі мінералів, у частках колоїдів, в органічних рештках і у вигляді мінеральних солей (KCl , KHCO_3 , K_2HPO_4 – у рослинах). У клітині рослини концентрація K у сотні разів вища, ніж у навколишньому середовищі, і перевищує концентрацію інших металів.

Вплив неізотопних конкурентних елементів на засвоєння радіоактивних елементів характеризується такими поняттями, як цезієві одиниці (ЦО) [29].

Калій є основним елементом харчування рослин. До того ж він, як конкурент, знижує накопичення ^{137}Cs . Внаслідок цього, чим вищий вміст калію в ґрунті відносно ^{137}Cs , тим менша кількість радіонукліду буде засвоюватися кореневою системою рослини. Однак, чим багатші ґрунти аналогами, тим більше треба їх внести в ґрунт для одержання ефекту зниження накопичення відповідних радіонуклідів. Так, при вмісті в ґрунті обмінного калію 1 мг/100 г ґрунту, додаткове його внесення 60 кг/га з добривами збільшує його вміст у ґрунті на 2 мг/100 г ґрунту. Сумарний його вміст збільшується до 3 мг/100 г ґрунту, а відношення ^{137}Cs до калію в ґрунті знижується в 3 рази. У цьому випадку вміст радіонукліду у врожаї всіх культур також повинен знизитися в 3 рази. Таким чином, механізм впливу калійних добрив діє при будь-якій дозі внесення калію в кожному по калійному забезпеченню груп ґрунту. При вмісті в ґрунті обмінного калію 20 мг/100 г ґрунту, навіть внесення з добривами 600 кг/га калію збільшує його вміст у ґрунті тільки в 2 рази, і відношення ^{137}Cs до калію в ґрунті також знижується лише в 2 рази [89, 66].

Мікроелементи. Хоча вміст мікроелементів у ґрунті значно нижчий основних елементів харчування (макроелементів), їм відведена активна роль у процесі живлення рослин. Дослідження показали, що внесення мікроелементів у ґрунт, що збіднений ними, не призводить до збільшення накопичення ^{137}Cs , а ряд мікроелементів знижує надходження цього радіонукліда в урожай сільськогосподарських культур до 2-х разів [95].

Органіка. Вміст органічних сполук у ґрунті, що утворюються у результаті розкладу відмерлих частин рослин та рослинного опаду в результаті мікробіологічних та біохімічних процесів, може впливати на поглинання радіонуклідів ґрунтами. Органічні та інші колоїди, утворюючи плівки на поверхні мінеральних частинок, перешкоджають проникненню іонів до їх поверхні, помітно обмежуючи рухомість радіонуклідів. Але такий ефект може компенсуватися або перекриватися адсорбцією на молекулах самих органічних речовин [40, 41].

Важливу роль у процесі поглинання радіоцезію ґрунтами відіграє характер гумусу, який впливає на співвідношення між мінеральною та органічною частинами ґрунту. Поглинання ^{137}Cs органікою ґрунту залежить не тільки від загальної кількості гумусу в ґрунтовому горизонті, а і від його кількісного та якісного складу. Дослідами доведено сильніший зв'язок ^{137}Cs з гуміновими, ніж з фульвокислотами. Деякі компоненти гумусу містять функціональні групи, які здатні утворювати координаційні зв'язки з іонами ^{137}Cs (розчинні комплексні сполуки). Так як значна частина ґрунтових комплексоутворювачів має досить високу розчинність, утворення комплексів призводить до переходу в розчин раніше адсорбованих форм радіонукліду, а звідси, до більш швидкої їх міграції [160, 43].

Поглинання гумінових кислот з підзолистих ґрунтів та чорноземів складає 300-350 і 450-470 мг-екв/100 г ґрунту, а фульвокислот – 650-700 мг-екв/100 г ґрунту [124].

Гній, сапропель, біогумус і інші органічні добрива завжди знижують перехід радіонуклідів у рослини до 4-х разів. Це пов'язано, з одного боку, з тим, що гумінові кислоти органічних добрив міцно зв'язують, приміром, ^{90}Sr , а з іншої сторони гній збалансований забезпечує ґрунт необхідними елементами харчування. Ці добрива також підлужують ґрунт.

1.2.3. Накопичення ^{137}Cs різними сільськогосподарськими культурами

Дослідженнями багатьох вчених як до Чорнобильської аварії, так і після неї встановлено, що біологічні особливості рослин, як і властивості ґрунту суттєво впливають на накопичення радіонуклідів в урожаї [53, 79, 154].

Основний вплив на накопичення радіонуклідів з ґрунту в рослини відіграє конкуренція при засвоєнні іонів у процесі живлення. Наприклад, трави: природні, сіяні злакові, віка, люцерна, конюшина, відрізняються високим вмістом хімічного аналогу ^{137}Cs калію (1,0-1,8%), в той час як в усіх інших культурах вміст його не перевищує 0,6% [96, 159].

Крім того, важливе значення для міграції радіонуклідів з ґрунту в рослини відіграє відтік іонів у процесі транспірації води. Природні і сіяні трави – вологолюбиві рослини і мають високий транспіраційний коефіцієнт [40, 76], що значною мірою обумовлює підвищену міграцію радіонуклідів з ґрунту в надземну фітомасу.

Велику роль у поглинанні рослинами радіонуклідів, як і інших хімічних елементів, відіграє розташування основної маси біологічно активних коренів [52]. Овочеві та картопля мають дуже щільну кореневу систему, розміщену в основному в забрудненому орному шарі ґрунту, та високі вимоги до вологості ґрунту [9, 106, 162]. Зернові культури характеризуються глибоким розміщенням кореневої системи (до 60-120 см) та меншою вибагливістю до зволоження [44, 53].

Тип кореневої системи (стрижнева чи мичкувата) визначає характер її розподілу відносно забрудненого шару ґрунту [23].

На перелогах у рослин з мичкуватою кореневою системою значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs більше, ніж у рослин з стрижневою, так як на нерозораних угіддях дернина є основним депо поживних речовин і радіонуклідів [99, 66].

На орному ґрунті значення КП ^{137}Cs для сільськогосподарських культур буде меншим, ніж у рослин, які зростають на перелогах. Це відбувається тому, що

радіонуклід в орному шарі ґрунту (0-20 см) рівномірно перемішаний, і питома концентрація в цьому шарі менша, ніж на перелозі [14].

Природні трави в порівнянні з сіяними кормовими культурами характеризуються більш високими рівнями накопичення радіоактивних елементів. Ця обставина зумовлена специфічними особливостями розвитку кореневої системи лучної рослинності, що розміщується у дернині [35]. Видові відмінності в накопиченні рослинами ^{137}Cs можуть сягати 30 разів [105].

Відомо, що найбільша кількість радіонуклідів накопичується в вегетативних і менша – в репродуктивних органах рослин [150]. Тому ^{137}Cs концентрується в зерні культур значно менше, ніж в соломі. Калієфільні рослини накопичують більшу кількість ^{137}Cs [106]. В плодах овочевих культур міститься значно більше К, ніж в зерні зернових. Тому овочі інтенсивніше накопичують ^{137}Cs , ніж зернові.

1.2.4. Особливості міграції ^{137}Cs в лучних біогеоценозах

Після аварії на ЧАЕС в зоні забруднення найбільш постраждалих областей доля площі луків різних типів сягала 25% [52]. Лучні угіддя поліського регіону становлять основу галузі кормовиробництва. Ґрунтовий покрив забруднених луків північного Полісся України представлений різними типами ґрунтів – від сухих дерново-підзолистих до торфово-болотних [110, 113]. Надходження радіонуклідів в травостій луків має ряд особливостей:

- наявність дернини, за рахунок наявності забрудненої органіки, де радіонукліди знаходяться в рухомій формі, обумовлює високе надходження радіонуклідів в травостій [112];
- радіонукліди протягом тривалого часу акумулюються у верхньому шарі ґрунту, що обумовлює інтенсивність їх переходу в травостій [155];
- лучні екосистеми характеризуються значною різноманітністю ґрунтових умов та видового складу травостою, що визначає відмінності коефіцієнтів переходу радіонуклідів до 2-х порядків [109];

- застосування контрзаходів на луках забезпечує досить високу ефективність – у максимальних випадках забруднення травостою можна знизити більше, ніж у десять разів [114, 81].

Встановлення основних закономірностей міграції радіонуклідів в лучних біоценозах має важливе значення для регулювання у подальшому надходження радіонуклідів у раціон людини. Відомо, що лучні угіддя виступають критичними агросистемами, продукція яких вносить суттєвий вклад в дозу опромінення населення як в перший період, так і протягом тривалого часу після радіаційної аварії. Лучні біогеоценози характеризуються значною різноманітністю, що відображується значними відмінностями кількісних параметрів міграції радіонуклідів в ланці «грунт-рослина».

Специфіка лучних екосистем визначає необхідність їх самостійного розгляду та оцінки факторів, що визначають поведінку радіонуклідів.

Значний вплив на надходження радіонуклідів в фітомасу рослин мають умови, в яких формуються луки, тобто ландшафт як комплекс факторів, що характеризує тип ценозу [35]. Серед таких факторів найбільш значущими є:

- гідрологічний режим луків, який впливає на міграцію радіонуклідів по профілю ґрунту і на формування видового складу травостою;
- ґрунтово-хімічні характеристики, що визначають швидкість процесів сорбції радіонуклідів, вертикальної міграції та біологічної доступності;
- видовий склад та біологічні особливості рослин, що домінують в лучних травостоях

Після аварії на ЧАЕС була узагальнена інформація про коефіцієнти переходу ^{90}Sr і ^{137}Cs в траву, встановлені для різних типів луків, та підготовлені довідникові таблиці, якими користувались для прогнозування рівнів забруднення сільськогосподарської продукції [114]. Ці параметри міграції радіонуклідів були отримані як шляхом модельних експериментів, так і в умовах польових дослідів. Через відмінності в умовах проведення експериментів та дослідів дані про перехід радіонуклідів в рослини в різних ґрунтово-кліматичних зонах, накопичені до аварії на ЧАЕС і після, не завжди співставні, що обумовлювало додаткову задачу отримання коректних оцінок на єдиній методичній основі.

Встановлення основних закономірностей міграції радіонуклідів в лучних біоценозах має важливе значення для регулювання у подальшому надходження радіонуклідів у раціон людині. Відомо, що лучні угіддя виступають критичними агросистемами, продукція яких вносить суттєвий вклад в дозу опромінення населення як в перший період, так і протягом тривалого часу після радіаційної аварії. Лучні біогеоценози характеризуються значною різноманітністю, що відрізняє їх кількісними параметрами міграції радіонуклідів в ланці ґрунт-рослина.

Специфіка лучних екосистем визначає необхідність їх самостійного розгляду та оцінки факторів, що визначають поведінку радіонуклідів [151].

З метою вирішення проблеми диференційованого підходу до застосування контрзаходів на лучних ценозах в різні післяаварійні періоди, була розроблена радіоекологічна класифікація луків, яка, з одного боку, враховує їх біогеоценотичні характеристики, а з другого, радіологічні критерії [155, 111]. Як базова основа була використана фітотопологічна класифікація луків, яка враховує відмінності їх гідрологічного режиму, геоморфологічного положення та типів ґрунтів і їх фізико-хімічних властивостей.

Згідно цієї радіоекологічної класифікації луків, болотні, низинні та заплавні луки на органогенних ґрунтах виділяються як критичні екосистеми при веденні кормовиробництва на забруднених територіях. На другій позиції в рейтингу луків за їх радіаційною небезпекою стоять суходольні луки, заплавні та низинні з малородючими ґрунтами легкого механічного складу. Зміна типу ґрунту обумовлює зміну КП ^{137}Cs в трави більш ніж в 100 разів, а зміна видового складу – приблизно в 20 разів [111].

Кормові культури, що вирощуються на орних угіддях при одній і тій же щільності забруднення ґрунту та інших рівних умовах, накопичують радіонуклідів в розрахунку на одиницю маси значно меншу кількість у порівнянні з лучно-пасовищною рослинністю. У середньому концентрація радіонуклідів в кормах з орних угідь майже у п'ять разів нижча, ніж у лукопасовищній рослинності [109].

1.3. Вплив захисних заходів на зменшення вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції

Забруднення сільськогосподарських угідь і територій населених пунктів довгоживучими радіонуклідами визначає необхідність забезпечення радіаційної безпеки населення протягом тривалого періоду після аварії на Чорнобильській АЕС. Для зменшення дозових навантажень на населення велику увагу приділяли контрзаходам, спрямованим на зниження вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції, як основного дозоутворюючого радіонукліда.

Основним завданням на віддалений період є ведення сільського господарства таким чином, щоб види, масштаби і тривалість проведення захисних заходів були оптимальними і забезпечували максимально можливе зниження доз опромінення населення при мінімальних витратах.

Особливістю віддаленого періоду ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС є погіршення соціально-економічної ситуації в країні і, як наслідок, різке зниження фінансування робіт з ліквідації наслідків аварії, включаючи захисні заходи у сільському господарстві. У віддалений період після аварії актуальною являється проблема оптимізації застосування захисних заходів з урахуванням їх ефективності, вартості та соціальної прийнятності [122, 104].

Критерієм оцінки радіологічної ефективності контрзаходів є кратність зниження вмісту радіонуклідів у продукції. На підставі радіологічної ефективності контрзаходів можна оцінювати можливість одержання харчових продуктів, які відповідають санітарно-гігієнічним нормативам вмісту радіонуклідів, а також визначити період часу, протягом якого реабілітаційні заходи повинні застосовуватися у зонах з різними рівнями забруднення сільськогосподарської продукції.

Проведення протирадіаційних заходів (контрзаходів) у сфері сільськогосподарського виробництва повинно переслідувати дві мети. Перше, призводити до виробництва продуктів харчування, що відповідають допустимим гігієнічним рівням (ДР-2006) або прийнятим контрольним рівням, які забезпечують неперевищення річної ефективної дози внутрішнього опромінення населення в 1

мЗв. Друге, мінімізувати інтегральний винос радіонуклідів, що формує колективну дозу опромінення населення [12, 46, 3].

Очевидно, що в першу чергу підлягають реабілітації найбільш критичні території з точки зору формування дозових навантажень населення. На сучасному постчорнобильському етапі найбільш критичними територіями є кормові угіддя з точки зору виробництва сільськогосподарської продукції та формування індивідуальних доз опромінення місцевого населення.

При цьому найбільшу дозову та економічну ефективність за інших рівних умов мають контрзаходи, що проводяться на кормових угіддях, які дають максимальні рівні забруднення продукції, у тваринництві або переробці тваринницької продукції.

Сільськогосподарські контрзаходи підрозділяються на наступні групи: організаційні, агротехнічні, агрохімічні, зооветеринарні, технологічні та інформаційні [82].

У разі вибору захисних заходів, які можуть проводитися для населення при веденні приватних підсобних господарств, необхідно враховувати їх ефективність з точки зору зниження дози опромінення, витрат на їх проведення, а також позитивного сприйняття населенням (соціальна прийнятність).

За умови економічної ситуації, що склалася, при нестачі фінансування необхідна оптимізація застосування контрзаходів - поетапне, адресне адаптування до конкретних умов на рівні найбільш критичних господарств, населених пунктів, угідь, пасовищ, а не розпорошення їх по всій забрудненій території.

В умовах економічної скрути найбільшого значення набувають так звані організаційні контрзаходи, такі як визначення радіологічної критичності кормових угідь та кормів, диференційоване складування кормів для тварин (чистих та забруднених), правильне використання (для молочної худоби) наявних чистих кормів за умови їх нестачі для годування всього поголів'я худоби. Для цього необхідно вивчити та проаналізувати стан, що склався на сьогоднішній день в конкретних критичних населених пунктах, та оцінити можливості його покращення за рахунок проведення організаційних заходів. Якщо це не можливо, то повинно

вирішуватися питання про необхідність цільового фінансування і проведення системи ефективних контрзаходів у критичних населених пунктах [82, 130].

Проведення цієї роботи потребує збору та всебічного аналізу кількох показників, а саме: величин дозових навантажень на населення, критичності земель, яка враховує загальну площу забруднених угідь, площу луків і пасовищ, кислотність ґрунтів, забезпеченість їх поживними речовинами, і дозволяє визначити вибір пріоритетності агрохімічних і агротехнічних заходів; аналізу застосування контрзаходів в попередній період (до 3-5 років); цільового використання продукції, оцінки потоків радіонуклідів для визначення найбільш значимих продуктів у формуванні дози мешканців Волинської, Рівненської, Житомирської та Київської областей.

Технології вирощування основних культур передбачають проведення ряду операцій, в тому числі тих, що підвищують родючість ґрунтів. Проведення останніх взагалі сприяє зменшенню переходу радіонуклідів з ґрунту в урожай рослин. Для бідних, низько родючих ґрунтів Полісся деяке поліпшення ґрунту позитивно впливає на продуктивність рослин і на зменшення накопичення радіонуклідів в урожаї.

Одним з критеріїв визначення додаткових агрохімічних контрзаходів на забруднених угіддях є тип використання земель. На орних землях здійснюються звичайні агротехнічні операції відповідно до існуючих технологій вирощування різних культур в конкретних ґрунтово-кліматичних умовах. Застосування додаткових контрзаходів на цих угіддях визначається критичністю ґрунтів за агрохімічними показниками (високою та середньою кислотністю ґрунту, низькою та середньою забезпеченістю ґрунтів поживними речовинами) і рівнем радіоактивного забруднення. Пасовища і луки є основним джерелом надходження радіонуклідів з ґрунту в харчові ланцюги, тому проведення захисних заходів на них має пріоритетне значення [81].

Процедура оптимізації прямих контрзаходів добре викладена в інструктивно-методичних вказівках УНЦРМ, розроблених І.П. Лосем, а також у ряді міжнародних робіт під керівництвом П.Якоба [8].

1.3.1. Вплив агрохімічних захисних заходів на зменшення вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції

Азот, калій і фосфор як елементи харчування рослин життєво необхідні для одержання високих урожаїв сільськогосподарських культур. При звичайному внесенні цих елементів у ґрунт необхідно враховувати їхній баланс у ґрунті й величини виносу із урожаєм рослин, а внесення добрив з метою зниження накопичення радіонуклідів у врожаї повинне бути скоректоване певним чином [126].

Після аварії в Киштимі (Урал) в 1957 р. були видані перші рекомендації з ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях. В цих рекомендаціях відображені способи використання мінеральних добрив, в першу чергу фосфорних, для зменшення вмісту ^{90}Sr в продукції рослинництва. Відмічено ефективність зменшення вмісту радіостронцію у 1,5 – 10,0 разів в залежності від виду сільськогосподарських культур та типів ґрунту.

Поряд з мінеральними добривами було рекомендовано внесення органічних добрив (торф, сапропель, перегній, туфи) і різних компостів, а на кислих ґрунтах – вапнування. Високу радіологічну ефективність при внесенні добрив і вапна пояснено підвищенням родючості ґрунту і зменшенням концентрації обмінного ^{90}Sr в ґрунті. В рекомендаціях вказано дози внесення вапна, мінеральних і органічних добрив на дерново–підзолистих супіщаних, легко-, середньо- і важко суглинистих ґрунтах та чорноземах Лісостепу під різні сільськогосподарські культури від зернових до овочевих, бульб і коренеплодів.

Пізніше І.В.Гулякін і Є.В.Юдінцева в своїх роботах показали, що збільшення рівня калійного живлення рослин в дерново–підзолистому супіщаному ґрунті сприяло зменшенню надходження радіоцезію в сільськогосподарські культури [59, 8]. Причому, внесення калійних добрив було більш ефективним, ніж вапнування ґрунту. Дослідники пояснили цей факт близькими з радіоцезієм хімічними особливостями калію. Автори також вказували, що комплексне застосування мінеральних, органічних (гною) добрив та проведення вапнування дають найбільшу ефективність. Про розбавлення радіоцезію калієм при внесенні в ґрунт калійних

добрив, а також зменшення переходу радіонукліду в рослини говориться в роботах Моїсеєва І.Т., Тихомирова Ф.А. та інших авторів [99].

Особливої важливості набула проблема проведення захисних заходів після аварії на ЧАЕС, в результаті якої було забруднено 8,4 млн. га сільськогосподарських угідь [49]. Було проведено велику кількість оцінок ефективності контрзаходів як в польових експериментах, так і в виробничих умовах.

В перше десятиріччя після аварії на ЧАЕС інтенсивно проводилися агрохімічні захисні заходи, що дало змогу отримувати сільськогосподарську продукцію з неперевищенням в ній допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs [148]. Згідно даних досліджень ефективність агро меліоративних заходів з внесенням мінеральних добрив та вапна на органогенних ґрунтах становила 1,5-2,0 рази, а на мінеральних – від 1,8 до 3,0 разів. Були визначені оптимальні дози внесення мінеральних добрив та меліорантів на різних типах ґрунту для широкого спектру сільськогосподарських культур у співвідношенні N:P:K=1:1,5:2 та 1,5 Н_r – для вапна [95]. Деякі зарубіжні автори [15] вказують на те, що ефективність захисних заходів зменшується з часом після випадіння радіонуклідів. Тому в меті роботи було поставлено завдання оцінити ефективність агро меліоративних заходів для віддаленого періоду.

На території України наукове обґрунтування контрзаходів проводилося колективом Українського науково–дослідного Інституту сільськогосподарської радіології. За весь післяаварійний період Інститутом було видано декілька серій загальних рекомендацій з ведення сільськогосподарського виробництва на радіоактивних територіях, конкретних рекомендацій для забруднених областей, технологічних проектів з розробки диференційованих контрзаходів на луках «критичних» населених пунктів, нормативно–методичних вказівок розрахунку потреби матеріальних ресурсів для проведення контрзаходів у сільськогосподарському виробництві на забруднених радіонуклідами територіях і т. і. [33, 34, 111].

Першочерговими були прийняті такі заходи, як вапнування кислих ґрунтів і внесення додаткових доз мінеральних добрив. Було встановлено, що ефективним способом збільшення урожайності і зменшення забруднення ^{137}Cs

сільськогосподарських культур в 1,5-3 рази є застосування мінеральних добрив в рекомендованому оптимальному співвідношенні N:P:K = 1:1,5:2.

В Росії та Білорусі паралельно проводилися дослідження ефективності захисних заходів на радіоактивно забруднених територіях. Були отримані аналогічні з українськими результати [130, 25, 65, 17]. В деяких країнах Європи, забруднених після аварії на ЧАЕС, проводилися контрзаходи з метою запобігання формування дозових навантажень на населення [6].

Так науково встановлено, що внесення тільки одного азоту призводить до збільшення накопичення ^{137}Cs до 2-х разів, а застосування в комплексі з іншими добривами знижує ефективність калійного добрива [44]. Внесення одного фосфору, як правило, знижує накопичення ^{137}Cs в урожаї до 2-х разів. Вченими-радіоекологами науково доведено, що співвідношення N:P:K у балансі живлення рослин повинне відповідати наступному: 1:1,5:2. Тобто, вміст калію в живленні рослин повинен переважати, тоді буде забезпечено зниження забруднення врожаю ^{137}Cs . Особливо важливо дотримувати такого співвідношення на бідних калієм ґрунтах.

Дослідженнями встановлено, що найбільше зниження накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур відзначається при внесенні калійних добрив у вигляді каліймагнезії, фосфорних – у вигляді боратного суперфосфату, азотних – у формі аміачної води, карбаміду або складних добрив (нітроамофоски).

1.3.2. Переробка продукції в домашніх умовах, як захід для зменшення вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування

Практично будь-яку сільськогосподарську продукцію, яка отримується на радіоактивно забруднених угіддях, можна використовувати для виробництва продуктів харчування. Так, на ґрунтах з високою щільністю радіоактивного забруднення можна вирощувати зерно пшениці і переробляти його на спирт, який практично не буде містити радіонуклідів, і його можна буде використовувати без обмежень [115]. Обмежуючими факторами в такій ситуації будуть санітарно-гігієнічні умови проведення сільськогосподарських робіт, пов'язаних з

вирощуванням і збором урожаю, і робіт, пов'язаних з переробкою такої сировини [16]. І першим з цих факторів буде радіаційна безпека працюючого персоналу.

1.3.2.1. Переробка продукції рослинного походження

Фізико-хімічні процеси, що відбуваються у процесі переробки сільськогосподарської сировини, умовно розподіляють на наступні: видалення радіонуклідів за рахунок миття, чищення; концентрування радіонуклідів при висушиванні та уварюванні; розділення сировини на фракції, десорбція радіонуклідів при вимочуванні, виварюванні, солінні, квашенні; глибока переробка з отриманням спирту, жиру, білка, крохмалю, ферменту і ін. [73]. Тому використання різних способів переробки сировини може суттєво знизити забруднення харчової продукції. Особливо важливе значення має переробка сільськогосподарської сировини, проведена у підсобних приватних господарствах, що розташовані на радіоактивно забруднених землях [146]. За рахунок процесів домашньої переробки овочів, молока і м'яса можна суттєво знизити дозу опромінення сільського населення, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях і яке використовує в їжу в основному продукти, що отримує в особистих підсобних господарствах [5].

Рослинна сировина, що виробляється на більшості забруднених після аварії територіях, не потребує спеціальних заходів щодо її дезактивації. Зернові культури характеризуються невисоким нагромадженням радіоцезію в урожаї [115]. Виключенням є овес і гречка.

При технологічній переробці різних видів рослинної сировини і кулінарній обробці продуктів харчування в кінцевому продукті значно зменшується вміст радіонуклідів [158, 115], які видаляються із малоцінними в харчовому відношенні відходами. До таких процесів відносяться: отримання олії з соняшника і сої, крохмалю і спирту з картоплі, цукру з цукрового буряка та ін. [58]. При переробці зерна в борошно і крупу видаляються оболонки, на яких радіонукліди сорбуються в значній кількості.

Зернові культури мають дуже суттєве значення в харчуванні людини. Оскільки стронцій і цезій в основному містяться у зовнішніх оболонках пшеничного

зерна, то при помолі вони переходять в продукти, супутні виробництву борошна. Для різних сортів борошна цей розподіл відрізняється. При цьому, відповідно від 3% до 40% радіоізоотопів цезію і від 18% до 21% – стронцію, що містяться у нечищеному зерні, надходять у борошно [57]. Решта кількості радіонуклідів залишається у висівках, і вони можуть вносити значний вклад в забруднення харчових продуктів при їх включенні в ланцюг «корм–тварина». Чим вищий гатунок борошна, тим менший в ньому вміст радіоізоотопів.

Дослідження розподілу активності ^{137}Cs між фракціями в процесі переробки злаків з активністю 100 Бк/кг (пшениця) і 250 Бк/кг (жито) та одержання макаронних виробів і хліба [57] показали, що 75% активності цілого зерна пшениці надходило до висівок і 25% – до борошна. Фактор зниження складав 0,35 на 1 кг борошна і фактор збагачення – 2,5 на 1 кг висівок. Для жита фактор зниження або збагачення цезієм для борошна вищого гатунку – 0,63, для борошна грубого помелу – 1,78, для висівок – 2,3. Тверду пшеницю переробляли на крупу із виходом 40, 60 і 67%. Значної різниці між окремими видами продукції не спостерігали. Середнє відносне забруднення цезієм крупи, борошна і висівок складало відповідно 0,6, 0,9 і 2,5 у порівнянні з початковим зерном.

У разі поверхневого забруднення фруктів і овочів радіоцезієм автори роботи рекомендують застосовувати у промислових умовах наступну схему їх попередньої очистки:

- промивання струменем води протягом 1-2 хвилин для видалення більшої частини механічно утримуваних радіонуклідів;
- обробка протягом 10 хвилин 1%-ним розчином соляної кислоти, потім 0,1%-ним розчином поверхнево-активних речовин, які використовуються для миття харчових продуктів; норма витрати – 1 літр розчину на 1 кг продукту за умови 50-100-кратного використання розчину;
- повторне промивання під струменем води протягом 1 хвилини для повного видалення слідів промивного розчину з поверхні фруктів і овочів.

1.3.2.2. Способи переробки продукції тваринницького походження

Переробка тваринницької продукції дозволяє отримувати харчові продукти із суттєвим зниженням в них вмісту радіонуклідів. Із всієї тваринницької сировини найбільше зниження питомої концентрації радіонуклідів у кінцевій продукції відбувається при переробці молока [58].

В молоці ^{137}Cs в основному зосереджений у водній фазі, тоді як близько 65% ^{90}Sr утримується білком молока – казеїном [58]. В зв'язку з цим засоби технологічної переробки молока, що викликають значні кількісні зміни його складових частин, перш за все вологи та білку, суттєво впливають на вміст вказаних радіонуклідів в молочних продуктах, таких як: вершки, сметана, масло, натуральні сири, харчовий казеїн, згущене і сухе молоко. Так, при сепаруванні молока в обезжиреному молоці залишається біля 85% загальної кількості радіоцезію, що вміщується в молоці [58]. Радіоцезій практично не зв'язується з жиром. При перетопці масла весь радіоактивний цезій залишається у плазмі. В молочному жирі даний радіонуклід практично не виявляється.

Численними експериментальними дослідженнями Інституту сільськогосподарської радіології і випробуванням у виробничих умовах на підприємствах молокопереробної промисловості (1988-1996 рр.) встановлено, що із зростанням масової частки жиру у вершках відбувається зниження вмісту ^{137}Cs [58]. Це обумовлено зменшенням вмісту вологи і білку. Так, наприклад, при сепаруванні молока на 20% вершки (волога – 72,4%, білок – 2,5%) в них переходить 15% ^{137}Cs , тоді як при переробці на 60% високо жирні вершки (волога – 35,4%, білок – 1,5%) переходить 7% ^{137}Cs .

Згортання молока та відділення сироватки – технологічні процеси, на яких ґрунтується виробництво сирів і харчового казеїну. Процес згортання молока приводить до коагуляції казеїну, якщо він проходить за участю молокозгортаючого ферменту, або до денатурації практично всіх білків молока, як це має місце при термокислотному способі осадження. Отриманий в результаті згортання згусток підлягає подальшій механічній обробці з метою забезпечення інтенсивного видалення сироватки.

Поведінка радіоцезію відносно слабо залежить від способу отримання молочного згустку. Так, у сирі, що отриманий кислотним способом, вміст цього

радіонукліду складав 10,9%, тоді як в сирі, отриманому кислотно-сичужним способом – 12,1%. Однак у процесі промивки кислотного згустку відбувається подальше ефективне вимивання радіоцезію.

Така поведінка радіоцезію свідчить про те, що він зосереджений у водній фазі.

З зарубіжних літературних джерел представляє інтерес публікація “Процеси, що сприяють очищенню сиру від радіоактивного цезію” [135]. Її автори роблять висновок, що радіоцезій залишається у водній фазі. Неодноразова зміна розсолу дозволяла знижувати вміст радіоактивного цезію без змін складу і якостей сирів. За даними Вознякоса Ф. та інш., 1998 р., перехід радіоцезію з молока в сироватку складав 82,4%.

Деякими авторами було встановлено [21], що 90% радіоцезію видаляються з сироваткою, тоді як радіостронцій на 80% зв’язується з казеїнової фракцією. На думку автора, будь-який технологічний процес, що призводить до демінералізації згустку, знижує вміст радіонуклідів у сирі.

З наведених вище даних можна зробити висновок, що на перехід радіоактивного цезію з молока у сирі впливають ті технологічні процеси виробництва сирів, що викликають кількісні і якісні зміни водної фази.

За рахунок глибокого видалення сироватки і промивок білку водою досягається отримання харчового казеїну з питомою активністю радіоцезію в 33 рази нижчою, ніж у вихідному молоці.

При виробництві натуральних сирів, крім названих основних процесів їх виробництва, ефективними технологічними операціями, що знижують перехід радіоактивного цезію, являються довготривале соління (зниження питомої радіоактивності в 1,6 рази) та повна заміна сироватки водою при виробництві сирів сусанінський і домашній (зниження питомої радіоактивності в 1,5 рази) [135].

На відміну від радіоцезію, основна частина якого видаляється з сироваткою, 45-85% радіостронцію (Аненков та інш., 1973 р. [22]) надходить у сирне зерно. Це викликано тим, що радіостронцій, подібно до кальцію, у молоці зв’язаний з казеїно-кальцій-фосфатним комплексом. Міцний зв’язок стронцію з білком, у м’яких і твердих сирах, що отримані з молока із однаковим рівнем забруднення, радіонукліди можна розкласти за зменшенням у наступний ряд: стронцій, цезій, йод.

Радіостронцій надходить у сири аналогічно до кальцію. Останній ефективно відщеплюється від казеїнового комплексу при закисленні молока. Ця картина чітко спостерігалася у дослідах з дезактивації молока шляхом іонообміну [135]. Встановлено, що навіть при незначному зніженні рН значно покращується очистка.

Технологічні процеси виробництва вершків, сметани, масла, натуральних сирів і казеїну, навіть при великих затратах сировини, забезпечують зниження питомої радіоактивності за ^{137}Cs в готовому продукті в порівнянні з молоком в декілька разів [135].

При переробці м'ясної сировини дуже важко суттєво знизити забруднення кінцевого продукту без втрати його якості [142]. При виготовленні переважної більшості м'ясних продуктів харчування використовуються наступні технологічні прийоми [57]: тендеризація (пом'якшення) хімічною, біологічною, фізичною або механічною обробкою; засолювання сухе або мокре; термічна обробка.

Найбільшу увагу привертає засолювання – дифузійно-осмотичний процес [58], розуміння якого дозволить направлено впливати на перерозподіл солі, води, розчинних складових частин продукту і, в остаточному підсумку, на виведення із м'яса радіоактивних речовин.

Так, структурне забруднення м'яса може бути помітно зменшено за допомогою методу “мокрого” засолювання. Вимочене в прісній воді, а потім витримане протягом 3 місяців в 25 %-ному розсолі і піддане варінню м'ясо втрачає біля 90 % ^{137}Cs , який знаходиться в ньому.

Якщо прийняти об'єм розсолу рівним кількості продуктів, які засолюються, то можна очікувати, що вміст цезію зменшиться приблизно вдвічі. При іншому співвідношенні можна передбачити відповідні зміни концентрацій ізотопу в продуктах.

Були проведені досліді із зниження питомої радіоактивності ^{137}Cs м'яса диких оленів [57]. Після вимочування у 8-кратному по вазі об'ємі розсолу, який містив 100 г/л 1,7 мл М-ного NaCl та 3 г/л 29,7 мл М-ного KNO_3 , радіоактивність м'яса через 3 тижні знизилась до 70 Бк/кг. Аналогічні результати були отримані при обробці печінки, нирок, серця. Досліді показали, що присутність калію в розсолі

необов'язкова. Екстракція радіоактивного цезію із м'яса ефективна при наявності NaCl.

Ряд робіт також свідчить, що в процесі мокрого засолювання кількість радіонуклідів цезію в м'ясі та рибі зменшується в 4-8 разів [57].

Під впливом термічної обробки вміст цезію може зменшуватись, або навпаки, збільшуватись внаслідок його надходження з неїстівної частини продукту (кісточок, хрящів і т.п.).

Встановлено, що при термічній обробці м'яса, риби, овочів – запікання, тушкування, жарення – вміст ^{137}Cs не змінюється [57]. При термічній обробці з додаванням значної кількості води (варінні) більша частина ^{137}Cs переходить в бульйон. Це – наслідок руйнування структури тканини та переходу у відвар легко розчинних фракцій хімічних елементів, в тому числі і радіоцезію. Ступінь переходу значною мірою визначається співвідношенням компонентів, вмістом хлоридів, тривалістю варіння, рН.

При варінні м'яса у водопровідній воді протягом 3 годин при співвідношенні м'ясо до води – 1:5, в бульйон переходить до 90% ^{137}Cs . Значне зниження надходження радіоактивного цезію в організм людини може бути досягнуто шляхом заміни води, в якій вариться м'ясо, на свіжу в момент закипання. Таким способом може бути вилучено до 70% ^{137}Cs , що міститься в сирому м'ясі [141].

Залежно від способу обробки м'яса (запікання з різним ступенем подрібнення та кількістю додавання води) [57] з м'яса може бути вилучено від 13% до 50% вмісту цезію. Автори роблять висновок, що рівень радіоактивності знижувався після термічної обробки внаслідок збільшення питомої поверхні м'яса, що обробляється, та збільшення об'єму води. Останнє свідчить про водорозчинний характер цезієвого забруднення. Аналогічні результати були отримані при термічній обробці риби.

Приблизно через 6–8 місяців після попадання в організм риби радіонуклідів загальна радіоактивність (за рахунок довго-живучих продуктів поділу) змінюється: в голові із зябрами вона зростає до 38%, в кістках скелета – до 38, в суміші внутрішніх органів – до 18,2, у м'ясі – до 11,8%.

У виробничих умовах при нормальній технології переробки фруктів і овочів вміст стронцію-90 в готовому продукті зменшується у 6 разів у порівнянні з

сировиною [36]. За різних поєднань процедур, що передують консервуванню та іншим способам закладки на тривале зберігання продуктів харчування (заморожування, ліофілізація), видалається від 60% до 95% радіоактивності, що міститься у сировині. Промивання стручків гороху дрібно крапельним розбризкуванням призводить до значного зменшення радіоактивного забруднення, яке відбувається ще з насінням під час лущення [36]. Однак цей же спосіб обробки не ефективний для видалення стронцію-89 із полуниці. Деякі фізико-хімічні методи обробки сировини (додавання CaCl_2 , Na_2CO_3 , підкислення лимонною кислотою, центрифугування, застосування іонообмінних смол) супроводжуються значним зниженням радіоактивності сировини, що переробляється.

1.4. Нормативно-правова та інструктивно методична бази, щодо ведення господарства на радіоактивно забруднених територіях

Сучасну екологічну ситуацію в Україні можна охарактеризувати як кризову, що формувалася протягом тривалого періоду через нехтування об'єктивними законами розвитку і відтворення природно-ресурсного комплексу України.

Винятковою особливістю екологічного стану України є те, що екологічно гострі локальні ситуації поглиблюються великими регіональними кризами. Чорнобильська катастрофа з її довгочасними медико-біологічними, економічними та соціальними наслідками спричинила в Україні ситуацію, яка наближається до рівня глобальної екологічної катастрофи.

За час ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС було розроблено ряд методик і рекомендацій щодо обстеження і оцінки радіоактивного забруднення навколишнього середовища [141, 24, 143, 145].

Більша частина створених до сьогоднішнього дня методичних документів щодо оцінки радіоекологічного стану довкілля - це методологія і методи еколого-геохімічної оцінки, які розроблялися ще в доаварійний період і мали зовсім іншу мету створення. Перші методичні підходи до оцінки радіоекологічного стану довкілля розроблені у еколого-геохімічних документах. Також це методики перших років після аварії. Вони спрямовані на оцінку радіологічного стану сільгоспугідь,

тому частково можуть бути використані. Нижче наведені деякі витяги з проаналізованих документів.

В перші роки після аварії були встановлені допустимі рівні забруднення ґрунту ^{137}Cs (ДРЗГ) [145]. Як було сказано вище, за весь післяаварійний період радіаційна ситуація значно покращилася за рахунок автореабілітаційних процесів. Окрім того, величини допустимих рівнів (ДР) вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування змінювалися після встановлення ДРЗГ. Визначені допустимі рівні забруднення ґрунту не враховували також можливість проведення захисних заходів, як агроеліоративних, так і переробки продукції. Тому для віддаленого періоду після аварії доцільно було оцінити значення ДРЗГ ^{137}Cs основних типів ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур, що складають основу раціону сільського населення на радіоактивно забруднених територіях з можливістю надання рекомендацій про проведення захисних заходів.

Нормування вмісту радіонуклідів в ґрунтах є одним з дійових заходів із зменшення забруднення ними сільськогосподарської продукції і, як наслідок, зменшення індивідуальної дози опромінення сільського населення забруднених територій і, врешті, колективної дози опромінення [10].

Радіонукліди, як і інші хімічні речовини, що попадають в ґрунт, знаходяться в постійному міграційному русі, переходячи з однієї форми в іншу, з ґрунту – у повітря, поверхневі і підземні джерела води, а також в рослини, що вирощуються на ґрунті. Взагалі існуючі підходи щодо нормування техногенних забруднень у ґрунті ґрунтовані на оцінці впливу кількості забруднювача на комплекс показників за тими або іншими критеріями. Тому обґрунтування вибору критерію оцінки є важливим фактором, що буде визначати і дієвість встановленого нормативу.

Науковий досвід, накопичений в області розробки гранично допустимих концентрацій (ГДК) хімічних речовин у ґрунті, дозволяє зробити висновок, що у всіх випадках нормування забруднювачів лімітуючим фактором був перехід полютанту з ґрунту у рослини. Численні наукові дослідження показали, що рослини, вирощені на ґрунті, забрудненому різними хімічними полютантами, містять ці речовини в кількості, що перевищує їх концентрацію в ґрунті [75].

Багаторазовий кореляційний аналіз ГДК у ґрунті показав, що критичні концентрації всіх забруднювачів встановлюються по їх транслокації в рослини [27]. Тому ступінь забруднення радіонуклідами урожаю сільськогосподарських культур, вирощених на забруднених ґрунтах сільськогосподарських угідь, буде основним критерієм щодо визначення допустимого вмісту радіонуклідів в ґрунтах.

Аналіз наукової літератури, що стосується нормування у ґрунтах різних хімічних забруднювачів, показав, що в звичайних умовах господарювання як в Україні, так і в державах близького і далекого зарубіжжя відсутні державні нормативи, які стосуються встановлення ГДК радіонуклідів у ґрунтах сільськогосподарських угідь. Лише в Україні після Чорнобильської аварії згідно із Законом України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [133] поряд з іншими показниками встановлено граничні рівні забруднення ґрунтів ^{90}Sr і ^{137}Cs для різних категорій зон радіоактивного забруднення територій. Дія цього нормативу також обумовлювалась ще й типом забрудненого ґрунту. Саме тому при виведенні земель із сільськогосподарського виробництва для різних типів ґрунтів було застосовано різні щільності забруднення: мінеральні ґрунти було виведено із щільністю забруднення ^{137}Cs вище 555 кБк/м², а органічні – вище 175 кБк/м².

Заходи, що застосовуються в теперішній час на територіях, постраждалих від аварії на ЧАЕС, дозволяють отримувати продукцію рослинництва з допустимим вмістом радіонуклідів навіть на ґрунтах із відносно високою щільністю забруднення (~555 кБк/м²) [55]. В той же час на торфових ґрунтах, за умови відносно невеликої щільності забруднення ґрунтів (~111 кБк/м²), де коефіцієнти переходу ^{137}Cs із ґрунту в рослини значно вищі, ніж на дерново-підзолистих ґрунтах, вміст радіонуклідів у частинах рослин, що безпосередньо вживаються або йдуть на відповідну переробку, може сягати величин, близьких до допустимих рівнів.

Як правило, на територіях, де дозволяється вести сільськогосподарське виробництво і застосовувати агротехнічні та агрохімічні заходи, що зменшують надходження радіонуклідів у рослини, продукція рослинництва (сировина) немає потреби у спеціальних засобах дезактивації.

Встановлено, що максимальна допустима щільність забруднення ґрунту під гречкою, що дає можливість отримати зерно, яке відповідає ДР – це 260 кБк/м². Очистка структурно забрудненої радіонуклідами сировини, як правило, малоефективна (наприклад, при кореновому надходженні радіонуклідів у рослини).

Результати радіологічної експертизи зразків молока, що отримані радіологічними службами Волинської, Житомирської, Київської, Рівненської і Чернігівської областей, показують, що від 11 до 14% досліджених зразків молока мали активність за цезієм-137 вищу діючого допустимого рівня – 100 Бк /л [116]. Більшість цих зразків були відібрані в індивідуальному секторі, у якому випас молочної худоби проводився на ділянках з високими рівнями забруднення, а також на територіях, ґрунти яких обумовлюють велику біологічну доступність радіоцезію для зростаючих на них трав. Так, наприклад, на молокопереробні підприємства Житомирської області у 1998 –2003 роках надходило до 200 т молока з рівнями забруднення цезію-137 від 102 до 436 Бк /л.

Існуючі допустимі рівні на молоко і молочні продукти не враховують закономірностей переходу радіонуклідів в процесі переробки молочної сировини. При цьому складається ситуація, коли молоко, як сировина, відповідає нормативам, а виготовлені з нього сири можуть значно перевищувати допустимі нормативи і підлягають утилізації.

Безпека молока та молочних продуктів для споживачів залежить від ефективності контролю показників безпеки на всіх етапах його виробництва – від ферми до споживача. В цьому ланцюгу важливою ланкою, яка підлягає контролю, є сире молоко. Безпосередній контроль за безпекою сирого молока здійснюється державною службою ветеринарної медицини.

Організація радіологічного контролю сільськогосподарської продукції, що виробляється на забрудненій радіонуклідами території, повинна бути спрямована на дотримання вимог Державних нормативів на вміст радіонуклідів у продуктах харчування та питній воді. В той же час практика показує, що необхідне проведення радіологічного контролю не тільки готової продукції, але й сировини і напівфабрикатів сільськогосподарської продукції тваринного і рослинного походження. На жаль ДР-2006 нормують вміст радіонуклідів у основній сировині,

що використовується лише для виготовлення продуктів харчування для людини. Нормативи для ветеринарної медицини, яка забезпечує відомчий контроль, тривалий час розроблялися, але життя так і не отримали. Це створює певні труднощі для проведення радіаційного контролю, а у ряді випадків і великі матеріальні збитки при вибракуванні продукції, що не відповідає ДР – 2006. Введення допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs ґрунту (ДРЗГ) допомогло б впорядкувати питання сертифікації продукції на вміст радіонуклідів.

Радіоактивне забруднення сільськогосподарських угідь після Чорнобильської катастрофи гостро обумовило проблему виробництва на цих землях продукції, яка б відповідала державним гігієнічним нормативам вмісту в ній ^{137}Cs , основного радіонукліду, що формує дозу опромінення людини [56].

Вивчення закономірностей та оцінка кількісних характеристик накопичення радіонуклідів рослинністю мають виключно практичне значення для організації сільськогосподарського виробництва та впровадження контрзаходів на території, що зазнала радіоактивного забруднення.

Ще до цього часу в 21 населеному пункті України виробляється молоко і м'ясо, в яких вміст цього радіонукліду постійно перевищує встановлені нормативи. Уточнення наявних літературних даних про міграцію радіонуклідів у трофічних ланцюгах тварин і людини, а також про розподіл радіонуклідів при переробці сільськогосподарської сировини в домашніх умовах та їх доповнення новими науковими даними дозволять провести радіоекологічне обґрунтування допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в основних типах ґрунтів Полісся та Лісостепу України у віддалений період після Чорнобильської аварії. Отримання таких рівнів забезпечить спрощення і оптимізацію робіт з розробки рекомендацій раціонального використання радіоактивно забруднених ґрунтів при виробництві сільськогосподарської продукції та її переробці у продукти харчування для будь-яких радіаційних аварій, подібних до Чорнобильської.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 1

Вивчення закономірностей та оцінка кількісних характеристик накопичення радіонуклідів рослинністю мають виключно практичне значення для організації сільськогосподарського виробництва та впровадження контрзаходів на території, що зазнала радіоактивного забруднення

Встановлення основних закономірностей міграції радіонуклідів в лучних біоценозах має важливе значення для регулювання у подальшому надходження радіонуклідів у раціон людини.

Основним завданням на віддалений період є ведення сільського господарства таким чином, щоб види, масштаби і тривалість проведення захисних заходів були оптимальними і забезпечували максимально можливе зниження доз опромінення населення при мінімальних витратах.

Особливо важливе значення має переробка сільськогосподарської сировини, проведена у підсобних приватних господарствах, що розташовані на радіоактивно забруднених землях. За рахунок процесів домашньої переробки овочів, молока і м'яса можна суттєво знизити дозу опромінення сільського населення, яке проживає на радіоактивно забруднених територіях і яке використовує в їжу в основному продукти, що отримує в особистих підсобних господарствах

Нормування вмісту радіонуклідів в ґрунтах є одним з дійових заходів із зменшення забруднення ними сільськогосподарської продукції і, як наслідок, зменшення індивідуальної дози опромінення сільського населення забруднених територій і, врешті, колективної дози опромінення

Тому для віддаленого періоду після аварії доцільно було оцінити значення ДРЗГ ^{137}Cs основних типів ґрунту для вирощування сільськогосподарських культур, що складають основу раціону сільського населення на радіоактивно забруднених територіях з можливістю надання рекомендацій про проведення захисних заходів.

РОЗДІЛ 2.

УМОВИ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕННЯ

Дослідження проводили на радіоактивно забруднених територіях - як на виробничих сільськогосподарських ділянках, так і на закладених багаторічних польових стаціонарах. Багаторічні дослідження охоплювали території північних районів дальнього Західного: поліська зона Київської, Житомирської та Рівненської областей та Південного: Київська область, слідів радіоактивного забруднення аварійними викидами від вибуху і пожежі на ЧАЕС. Для них характерне забруднення переважно конденсаційною компонентою випадінь, високорухомою в ґрунті та доступною для рослин формою. Дана територія характеризується широким спектром щільностей забруднення орного шару ґрунту ^{137}Cs : від 100 до 3000 кБк/м² у 1987 році [62] та від 64 до 1800 кБк/м² у 2004 році.

Ґрунтовий покрив території дослідження різноманітний. Тут відмічається не тільки велика кількість ґрунтових відмін, але і часте чергування різних видів ґрунтів на відносно невеликій площі (рис. 2.1).

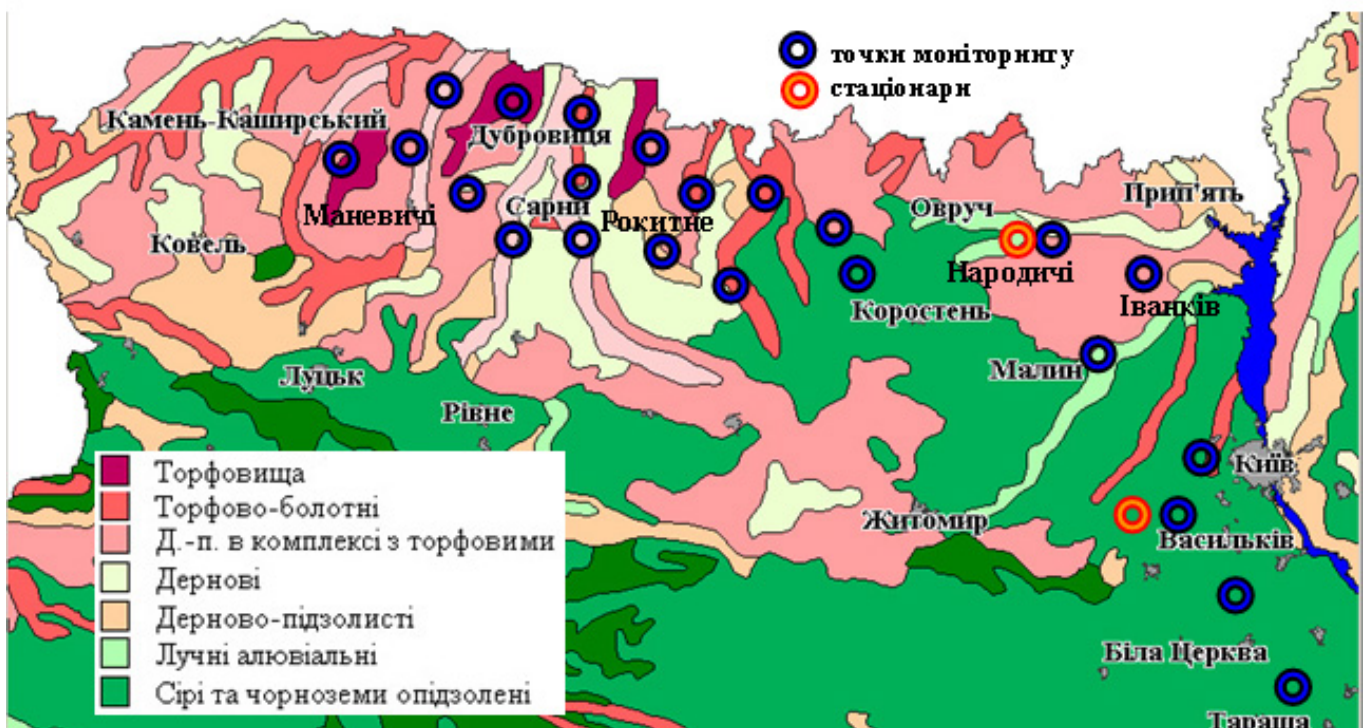


Рис. 2.1. Схема проведення моніторингових досліджень на різних типах ґрунту радіоактивно забруднених територій та місця розміщення стаціонарів

Розмаїтість ґрунтів Полісся обумовлена складною геологічною будовою і геоморфологічними умовами цього регіону, наявністю різноманітних ґрунтоутворюючих порід і частими змінами гідрологічних умов. Заплавні ценози відіграють важливу роль у ландшафтній структурі Полісся. Тут розповсюджена лучна і болотна рослинність. Заболочені луки зустрічаються в притерасних частинах заплав і давніх долин.

Більша частина Київської області представляє зону Лісостепу, на території якої переважають сірі опідзолені, темно-сірі ґрунти, а також чорноземи опідзолені і типові. Невелика північна частина цієї області відноситься до зони Полісся, яка представлена дерново-підзолистими піщаними, супіщаними, дерново-слабопідзолистими супіщаними і торфово-болотними ґрунтами.

Клімат регіонів досліджень в значній мірі знаходиться під впливом вологих циклонів. Середні температури січня цього регіону варіюють від $-6,5$ до -8°C , липня – від $+15,5^{\circ}$ до $+20,5^{\circ}\text{C}$. Тривалість періоду з середньодобовою температурою $> 0^{\circ}\text{C}$ складає 240-245 днів; вище 5°C – 200 днів, вище 10°C – 155-165 днів, вище 15°C – 110 днів. Безморозний період становить 155-160 днів. Сума активних температур складає від 2510 на північному заході до 2650 на південному сході. За рік випадає 530-670 мм опадів.

Встановлення терміну відбору проб ґрунту і рослин, інтерпретація результатів вимірювань здійснювалися з урахуванням погодних умов, що складались на протязі вегетаційного періоду.

2.1. Характеристика регіонів проведення досліджень та особливості сільськогосподарських культур

2.1.1. Територія проведення моніторингових досліджень

Для визначення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у системі «ґрунт-рослина» проводили моніторингові дослідження на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях та у приватних господарствах Київської, Житомирської, Рівненської та Волинської областей України.

Виробничі ділянки були представлені основними типами ґрунтів зони Українського Полісся (Київська, Житомирська, Рівненська та Волинська області) і півдня Київської області, які суттєво відрізнялися за фізико-хімічними показниками, що визначають геохімічну і біологічну міграцію ^{137}Cs (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Агрохімічні показники та щільність забруднення ^{137}Cs ґрунтів дослідних угідь, приватних господарств

Тип ґрунту	Агрохімічні показники			Щільність забруднення ґрунту (D), $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$
	pH	Гумус, %	Сума поглинених основ (СПО), $\text{мг-екв}/100 \text{ г}$ ґрунту	
Торфово-болотний	4,2-5,8	-	12-24	65-320
Дерново-підзолистий піщаний, супіщаний	4,5-6,0	0,73-1,6	8,4-14	55-1 200
Чорнозем опідзолений	5,6-6,2	1,2-2,1	10-28	35-475

Для торфово-болотних ґрунтів території проведення моніторингових досліджень діапазон значень pH складав від 4,2 до 5,8. Не значно відрізнялися значення реакції ґрунтового розчину для дерново-підзолистих ґрунтів – pH – 4,5-6,0. А на чорноземах опідзолених діапазон pH становив 5,6-6,2.

Вміст гумусу в мінеральних дерново-підзолистих ґрунтах та на чорноземах опідзолених відрізнявся до 2 разів. Так у дерново-підзолистих піщаних та супіщаних ґрунтах вміст гумусу коливався від 0,73 до 1,6%, а в чорноземах від 1,2 до 2,1%.

Сума поглинених основ (СПО) була майже однаковою для торфово-болотного ґрунту та чорнозему опідзоленого і була в межах 10-28 $\text{мг-екв}/100 \text{ г}$ ґрунту. В той же час на дерново-підзолистому ґрунті СПО становила 8,4-14,0 $\text{мг-екв}/100 \text{ г}$ ґрунту, що до 2 разів менше, ніж на інших типах.

Мінералогічний склад ґрунтів регіонів дослідження істотно різниться. В дерново-підзолистих ґрунтах кількісний вміст мінералів монтморилонітової групи не перевищує 12%, а гідрослюди мають перевагу над іншими мінералами, та їх вміст коливається в широких межах (від 23 до 67%). В цих ґрунтах відмічається значний

вміст вермикуліту (від 18 до 31%). Дерново-підзолисті ґрунти відрізняються від інших типів ґрунтів високим вмістом каолініту (від 13 до 33%). В чорноземах міститься велика кількість мінералів монтморилонітової групи (від 10 до 40%) та гідроліод (від 39 до 50%), які визначають міцність і кількість сорбції ^{137}Cs .

Доля мулистої фракції в дерново-підзолистих піщаних, супіщаних, дерново-слабопідзолистих супіщаних ґрунтах не перевищує 12%. Значно більшою (від 10 до 19%) була частка мулу в дерново-підзолістому глинисто-піщаному ґрунті. В чорноземних ґрунтах вміст глинистої фракції, як правило, перевищував 25%.

Відмінності в агрохімічних властивостях та мінеральному складі можна пояснити умовами формування та поширення кожного з типів і ґрунтоутворюючими породами, що їх підстелюють.

Так, торфово-болотні ґрунти як правило розміщені в заплавах, пониженнях рельєфу, що спричиняє їх надлишкове чи надмірне зволоження, та підстелюються піщаними породами. Це зумовлює високу кислотність ґрунтового розчину.

Дерново-підзолисті піщані та супіщані ґрунти сформувалися під лісовою рослинністю як правило на водороздільних територіях чи високих терасах, тому мають нормальний, часто промивний, тип зволоження. Саме тому, що Чорноземи опідзолені були сформовані під широколистяними лісами, вміст гумусу в них найбільший. Тип підстиляючих порід – глинистих і лесових - спричиняє лужну реакцію ґрунтового розчину та високий вміст СПО.

В ході моніторингових досліджень спостерігали за накопиченням ^{137}Cs у восьми видах сільськогосподарських культур: суміш злакових трав; кормових культур – конюшини лучної червоної; овочевих – білокачанної капусти, плодів огірків, столових буряків; картоплі; зернових – жита та вівса.

В суміші сіяних злакових трав переважали тимофіївка лучна, костриця лучна, грястиця збірна, стоколос безостий. Їх характеристики наведено нижче.

Тимофіївка (*Phleum L.*) – Одна з найбільш поширених верхових трав сінокісно-пасовищного використання. Тимофіївка – пізньостигла культура, хоч навесні розвивається досить швидко. Повного розвитку досягає на другий рік життя, утримується в травостой впродовж 6-ти і більше років. Зелена трава і сіно тимофіївки добре поїдається худобою. Дає багато листя – 50-65% від загальної маси.

Костриця лучна (*Festuca pratensis* Huds.) – багаторічна трав'яниста рослина. Коренева система мичкувата, добре розвинена і проникає в ґрунт на глибину 160–180 см. Але основна маса коріння (більше 90%) розміщена в шарі ґрунту 40 см.

Грястиця збірна, або жітня трава (*Dactylis glomerata*) – Трав'яниста рослина заввишки 25-150 см, яка утворює нещільні дернини. Кореневище - повзуче, коротке, відносно товсте, з численними мичкуватими корінцями.

Стоколос безостий (лат. *Bromus inermis*) використовують переважно для створення багаторічних сіножатей і пасовищ із сумішей з нещільнокущових трав. Росте в заплавах річок і на наносних ґрунтах, схилах балок. Повного розвитку досягає на другому році життя, за сприятливих умов дає високі врожаї протягом 10–12 років і більше.

Конюшина лучна (*Trifolium pratense*) багаторічна бобова культура. Росте майже на всіх типах ґрунтів, але найвищі врожаї дає на глинистих, досить вологих ґрунтах. Добре вдається на осушених торфовищах. Витримує значну кислотність (рН 4,5– 5,0), але на кислих ґрунтах росте дуже погано, добре реагує на внесення добрив.

Буряк столовий (*Beta L.*). Коренева система буряків стрижнева, проникає у ґрунт на глибину 1,5-2 м. Вона складається з головного кореня – коренеплоду і великої кількості бічних корінців, які виходять з двох протилежних боків кожного кореня.

Капуста білоголова (*Brassica oleracea L.*) належить до родини капустяних (*Brassicaceae*). Дуже вологолюбива та вимоглива до умов живлення, тому потребує родючих з достатнім водозабезпеченням ґрунтів. Високі урожаї отримують за умов зрошення. Сорти капусти за тривалістю вегетації поділяють на ранні (вегетаційний період 110-125 днів), середні (130-150 днів) та пізні (160-190 днів) тощо.

Картопля (*Solanum tuberosum L.*) – багаторічна рослина родини пасльонових. В умовах помірного клімату вирощується як однорічна культура. Коренева система може бути мичкуватою або стрижневою. Під час розмноження картоплі бульбами формується мичкувата коренева система, а насінням – стрижнева. Корені проникають у ґрунт на глибину 1,5 м. Для нормального росту і розвитку картопля потребує помірного і вологого клімату. Це також вологолюбива культура. Особливо

висока чутливість до нестачі вологи спостерігається в період бульбоутворення. Оптимальна вологість ґрунту для картоплі становить 70–80% польової вологості.

Огірок (*Cucumis sativus L.*) – це плодова овочева рослина родини гарбузових (Cucurbitaceae). Огірки вимогливі до родючості та вологості ґрунту й повітря. Добре ростуть на незасолених ґрунтах з нейтральною реакцією. На кислих ґрунтах обов'язкове вапнування.

Зернові культури – група рослин, оброблюваних для отримання зерна, яке є продуктом харчування людини та використовується для виробництва корму для тварин.

Гречка належить до роду *Fagopyrum Gaertn.* родини гречкових – *Polygonaceae*. Коренева система стрижнева, має багато бічних тонких корінців, які проникають у ґрунт на глибину 90-100 см. За сприятливих погодних і ґрунтових умов утворюються додаткові корені. Проте частка коренів у загальній масі рослини мала і становить близько 10%. Недостатній розвиток кореневої системи компенсується її фізіологічною активністю, завдяки якій гречка добре засвоює поживні речовини з важкорозчинних сполук ґрунту.

Жито посівне (*Secale cereale*) – рослина родини тонконогових, близько пов'язана із ячменем та пшеницею; широко вирощується людиною для отримання зерна та як кормова культура. Посівне жито відзначається добре розвиненою кореневою системою, яка проникає у ґрунт на глибину до 1,5-2 м і завдяки високій фізіологічній активності легко засвоює з ґрунту поживні речовини з важкорозчинних сполук.

Овес посівний (*Avena Sativa L.*). Коренева система мичкувата, проникає у ґрунт на трохи меншу глибину (до 1-1,5м), ніж у інших зернових хлібів, але має велику кількість корневих волосків та високу засвоювальну здатність.

Всі наведені вище особливості рослин впливають на рівень накопичення ними радіоактивного цезію. Так, оскільки трави мають високий вміст K^+ , який є елементом-аналогом Cs^+ , то і вміст радіонукліду в них – найбільший серед культур. Культури, що мають добре розвинену кореневу систему, яка розміщується в орному шарі ґрунту, такі як овочеві культури, теж будуть мати високі коефіцієнти переходу

радіонукліду. На відміну від них, зернові культури, коренева система яких проникає вглиб ґрунту і живиться з ґрунтових шарів, де відсутній ^{137}Cs , будуть мати найменші КП ^{137}Cs в урожай.

Для визначення залежності накопичення ^{137}Cs в травостої від типу луки, в ході моніторингових досліджень проводили відбір спряжених зразків на природних луках. Місця відбору зразків визначали таким чином, щоб охопити різні типи лук, з урахуванням ландшафтних особливостей (рис.2.2).

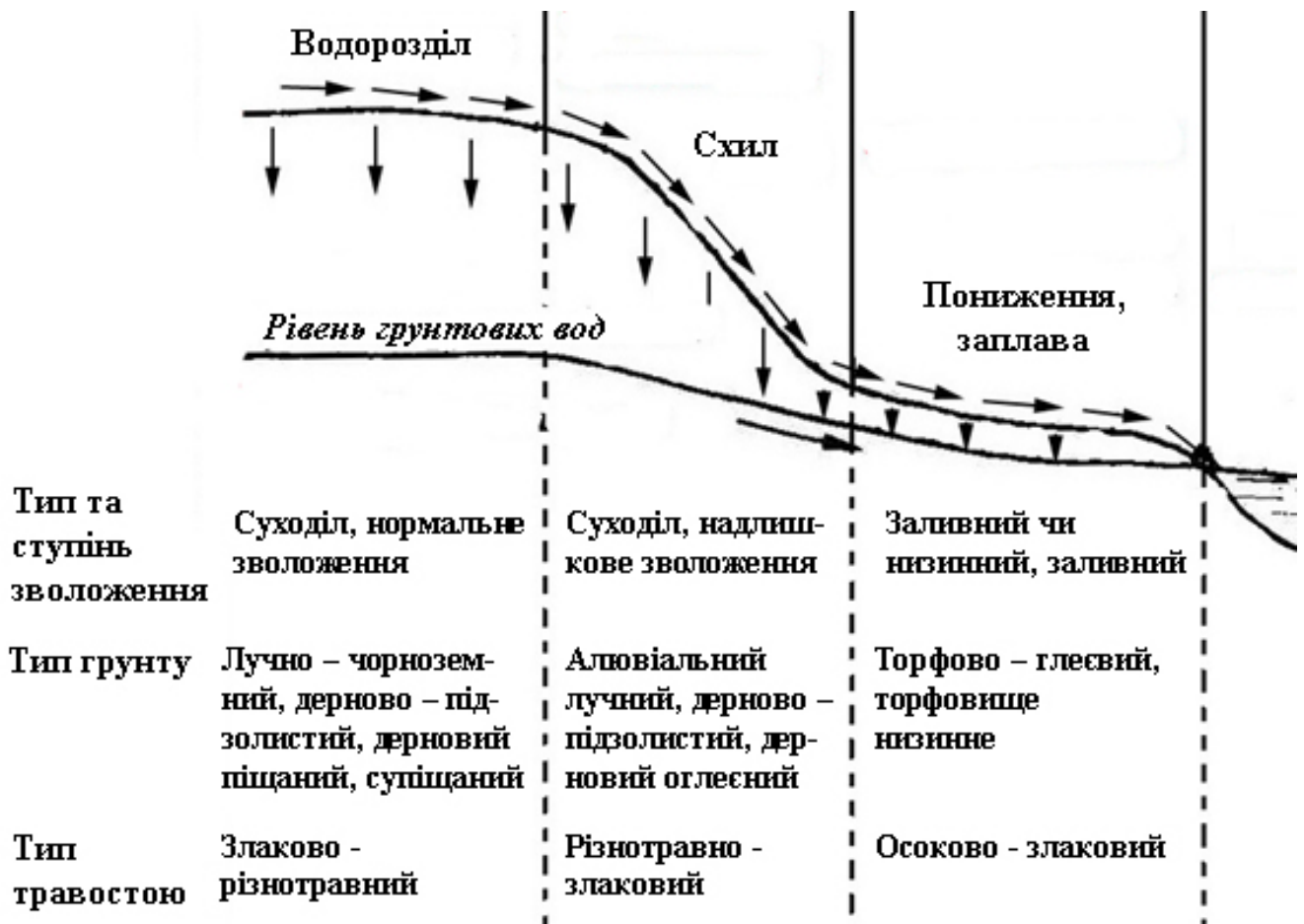


Рис. 2.2. Схема розміщення різних типів луків на території та їх основні характеристики: тип ґрунту та тип травостою

Так, для суходільних типів лук та пасовищ, що розміщені на водороздільних плато чи терасах були характерні лучно-чорноземні, дерново-підзолисті та дернові піщані і супіщані ґрунти. Переважаючий тип травостою на таких луках був злаково-різнотравний, оскільки ґрунти цих типів лук бідні на поживні речовини в силу процесу змиву з вищих ділянок.

Суходільні луки з надлишковим зволоженням розміщені на схилових частинах, частіше всього в нижній їх частині. Вони часто підтоплюються на невеликий строк у випадках весняних повенів, тому для них характерні ґрунти з невеликим ступенем оглеєння, такі як: дерново-підзолисті та дернові оглеєні, а також алювіальні лучні ґрунти. Оскільки змиті з водороздільних територій поживні речовини мігрують вниз, то збагаченість цих типів лук більша, тому до складу травостою входять вже бобові трави та інші різнотрав'я, вимогливіші до кількості поживних речовин в ґрунті.

Заплавні чи низинні типи луків розміщені у заплавах і пониженнях, тому мають надмірне зволоження, іноді навіть застійне. Для таких типів лук характерні торфово-болотні, торфово-глейові ґрунти та торфовища. Надмірна зволоженість спричиняє і значну розповсюдженість осокових трав на таких територіях.

Всі вищеперераховані чинники призводять до значних відмінностей в накопиченні травами різних типів луків радіоактивного цезію.

2.1.2. Стаціонарні дослідження

Багаторічні польові дослідницькі стаціонари були закладені у 2008 році на найбільш поширених типах ґрунтів Житомирської та Київської областей на виведених за рівнем радіоактивного забруднення землях.

У Народицькому районі Житомирської області стаціонари були розташовані на дерново-підзолистому ґрунті в с. Ноздрище та на торфово-болотному ґрунті в с. Залісся. На чорноземному опідзоленому ґрунті стаціонар було розташовано в с. Саливонки Васильківського району Київської області.

Дослідний стаціонар № 1. Народицький район Житомирської області, с. Ноздрище. Географічні координати: 51⁰14,151' 51⁰14,134' п.ш.; 29⁰10,884' 29⁰10,868' с.д.

Стаціонар розташовано на основній поверхні першої тераси р. Уж, ґрунт – дерново-підзолистий супіщаний на алювіальних суглинках. Опис ґрунтового розрізу стаціонару представлений у табл. 2.2.

Опис ґрунтового розрізу дослідного стаціонару № 1, с. Ноздрище

Горизонт	Потужність горизонту, см	Характеристика горизонту
A ₀	0-2	нешільна дернина
A ₁	2-27	світло-сірий з жовтуватістю, свіжий, супіщаний, крупнопиловатий тонкозернистий пісок, середньої щільності, перехід по межі оранки
B	27-36	жовто-бурий з гумусовими примазками, свіжий легкосуглинистий, тонкозернистий пісок, перехід поступовий
BC	36-56	ясно-жовтий, до низу з бурими прошарками глини, свіжий, легкосуглинистий, перехід поступовий
C	3 56-...	іржаво-бурий, вологий

Дослідний стаціонар № 2. Народицький район Житомирської області, с. Залісся. Географічні координати: 51°15,708' 51°15,710' п.ш.; 29°10,191' 29°10,158' с.д. (рис. 2.3.)



Рис. 2.3. Дослідний стаціонар № 2. Народицький район Житомирської області, с. Залісся

Стаціонар розташований у заплаві річки, протоки р.Уж. Ґрунт – торфово-болотний на низинних торфах. Опис ґрунтового розрізу стаціонару №2 представлений у табл. 2.3.

Опис ґрунтового розрізу дослідного стаціонару № 2, с. Залісся

Горизонт	Потужність горизонту, см	Характеристика горизонту
A ₀	0-3	щільна дернина
A ₁ ^T	3-25	темно-коричневий до чорного, добре розкладений торф, свіжий, перехід поступовий
A ₂	25-65	коричневий, погано розкладений осоково-вільховий торф, вологий, перехід різкий
A ₂ Cg	60-75	темно-сірий, сирий, середньо-суглинистий, ущільнений, перехід поступовий
Cg	75-...	сизувато-сірий з іржавими плямами, сирий, середньо суглинистий, щільний

Дослідний стаціонар № 3. Розміщений у Васильківському районі Київської області, с. Саливонки. Географічні координати: 55° 35,859' 55° 35,895' п.ш.; 30° 07,249' 30° 07,270' с.д. (рис. 2.4).



Рис. 2.4. Дослідний стаціонар № 3. Васильківський район Київської області, с. Саливонки

Опис ґрунтового розрізу стаціонару № 3 предствлений у табл. 2.4.

Дослідна ділянка знаходиться на основній поверхні вододільної рівнини, ґрунт – чорнозем опідзолений легко-суглинистий на лесовидних суглинках.

Щільність забруднення ¹³⁷Cs ґрунту дослідницьких стаціонарів коливалась від 160 Бк/кг (с. Саливонки) до 1120 кБк/м² (с. Ноздрище) (табл.2.5).

Опис ґрунтового розрізу дослідного стаціонару № 3, с. Саливонки

Горизонт	Потужність горизонту, см	Характеристика горизонту
A ₀	0-35	темно-сірий до чорного, свіжий, легко-суглинистий до середньо-суглинистого, дрібно-грудкуватий із зернистістю, щільний, аморфний SiO ₂ по гранях структурних окремоостей, перехід по границі оранки
A ₁	35-56	темно-сірий з буруватістю, свіжий, легко-суглинистий, крупно-пилуватий, грудкувато-кутуватий, щільний, перехід помітний, границя рівна
A ₁ (Вк)	56-94	бурувато-темно-сірий, свіжий, легко-суглинистий, крупно-пилуватий, кутовато-грудкуватий, щільний, псевдоміцелій, трубочки, перехід поступовий
A ₁ Вк	94-135	буро-темно-сірий з наростанням буризни, свіжий, легко-суглинистий, крупно-грудкуватий, щільний, псевдоміцелій, м'який, перехід поступовий
Вск	135-...	палево-бурий, свіжий, легко-суглинистий

Фізико-хімічні властивості основних типів ґрунтів стаціонарів, де проводили дослідження, суттєво відрізнялись як за забезпеченням основними елементами живлення, так і кислотністю й ємністю поглинання.

Агрохімічні показники та щільність забруднення ¹³⁷Cs ґрунтів стаціонарних ділянок

Тип ґрунту	Агрохімічні показники				Щільність забруднення ґрунту (D), кБк·м ⁻²
	pH	Гумус, %	Сума поглинених основ (СПО), мг-екв/100 г ґрунту	K ₂ O, мг/100г ґрунту	
Торфово-болотний	5,0	-	18,0	8,9	590
Дерново-підзолистий піщаний	5,7	0,8	6,9	3,7	1120
Чорнозем опідзолений	5,6	2,7	28,8	16,5	160

Найбільш кислою реакцією ґрунтового розчину відрізнявся торфово-болотний ґрунт стціонару № 2, де значення pH становило 5,0. Найменш кислим був чорнозем опідзолений pH 5,6.

Найбільшими значеннями СПО – 17 мг-екв/100 г ґрунту відрізняється чорноземний опідзолений легкосуглинистий ґрунт с. Саливонки, який добре забезпечений всіма елементами живлення. Дерново-підзолистий супіщаний ґрунт с. Ноздрище практично є найбіднішим із значенням СПО – 3,7 мг-екв/100 г ґрунту [18].

На чорноземі опідзоленому вміст гумусу складав 2,7%, в той час як на дерново-підзолистому – тільки 0,8%.

На дослідницьких стаціонарах вивчали вплив застосування найбільш поширених у сільськогосподарському виробництві на радіоактивно забруднених угіддях контрзаходів: внесення мінеральних добрив (NPK), вапнування, внесення мікроелементів (Zn+Cu), а також сполучення контрзаходів (NPK + вапно) на накопичення ¹³⁷Cs в урожаї картоплі, вівсу, конюшини та багаторічних злакових трав з чорноземних, дерново-підзолистих та торфово-болотних ґрунтів.

Досліди проводили із сумішшю сіяних злакових трав: тимофіївка лучна, костриця лучна, грястиця збірна, стоколос безостий; конюшиною лучною червоною; вівсом та картоплею. Розрахунок доз мінеральних добрив та вапна проводили з врахуванням типу ґрунту відповідно до його забезпеченості поживними речовинами та особливостей досліджуваних видів сільськогосподарських культур. Схема проведення досліджень наведена на рис. 2.4 та у Додатку Б. Кожний варіант досліду закладали на ділянках розміром 2×1,5 м у трьох повтореннях. Висаджували картоплю – 12 шт. на ділянку, овес висівали по 100 г на ділянку, суміш злакових трав та конюшину – по 15 г на ділянку.

Відомо, що ґрунти зони Полісся являються ендемічними за вмістом практично всіх мікроелементів. Середній вміст міді та цинку варіює від 4,5 до 6,8 мг/кг та від 11,1 до 23,7 мг/кг відповідно. Вміст цих мікроелементів у чорноземах опідзолених варіює, відповідно, від 4,2 до 4,5 мг/кг та від 11,5 до 13,4 мг/кг. Тому в звичайних умовах землеробства в цих регіонах застосовують мікроелементи у якості добрив, що не тільки підвищує урожайність, але й поліпшує його якість [104, 91].

Мікроелементи Zn+Cu застосовували шляхом опудрювання насіння або бульб перед посівом.

Вар. 1	Контроль	Картопля	1	1,5 м	Контроль	Овес	4	1,5 м	Контроль	Конюшина	7	1,5 м	Контроль	Багаторічні	10	
	1	Картопля	2			Овес	5			3	Конюшина			8	злакові	11
		Картопля	3			Овес	6				Конюшина			9	трави	12
1 м																
Вар. 2	5	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀	Картопля	13	6	N ₅₀ P ₇₅ K ₁₀₀	Овес	16	7	N ₇₀ P ₁₀₅ K ₁₄₀	Конюшина	19	8	N ₆₀ P ₁₃₀ K ₂₀₀	Багаторічні	22
			Картопля	14			Овес	17			Конюшина	20			злакові	23
			Картопля	15			Овес	18			Конюшина	21			трави	24
Вар. 3	9	Вапно 3,7 т/га	Картопля	25	10	Вапно 5 т/га	Овес	28	11	Вапно 7,4 т/га	Конюшина	31	12	Вапно 8,5 т/га	Багаторічні	34
			Картопля	26			Овес	29			Конюшина	32			злакові	35
			Картопля	27			Овес	30			Конюшина	33			трави	36
Вар. 4	13	Zn+Cu	Картопля	37	14	Zn+Cu	Овес	40	15	Zn+Cu	Конюшина	43	16	Zn+Cu	Багаторічні	46
			Картопля	38			Овес	41			Конюшина	44			злакові	47
			Картопля	39			Овес	42			Конюшина	45			трави	48
Вар. 5	17	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + вапно	Картопля	49	18	N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + вапно	Овес	52	19	N ₇₀ P ₁₀₅ K ₁₄₀ + вапно	Конюшина	55	20	N ₆₀ P ₁₃₀ K ₂₀₀ + вапно	Багаторічні	58
			Картопля	50			Овес	53			Конюшина	56			злакові	59
			Картопля	51			Овес	54			Конюшина	57			трави	60

Рис. 1. Дод. Б. Схема дослідів на польовому стаціонарі с. Ноздрище (для дерново-підзолистого ґрунту)

Вапнування проводили один раз на три роки. На чорноземі опідзоленому легкосуглинистому дослідження з вапном не проводили.

Схеми польових стаціонарних дослідів уточнювалися щорічно з урахуванням сівозмін. У відповідності до фенологічних фаз досліджуваних сільськогосподарських культур були проведені основні загальноприйняті агротехнічні роботи з догляду за культурами на всіх дослідних ділянках.

Окремо, в с. Саливонки, на чорноземі опідзоленому, вивчали вплив сортових відмінностей гречки на накопичення ^{137}Cs в урожаї зерна чотирьох сортів: Зеленоквіткова 90, Крупинка, Кара-Даг, Лілея. Кожен сорт гречки висівали на ділянках розміром $2 \times 1,5$ м у трьох повтореннях. Норму висіву складала 50 г насінин на ділянку. Представницький зразок ґрунту і рослин відбирали з кожної з трьох ділянок методом конверту. Далі об'єднували їх і методом квартування, відбирали три зразки для проведення вимірювань.

2.2. Методики відбору зразків ґрунту і рослин та методи проведення аналізів

2.2.1. Відбір зразків ґрунту та сільськогосподарської продукції

Відбір зразків ґрунту здійснювався безпосередньо перед збиранням врожаю за СОУ 01.1–37–425:2006 [75] для дослідження радіоекологічних показників та за ДСТУ 4287:2004 [169, 26, 147] – агрохімічних.

На виробничих посівах індивідуальні зразки ґрунту (вагою близько 1 кг) відбирали спряжено з зразками урожаю рослин за допомогою циліндричного пробовідбірника (бура) діаметром 3,7 см і висотою робочої частини – 30 см. Відбирали 5 уколів, робили спряжений зразок у 3 повтореннях на глибину орного горизонту (0-20 см для дерново-підзолистих ґрунтів і 0-30 см для торфових і чорноземних ґрунтів) [60].

В таблиці 2.6 наведений приклад реєстрації точок відбору спряжених зразків «ґрунт-рослина-продукт тваринництва».

Приклад реєстрації точок відбору спряжених зразків ґрунту, рослин та продукту тваринництва в ході моніторингових досліджень (додаток А)

Точка 2			
Місцерозташування	с. Карпилівка Рокитнівського р-ну Рівненської обл., 2 км до села по трасі Кісоричі – Карпилівка		
Тип землекористування	Агроландшафт, городи населення		
Рослинність	Картопля, сіяні злакові трави, люпин, природні злаково – бобові трави		
Тип ґрунту	Дерново-слабопідзолистий глинисто-піщаний на давньоалювіальних пісках з прошарками суглинку		
Точка 5			
Місцерозташування	с. Прилісне Маневицького р-ну Волинської обл., ур .Стриганиця, вул. Лупачика, 56, Воробей		
Тип землекористування	Пасовище, природні трави		
Рослинність	Пирій повзучий, костриця лучна, ситник скупчений; гусячий перстач, жовтець їдкий. Середня висота 0,6 м. Проективне вкриття 95%.		
Тип ґрунту	Торфово-глейовий на давньоалювіальних пісках		
Продукт тваринництва	Молоко		
Ґрунтові горизонти	Td	0-12 см	Дернина
	Th	12-50 см	Добре розкладений торф, темно-коричневий неоднорідний з іржавими п'ятнами
	PGl	50-65 см	Темно-коричневий неоднорідний з включеннями крупних залишків рослинності і елементами піску
		65-... см	Ґрунтові води

Середній представницький зразок злакових рослин та трав відбирали з площі 0,5×0,5 м (методом рамки). Середній зразок просапних культур і овочів відбирали вагою від одного до п'яти кілограмів. Проби відбирали з тієї ж площі, що і зразки ґрунту.

Зразки урожаю сіяних злакових і бобових трав відбирали у фазі початку цвітіння. Зразки урожаю зернових, кормових і овочевих культур відбирали у фазі

початку повної стиглості урожаю (від початку липня для огірків до початку жовтня для буряку).

Для досягнення репрезентативності значень коефіцієнтів переходу радіонуклідів особливу увагу приділяли забезпеченню спряженості при відборі зразків ґрунту та рослин. Спряженість означає, що зразок ґрунту відповідає умовам розташування зони кореневого шару рослин, включених до складу середнього зразка. Репрезентативність досягається шляхом відбору достатньої кількості індивідуальних зразків ($n=25$) для приготування середньої проби, яка забезпечує наближення характеристики середнього зразка ґрунту до математичного очікування [87, 172].

На польових стаціонарних ділянках середній представницький зразок ґрунту і рослин відбирали з кожної з трьох ділянок. Методом конверта відбирали п'ять точкових проб, з'єднували і методом квартування відбирали три зразки.

Відбір спряжених зразків рослинницької продукції і ґрунту проводили у фазу продуктивної стиглості основних сільськогосподарських культур: сіяних злакових трав; кормових культур – конюшини лучної червоної; овочевих – білокачанної капусти, плодів огірків, столових буряків; картоплі; зернових – жита, вівса. Досліджували накопичення радіоцезію рослинами на трьох типах ґрунту: торфово-болотному, дерново-підзолистому та чорноземі опідзоленому [170, 163]. На кожному типі ґрунту відбирали не менше 3 зразків кожної з дослідних культур з відмінностями у щільності забруднення ґрунту ^{137}Cs до 5 разів.

Відбір зразків ґрунту. Середній репрезентативний зразок відбирався на кожному полі і включав 25 індивідуальних зразків, відібраних по площі поля за методом конверту: 5 конвертів, розміщених на кінцях та перетині діагоналей поля так, щоб виключити вплив мікроландшафту – впадин, блюдець, схилів. Індивідуальні зразки ґрунту відбирали за допомогою бура діаметром 10 см на глибину орного горизонту (0-20 см для мінеральних ґрунтів, 0-30 см для органічних ґрунтів), ретельно перемішували і відбирали квоту – три зразки.

Відбір зразків рослин. Середній представницький зразок злакових рослин та трав відбирали з площі $0,5 \times 0,5$ м (методом рамки) у 5-ти повторях на кожному полі.

Середній зразок просапних культур і овочів складався з 50 рослин: відбирали по 10 рослин у 5-ти рядках з тієї ж площі, що і зразки ґрунту.

Природні та сіяні злакові трави скошували протягом червня. Зелену масу бобових трав - люпину, конюшини - збирали від кінця червня до середини липня. Урожай огірків збирали протягом широкого проміжку часу: від початку липня і іноді аж до середини серпня в залежності від зволоженості сезону. Зерно озимих зернових, а також зелену масу кукурудзи відбирали з середини липня до початку серпня по мірі дозрівання. Капусту та бульби картоплі збирали з середини серпня до початку вересня. Коренеплоди буряку відбирали в кінці вересня – на початку жовтня.

Підготовка зразків та проведення аналізу. Зразки ґрунту та рослин висушували до повітряно-сухого стану і подрібнювали. Ґрунт просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм, рослини подрібнювали на млинах.

2.2.2. Способи переробки сільськогосподарської сировини в домашніх умовах

При визначенні способів переробки сільськогосподарської сировини в домашніх умовах приватних підсобних господарств використовували способи, які традиційно використовують жителі населених пунктів радіоактивно забруднених територій та способи, які зазначені у відповідних літературних джерелах [33, 34].

Квашення капусти. В домашніх умовах капусту квасили в емальованих ємностях. Перші верхні листки качана видаляли. Потім капусту промивали та різали на шатківниці полосами не більше 5 мм завширшки.

Нарізану на шатківниці капусту перемішували з сіллю (на 10 кг капусти додавали 200-250 г солі). Потім цю суміш складали у ємність шарами 5-7 см і злегка пресували для виділення соку. Коли ємність заповнювали на 80%, верхній шар накривали чистою тканиною, зверху клали дерев'яний гніт (вагою біля 1 кг). Капусту залишали на 15 днів при температурі 18-20° С для бродіння, після чого зберігали у прохолодному місці при температурі не вище 7-9°С.

Маринування капусти. В домашніх умовах качани капусти очищували від верхнього листя та різали на шматочки 2-3 см. Нарізану капусту перемішували з сіллю (20 г солі на 1 кг капусти) і залишали на 1 годину, потім укладали в скляні банки, злегка пресували і заливали гарячим маринадом. Маринад: на 1 л води – 20 г солі, 40 г цукру, 180 г 6%-го оцту. Банки з капустою стерилізували протягом 40 хвилин.

Маринування огірків. В домашніх умовах огірки маринували в банках. На літрову банку брали 600 г огірків (огірки відбирали за розміром, промивали та вимочували в холодній воді протягом 6-8 годин). В банки з огірками заливали гарячий маринад (70-80°C). На літрову банку маринаду брали: 320-360 г води, 20 г цукру, 20 г солі та 30 г 9%-го оцту. Банки стерилізували впродовж 15 хвилин при 100°C.

Соління огірків. В домашніх умовах огірки мили, склали в емальоване відро та заливали розсолем. Розсіл готували з розрахунку на 1 літр води - 50-70 г солі. Засолені огірки витримували протягом 1-2 днів при 15-20°C для закваски, після чого їх переносили у прохолодне місце (підвал).

Переробка молока. В населених пунктах різних областей були проведені дослідження з вивчення переходу ^{137}Cs у молочні продукти, що виробляються в «домашніх» умовах. Для досліджень були відібрані корови, з рівнями забруднення молока 300-370 Бк/л. У сімей, що утримують 2-3 корови, щодня закуповували по 8-10 літрів молока для переробки на молочні продукти.

За прийнятими методами переробки в домашніх умовах з молока, виробляли вершки, сметану, м'який сир (творог) та масло. М'який сир отримували зі знятого (знежиреного) і з цільного молока. Для отримання вершків застосовували метод сепарування молока на сепараторі СМР-05. Отримували вершки, з яких в домашніх умовах виробляли сметану і масло.

Переробка м'яса. Переробку яловичини проводили в домашніх умовах. В населених пунктах питома активність ^{137}Cs в м'ясі коливалась від 280-320 Бк/кг. Вивчали розподіл ^{137}Cs при термічній обробці (запіканні, смаженні, варінні). Для засолювання і термічної обробки м'ясо нарізали на шматки масою приблизно 300 г.

Для оцінки ефективності переробки сировини для зниження вмісту ^{137}Cs в кінцевому продукті використовували традиційні способи переробки продуктів у домашніх умовах: картоплі – чищення, варіння; капусти – квашення і маринування; зернових – помел на борошно; молока – переробка на сметану, сир, вершки і масло; м'яса – запікання, смаження, варіння.

2.2.3. Методи лабораторних досліджень

У лабораторних умовах проводили підготовку зразків до агрохімічних і радіометричних аналізів.

Агрохімічні. Зразки ґрунту та рослин висушували до повітряно-сухого стану в сушильних лабораторних шафах (ШЛС-80) і подрібнювали на млинах (МРП-1). Ґрунт просіювали через сито з діаметром отворів 1 мм.

Агрохімічні характеристики ґрунту визначали за загальноприйнятими в агрохімічних дослідженнях методиками (табл. 2.7).

Визначення питомої активності ^{137}Cs в зразках рослин і ґрунту, а також визначення агрохімічних характеристик ґрунту протягом всього терміну досліджень проводили за однаковими методиками, що забезпечило порівнянність результатів впродовж всього періоду експерименту.

Визначення питомої активності ^{137}Cs в зразках рослин і ґрунту проводили шляхом радіометричних вимірів на вискоєфективному низькофоновому гама-спектрометрі у відповідності до ДСТУ ISO 10703–2001 [63].

Методи проведення агрохімічних досліджень зразків ґрунту [26, 168, 171, 147]

Показник	Метод досліджень	Нормативний документ
pH _{KCl}	потенціометричний метод	ГОСТ 26423-85
Вміст гумусу	метод Каппена-Гільковиця - для дерново-підзолистих ґрунтів; метод Тюріна в модифікації Сімакіна - для чорноземів	ГОСТ 26213-91
Сума поглинених основ	метод Кірсанова в модифікації ЦІНАО	ГОСТ 26487-85
Обмінні форми калію	метод Кірсанова в модифікації ЦІНАО - для дерново-підзолистих та сірих лісових ґрунтів; метод Чирікова в модифікації ЦІНАО - для чорноземів	ГОСТ 26207-91

Методи спектрометричних досліджень. Для визначення ^{137}Cs у зразках рослин та ґрунту відбирали наважку у трикратному повторі і поміщали у поліетиленові сосуди об'ємом по 100 см³ або сосуди Марінелі об'ємом 500, 1000 см³ [164, 54, 32]. Визначення питомої активності проводили на високоефективному низькофоновому гама-спектрометрі з напівпровідниковим детектором із високочистого германію GEM-30185, Ge(Li), GMX– серії (EG&G ORTEC) з багатоканальним аналізатором (ADCAM – 300, USA, IN – 1200, France) згідно ДСТУ ISO 10703-2001. Щільність забруднення території радіонуклідами встановлювали за СОУ 74.14-37-424:2006. Час виміру варіювали таким чином, щоб надійність результатів була не менше 10%. Маса наважки ґрунту складала від 0,4 до 1,3 кг, рослин – від 0,15 до 0,8 кг.

2.2.4. Статистична обробка даних

Для оцінки надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини часто використовують коефіцієнт накопичення (КН) – відношення вмісту радіонукліду в одиниці маси урожаю рослин і ґрунту; коефіцієнт пропорційності, чи коефіцієнт

переходу (КП) – відношення питомої концентрації радіонуклідів в рослинах до щільності забруднення ґрунту [97].

Однак, при практичному використанні КН для оцінки ризику проживання населення на забрудненій території, виникають проблеми, пов'язані з тим, що коефіцієнти накопичення радіонуклідів однією культурою на різних типах ґрунтів можуть змінюватися в широких межах і їх не можна порівнювати між собою. Тому, доцільніше використовувати коефіцієнт пропорційності (КП). КП дозволяє враховувати його варіабельність для різних типів ґрунтів при проведенні прогностичних розрахунків.

Всього за три роки досліджень було відібрано: у моніторингових дослідженнях на сільськогосподарських угіддях – 299 зразків, у приватних господарствах – 180 зразків, зразків для проведення переробки – 86.

Статистичну обробку отриманих даних проводили за загальноприйнятими в агрохімічних і екологічних дослідженнях методами статистичного аналізу шляхом розрахунку вибіркової середньої арифметичної і помилки репрезентативності цієї величини. Статистичний аналіз експериментальних даних виконано з використанням програмного пакету Microsoft Excel 2007.

Здійснено статистичну обробку даних про вміст ^{137}Cs в сільськогосподарських культурах та у ґрунті [90, 153]. На початковому етапі сформовано вибірки «ґрунт – рослина - рік після випадіння».

Першим кроком *статистичної обробки даних* була перевірка нормальності розподілу значень коефіцієнтів переходу (TF) ^{137}Cs в сільськогосподарських культурах в межах кожної вибірки, після чого можна використовувати метод відсіву аномальних величин. Для перевірки нормальності розподілу обчислювали середнє абсолютне відхилення коефіцієнту переходу (СAB) за формулою:

$$CAB = \frac{\sum_k \left(TF_k - \bar{TF} \right)}{n} \quad (2.1)$$

де $\bar{TF} = \frac{\sum_{k=1}^n TF_k}{n}$, $k = 1, n$ - середнє значення по вибірці.

Тоді для вибірки, що мала близький до нормального закон розподілу, справедливий вираз:

$$\left| \frac{CAB}{\bar{S}} - 0,7979 \right| < \frac{0,4}{\sqrt{n}} \quad (2.2)$$

де $\bar{S} = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^n (TF_k - \bar{TF})^2}{n-1}}$ - середньоквадратичне відхилення.

Перевіривши цей вираз для сформованих вибірок встановили, що розподіл значень TF ^{137}Cs з ґрунту в рослини в межах сформованих вибірок відповідає нормальному закону. Далі для відсіву аномальних значень коефіцієнтів переходу скористалися критерієм Ст'юдента. Для цього знаходили максимальне відносне відхилення для TF ($\tau_{95\%}$):

$$\tau = \frac{|TF_k - \bar{TF}|}{\bar{S}} \quad (2.3)$$

За таблицями розподілу Ст'юдента знаходили точки t -розподілу Ст'юдента $t_{(p,n-2)}$, де p - процентна оцінка нормованого вибіркового відхилення, яка в даній роботі приймалася рівною 95%.

За формулою обчислювали:

$$\tau_{(p,n)} = \frac{t_{(p,n-2)} \cdot \sqrt{n-1}}{\sqrt{n-2 + [t_{(p,n-2)}]^2}} \quad (2.4)$$

яке потім порівнювали з табличним значенням τ : $\tau \leq \tau_{(p,n)}$.

Якщо ця нерівність витримувалася, то значення TF ^{137}Cs включали до наступного аналізу; якщо не витримувалася, то це значення виключали із вибірки. Після виключення того чи іншого значення середні значення параметру для вибірки TF перераховували за даними скороченої вибірки. Після відсіву даних за критерієм Ст'юдента для цих вибірок було повторно перевірено нормальність розподілу, але вже без вибракуваних записів. Приклад проведення статистичної обробки масиву даних та її результати наведено на в табл. 2.7.

В результаті такої статистичної обробки було вибракувано 11 значень коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в сільськогосподарські культури.

Таблиця 2.7

Приклад статистичної обробки даних про коефіцієнти переходу ^{137}Cs з дерново-підзолистого ґрунту в качани капусти в 2008 р.

№ п/п	Назва та характеристика зразка	Питома активність ^{137}Cs в рослині, Бк*кг ⁻¹	Щільність забруднення ґрунту, кБк*м ⁻²	TF	TF-TF _a	(TF-TF _a) ²	τ'	Вибірка
1	№19 с.Соснівка Іванківського р-ну Київської обл.	3,0	44	0,068	0,0110	0,0001	0,37	0,068
2	№21а с,Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	1,6	29	0,056	0,0229	0,0005	0,77	0,056
3	№6 с,Прилісне Маневицького р-ну Волинської обл.	4,4	39	0,11	0,0338	0,0011	1,13	0,11
TF _a				0,079				0,079
Кількість значень, n				3				3
Середньоквадратичне відхилення, S				0,03				
Критичне значення розподілу Ст'юдента t _{0,5,n-2}				6,3138				
Критичне значення вибірки, τ				1,3968				
Перевірка нормальності розподілу TF				нормальний розподіл				

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 2

Багаторічні дослідження охоплювали території північних районів дальнього Західного: поліська зона Київської, Житомирської та Рівненської областей та Південного: Київська область, слідів радіоактивного забруднення аварійними викидами від вибуху і пожежі на ЧАЕС. Для них характерне забруднення переважно конденсаційною компонентою випадінь, високорухомою в ґрунті та доступною для рослин формою. Дана територія характеризується широким спектром щільностей забруднення орного шару ґрунту ^{137}Cs

Виробничі ділянки були представлені основними типами ґрунтів зони Українського Полісся (Київська, Житомирська, Рівненська та Волинська області) і півдня Київської області, які суттєво відрізнялися за фізико-хімічними показниками, що визначають геохімічну і біологічну міграцію ^{137}Cs

В ході моніторингових досліджень спостерігали за накопиченням ^{137}Cs у восьми видах сільськогосподарських культур: суміш злакових трав; кормових культур – конюшини лучної червоної; овочевих – білокачанної капусти, плодів огірків, столових буряків; картоплі; зернових – жита та вівса.

Для визначення залежності накопичення ^{137}Cs в травостої від типу луки, в ході моніторингових досліджень проводили відбір спряжених зразків на природних луках.

Стаціонарні дослідження проводили на аналогічних моніторинговим ґрунтах. Також спостерігали за накопиченням ^{137}Cs в чотирьох культурах, представниках основних видів: конюшині, суміші злакових трав, конюшині та вівсі.

Для виконання цих робіт використовували загальноприйняті Методики польових, лабораторних та інших аналізів.

РОЗДІЛ 3.

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ СИТУАЦІЇ НА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГДДЯХ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

3.1. Визначення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в урожай сільськогосподарських культур та сіно природних трав у віддалений період після радіаційної аварії

В ході моніторингових досліджень радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь, приватних господарств, луків та пасовищ у віддалений період після аварії на ЧАЕС отримані значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з основних типів ґрунту, що представляють зону Українського Полісся та Лісостепу, у вісім основних культур, за рахунок споживання яких формується доза опромінення населення.

Розповсюдження на забруднених територіях України ґрунтів різних типів обумовлює масштабність виконання такого завдання, а проведення радіоекологічного обґрунтування допустимих рівнів забруднення ґрунту ^{137}Cs неможливе без достовірних, експериментально отриманих у сучасних умовах кількісних параметрів його міграції. Встановлено, що найбільшим накопиченням ^{137}Cs відрізнявся урожай тих сільськогосподарських культур, що вирощувалися в польових умовах на торфово-болотному ґрунті. Отже і через 25 років після Чорнобильської аварії торфові ґрунти залишаються критичними з точки зору біогенної міграції цього радіонукліду в системі «ґрунт-рослина», що підтверджує закономірності, встановлені проведеними раніше дослідженнями [69, 19].

Отримані експериментальні дані ще раз підтвердили, що на надходження ^{137}Cs з ґрунту в рослини, є важливими: час його перебування в ґрунті, фізико-хімічні властивості ґрунту та біологічні особливості рослин.

Встановлено, що у віддалений після аварії період форми знаходження сполук ^{137}Cs та значення його КП майже стабілізувалися, а отримані параметри міграції для визначених типів ґрунтів України можна апроксимувати на подальшу перспективу для прогнозу радіоекологічної ситуації на радіоактивно забруднених угіддях.

При проведенні радіоекологічного обґрунтування допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs ґрунту сільськогосподарських угідь у віддалений період після аварії на ЧАЕС важливо враховувати сучасні розходження параметрів міграції цього радіонукліду в системі «ґрунт-рослина», що підвищить коректність проведення розрахунків.

3.1.1. Надходження ^{137}Cs в сільськогосподарські культури з основних типів ґрунту радіоактивно забруднених територій

Протягом 2008-2010 років у виробничих умовах були проведені моніторингові дослідження на сільськогосподарських угіддях та у приватних господарствах найбільш радіоактивно забруднених областей України. Дослідженнями було охоплено три основні типи ґрунтів радіоактивно забруднених територій: торфово-болотні, дерново-підзолисті та чорноземи опідзолені, що суттєво відрізнялись параметрами міграції ^{137}Cs в системі «ґрунт-рослина». Також в ході проведення експерименту були оцінені КП ^{137}Cs для восьми видів сільськогосподарських культур, що складають основу раціону населення радіоактивно забруднених територій і за рахунок споживання яких формується доза внутрішнього опромінення населення. В таблиці 3.1 представлені дані про питому активність ^{137}Cs в бульбах картоплі, щільність забруднення ґрунту та значення розрахованих КП ^{137}Cs з дерново-підзолистого ґрунту в бульби, отримані у точках проведення моніторингу. Інші дані моніторингу представлені у додатку А.

Дані таблиці 3.1 показують, що незалежно від щільності забруднення ґрунту значення КП ^{137}Cs коливаються в межах 2 разів. Це підтверджується даними інших дослідників [53, 43, 162]. Тому дані за кожною виборкою «ґрунт-рослина-рік» були усереднені.

Дослідження показали, що надходження ^{137}Cs в урожай основних сільськогосподарських культур залежить від типу ґрунту і видів сільськогосподарських культур (табл. 3.2).

Значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs у бульби картоплі з дерново-підзолистого ґрунту у 2008 році в точках моніторингу

№№ з/п	Опис точки моніторингу	Питома активність ^{137}Cs в рослині, Бк·кг ⁻¹	Щільність забруднення ґрунту, кБк·м ⁻²	КП, Бк·кг ⁻¹ /кБк·м ⁻²
Житомирська область				
1	№30а с.Красилівка Овруцького р-ну	1,6	54	0,058
2	№27 с.Каменівка Овруцького р-ну	5,0	136	0,067
3	№24 с.Жерев Народицького р-ну	4,0	79	0,053
4	№22а с.Лозниця Народицького р-ну	13,0	426	0,071
Київська область				
5	№19 с.Соснівка Іванівського р-ну	1,6	44	0,056
6	№20а с.Пироговичі Іванківського р-ну	3,0	53	0,031
7	№21а с.Мар'янівка Поліського р-ну	2,0	29	0,041
8	№31 с.Ровжі Вишгородського р-ну	2,0	30	0,032
Рівненська область				
9	№2 с.Карпилівка Рокитнівського р-ну	5,0	69	0,051
Волинська область				
10	№6 с.Прилісне Маневицького р-ну	2,5	36	0,073
	Середнє значення	-	-	0,053±0,02

Найбільші значення КП ^{137}Cs з торфово-болотного ґрунту відмічаються для сіна сіяних злакових трав і становлять 2,8-3,7 (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²). Протягом всіх років спостережень вони були у 10-15 разів більші, ніж КП ^{137}Cs у бульби картоплі та коренеплоди та у 20 разів – ніж у зерно жита.

На дерново-підзолистому ґрунті найбільші значення коефіцієнтів переходу радіоцезію - 0,45-0,66 (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²) отримано для сіна конюшини. У 2-3 рази величина КП ^{137}Cs менше для сіна сіяних злакових трав – 0,18-0,27 (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²),

у 4,5- 5,0 разів – для коренеплодів, у 5-7 разів – для овочевих культур капусти та огірка, у 6,5-9 разів для зернових культур та в 10-11 разів – для картоплі.

Таблиця 3.2

Усереднені значення КП ^{137}Cs в урожай сільськогосподарські культури, вирощені в умовах польової сівозміни на різних типах ґрунту у віддалений період після аварії

Культура, частина	КП, (Бк·кг ⁻¹)/(кБк·м ⁻²)		
	2008	2009	2010
Торфво-болотний			
Злакові, сіяне пасовище, сіно	3,7±0,7	3,0±0,3	2,8±0,6
Буряк кормовий, коренеплоди	0,32±0,05	0,29±0,04	0,25±0,02
Жито, зерно	0,23±0,004	0,38±0,01	0,24±0,01
Картопля, бульби	0,18±0,06	0,16±0,06	0,12±0,03
Дерново-підзолистий піщаний та супіщаний			
Конюшина, сіно	0,66±0,1	0,55±0,1	0,45±0,1
Злакові, сіяне пасовище, сіно	0,27±0,02	0,18±0,01	0,27±0,01
Буряк, коренеплоди	0,14±0,02	0,11±0,02	0,27±0,01
Капуста, качан	0,12±0,04	0,10±0,01	0,09±0,01
Огірок, плоди	0,11±0,03	0,08±0,03	0,06±0,03
Овес, зерно	0,10±0,03	0,08±0,02	0,06±0,02
Жито, зерно	0,074±0,02	0,062±0,01	0,050±0,01
Картопля, бульби	0,067±0,02	0,051±0,01	0,040±0,01
Чорнозем опідзолений			
Конюшина, сіно	0,32±0,05	0,29±0,04	0,27±0,05
Злакові, сіяне пасовище, сіно	0,13±0,006	0,09±0,003	0,13±0,004
Капуста, качан	0,11±0,03	0,081±0,001	0,062±0,001
Буряк, коренеплоди	0,077±0,003	0,053±0,002	0,081±0,003
Огірок, плоди	0,053±0,03	0,040±0,02	0,036±0,01
Овес, зерно	0,040±0,008	0,030±0,007	0,026±0,005
Жито, зерно	0,033±0,001	0,023±0,001	0,035±0,002
Картопля, бульби	0,03±0,01	0,022±0,01	0,016±0,01

Максимальне накопичення ^{137}Cs на чорноземі опідзоленому відмічено для сіна конюшини. Значення КП ^{137}Cs для неї становили від 0,27 до 0,32 ($\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$)/($\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$). Відмінності між величинами коефіцієнтів переходу для конюшини та інших культур були аналогічними до дерново-підзолистого ґрунту.

Отже, у порядку зменшення накопичення ^{137}Cs в урожаї сільськогосподарських культур на різних типах ґрунтів їх можна розташувати у наступний ряд: конюшина > сіно сіяних злакових трав > коренеплоди буряку > качани капусти > плоди огірків > зерно вівса > зерно жита > бульби картоплі.

Незначне відхилення від такого порядку відмічено тільки на торфово-болотному ґрунті: КП ^{137}Cs більші для картоплі ніж для зерна жита. В роботах інших вчених [67, 38, 165] встановлений такий самий рід сільськогосподарських культур за зменшення накопичення ^{137}Cs . При цьому картопля розміщується, як і на торфово-болотному ґрунті, перед зерновими культурами. Отже, ряд культур за зменшенням КП ^{137}Cs на досліджуваних типах ґрунтів у віддалений період підтверджує дані інших дослідників.

Встановлений ряд культур за значеннями КП ^{137}Cs можна пояснити їх біологічними особливостями. Найбільші значення КП ^{137}Cs в конюшині, очевидно, зумовлені рядом факторів. По-перше, бобові культури є калієфільними: вміст обмінного калію в них становить 1,0-1,5% на повітряно-суху масу, у порівнянні з 0,3 - 0,5% у злакових культур. По-друге, специфічна будова кореневої системи бобових - стрижнева коренева система з бульбочками, в процесі поглинання поживних речовин підкислює ґрунтовий розчин, що призводить до вивільнення іонів Cs^+ із сорбованого стану і збільшує його надходження в рослину.

Качани капусти та плоди огірків накопичують менше ^{137}Cs , ніж сіно злакових трав, оскільки є репродуктивними, а не вегетативними органами рослин. В той же час, овочеві культури мають менший період вегетації та час знаходження кореневої системи у ґрунті, тим самим менший час накопичення радіонуклідів.

Меншими значеннями КП ^{137}Cs , ніж для плодів овочевих культур відмічаються коренеплоди буряку. Можливо це пов'язано з тим, що коренеплоди є традиційною ланкою між безпосередньо кореневою системою та вегетативними органами рослин. Також, потреби буряка в K^+ – елементі аналогії радіоактивного

цезію – менші, ніж у попередньому ряді культур. Передостаннє місце зерна злаків в отриманому ряді за зменшенням КП ^{137}Cs можна пояснити дуже розвинutoю кореневою системою рослин, що знаходиться на глибині більше 60 см. [125]. Найменші значення коефіцієнтів переходу радіоцезію в бульби картоплі спричинені особливостями бульб. Живлення бульб – корневих стolonів відбувається через посередництво коренів – вегетативних, репродуктивних органів – і є останньою ланкою. Тому можливо і в ряду накопичення ^{137}Cs картопля - найменша серед всіх культур.

Дані таблиці 3.2 показують, що для всіх сільськогосподарських культур найбільші значення КП ^{137}Cs – на торфово-болотному ґрунті, менші у 2,5-16 разів - на дерново-підзолистому ґрунті та у 3,7-26 разів – на чорноземі опідзоленому.

Причому найбільші відмінності (10-14 разів) відмічено для сіна сіяних злакових трав між торфово-болотним та дерново-підзолистим ґрунтами. Це можна пояснити вимогливістю трав до поживних речовин та високою біодоступністю радіонукліду ^{137}Cs в органогенних ґрунтах, що підтверджено в роботах багатьох авторів [66, 165]. Для інших культур відмінності у КП ^{137}Cs між торфово-болотним та дерново-підзолистим ґрунтами становили 2,0-7,0 разів.

Значно менші відмінності 1,2-2,7 разів між значеннями КП ^{137}Cs відмічено між дерново-підзолистим ґрунтом та чорноземом. Такі ж дані представлені і в роботах інших дослідників [66]. Пояснено менші відмінності між коефіцієнтами переходу ^{137}Cs в сільськогосподарські культури з мінеральних ґрунтів, ніж між мінеральними та органогенними ґрунтами впливом на рухомість радіонукліду в ґрунті органічної речовини. Так, в мінеральних ґрунтах – це гумус, що значно впливає на сорбцію іонів Cs^+ , тим самим обмежуючи його біодоступність. В органогенних торфово-болотних ґрунтах стан та процеси перетворення органічної речовини не в такій мірі сприяють на процеси виводу радіоцезію з біогенної міграції.

За три роки досліджень значення КП ^{137}Cs змінювалися на всіх типах ґрунту в 1,2-1,5 разів майже для всіх досліджуваних культур. Тільки в 5-ти випадках зміна становила 1,7-1,5 разів на мінеральних – дерново-підзолистому ґрунті та на чорноземі опідзоленому. При цьому в деяких випадках не спостерігалось

закономірного зменшення КП ^{137}Cs в сільськогосподарські культури, що можна пояснити похибкою вимірювань і т.ін.

Значне зменшення КП ^{137}Cs у віддалений період підтверджується даними багатьох вчених [2, 128, 27, 19], якими встановлено експонційну залежність значень розмірів коефіцієнту переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини від часу. Для порівняння у таблиці 3.3 представлені дані багаторічного радіологічного моніторингу сільськогосподарських угідь, проведеного під керівництвом академіка УААН Прістера Б.С. на радіоактивно забруднених територіях, та дані проведених досліджень у віддалений період.

Таблиця 3.3

Зміни значень КП ^{137}Cs з часом для урожаю основних досліджуваних сільськогосподарських культур на різних ґрунтах

Культура, частина або орган	Рік*	Значення КП за типами ґрунту, (Бк/кг ⁻¹)/(кБк/м ⁻²)		
		торфово- болотний	дерново- підзолистий піщаний та супіщаний	чорнозем опідзолений
Сіяні злакові трави, сіно	1987	50	3,3	2,8
	1991	3,4	1,4	0,85
	2008-2010	3,2	0,24	0,12
Картопля, бульби	1987	2,8	0,68	0,40
	1991	0,87	0,19	0,08
	2008-2010	0,28	0,05	0,02
Жито, зерно	1987	2,6	0,47	0,30
	1991	0,80	0,20	0,14
	2008-2010	-	0,06	0,03

*Дані за 1987 – 1991 р. наведено за [38]; за 2008-2010 р. – дані проведених нами досліджень.

В цілому за такої незначної зміни значень КП ^{137}Cs на всіх типах ґрунтів для вивчених сільськогосподарських культур будуть використані середні значення показника за три роки дослідження для визначення допустимих рівнів забруднення ДРЗГ ^{137}Cs .

3.1.2. Надходження ^{137}Cs в рослинність основних типів лук радіоактивно забруднених територій

Природні луки в зоні радіоактивного забруднення України, де широко розвинуто тваринництво, відіграють величезну роль у забезпеченні грубими кормами поголів'я великої рогатої худоби. Саме природні луки є критичними угіддями в галузі виробництва кормів. Тому для цих угідь дуже важливе забезпечення виробництва науково обґрунтованими заходами з вирощування кормів. В першу чергу це стосується прогнозування виробництва кормів, згодовування яких дозволить отримувати молоко і м'ясо відповідно до діючих в державі гігієнічних нормативів вмісту в цих продуктах ^{137}Cs .

Властивості основного компоненту елементарного ландшафту – ґрунту – найбільшою мірою впливають на накопичення радіонуклідів травами природних луків [81]. До основних факторів, що впливають на міграцію ^{137}Cs в ланцюгу «ґрунт-рослина», є водний режим луки. Залежно від вологості лучних угідь формується і відповідний фітоценотичний склад травостою, у якому переважають біологічні види рослин, що найбільш пристосовані до відповідних умов зростання [35, 109].

Результати досліджень, проведених нами на різних типах природних луків, розташованих на радіоактивно-забруднених територіях чотирьох з п'яти найбільш постраждалих від аварії на Чорнобильській АЕС областей (Київської, Житомирської, Рівненської та Волинської) показали, що як і в попередній післяаварійний період, найбільший вплив на параметри надходження ^{137}Cs в травостій луків обумовлювався саме типом луки, котрий можна вважати інтегральним показником при застосуванні фітотопологічної класифікації луків, на що вказували інші дослідники [114]. За цією класифікацією основними факторами, що різнять луки за типами, є водний режим та тип ґрунту, поєднання яких обумовлює рослинний покрив луків.

Тому, в окремому дослідженні визначали значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в природні трави луків та пасовищ різних типів. При організації годівлі і утримання тварин у радіоактивно забруднених районах необхідно враховувати особливості розподілу ^{137}Cs в різних типах ґрунтів та його нагромадження в урожаї кормових

культур [81]. На угіддях, що обробляються, він рівномірно розміщується в орному горизонті, а на цілинних землях природних луків, пасовищ і сіножатей він і сьогодні зосереджується у верхньому кореневмісному шарі ґрунту. Тому в травостої природних луків ^{137}Cs нагромаджується в на порядок більшій кількості, ніж у травостої сіяних трав. В кормах різних кормових культур на ораних землях накопичення цього радіонукліду буде на 1-2 порядки величин меншим в залежності від типу ґрунту.

Найменші значення КП ^{137}Cs відмічено для травостою суходільних лук нормального зволоження, що розміщені на лучно-чорноземних, дернових та дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах, найбільші – для травостою злакових та низинних лук з органогенними ґрунтами.

Відмінності в межах визначених типів лук, але на різних типах ґрунту з різним типом травостою, складали від 2 разів на заливних та низинних луках до 10-14 разів на суходільних нормального зволоження. Це свідчить про те, що необхідно розраховувати ДРЗГ ^{137}Cs для всіх указаних в табл. 3.4 типів луків та пасовищ з урахуванням типу ґрунту.

Таблиця 3.4

Значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в сіно природних трав луків і пасовищ заплавного типу з торфово-глейовими ґрунтами, 2008 рік

№ п/п	Назва та характеристика зразка	Щільність забруднення, $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$	Питома активність ^{137}Cs , $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$	КП, $\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}/\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$
1	№31а с.Ровжі Вишгородського р-ну Київської обл.	20	114	5,8
2	№12 с.Колодії Маневицького р-ну Волинської обл.	31	500	15
3	№13 с.Міляч Дубровицького р-ну Рівненської обл.	107	1300	12
4	№18 с.Соснівка Іванівського р-ну Київської обл.	42	672	16
Середнє значення		-	-	$17,0\pm 6,6$

В таблиці 3.4 представлені дані про питому активність ^{137}Cs в природних травах луків заплавного типу з торфово-глейовими ґрунтами та щільність забруднення ґрунту. Коливання значень КП ^{137}Cs були дуже значними в межах навіть однієї одиниці.

Це можна пояснити відмінностями органоґенних ґрунтів в межах одного типу ґрунту. Нажаль, питанню вивчення властивостей торфово-болотних ґрунтів приділено не так багато уваги як мінеральним типам. Тому надалі слід було б більш детально підійти до розгляду органоґенних ґрунтів.

На інших типах луків коливання КП ^{137}Cs в різних точках моніторингу були меншими (Додаток А). Значення КП ^{137}Cs в межах виділених одиниць були усереднені по роках дослідження (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в сіно природних луків та пасовищ різного типу

Тип ґрунту	Тип рослинного покриву	КП, (Бк·кг ⁻¹)/(кБк·м ⁻²)		
		2008	2009	2010
Суходільні нормального зволоження				
Лучно-черноземний	злаково-різнотравний	0,18±0,03	0,17±0,04	0,10±0,03
Дерново-підзолистий піщаний та супіщаний	різнотравно-злаковий	0,77±0,5	0,74±0,4	0,50±0,3
Дерновий піщаний та супіщаний	злаково-різнотравний	2,0±0,4	2,0±0,7	1,4±0,3
Суходільні надлишкового зволоження, заплавні вологі				
Лучний алювіальний	різнотравно-злаковий	1,2±0,4	0,95±0,6	0,72±0,3
Дерново-підзолистий оглеєний	різнотравно-злаковий	3,9±1,6	2,9±0,8	2,9±1,4
Дерновий глейовий	різнотравно-злаковий	5,8±1,8	5,3±1,5	4,5±1,0
Заплавного чи низинного типу				
Торфово-глейовий	різнотравно-злаково-осоковий	17,0±6,6	9,9±1,2	11,0±1,7
Торфовище низинне	осоково-злаковий	38,0±16,6	24,0±4,0	21,0±5,5

За даними таблиці 3.5 встановлено, що відмінності між КП ^{137}Cs для трав на суходільних луках нормального зволоження складають 12-14 разів. Причому найбільші значення коефіцієнтів переходу отримані на дернових піщаних та супіщаних ґрунтах зі злаково-різнотравним травостоєм, а найменші - на лучно-чорноземних ґрунтах з переважаючим злаковим травостоєм.

Таку тенденцію можна пояснити більшою збагаченістю поживними елементами та меншою кислотністю ґрунтового розчину лучно-чорноземних ґрунтів у порівнянні з дерновими та дерново-підзолистими ґрунтами.

Для суходільних луків надлишкового зволоження найбільші значення КП ^{137}Cs відмічені на дернових глейових ґрунтах. У 1,5-1,8 рази вони менші на дерново-підзолистих оглеєних ґрунтах та у 4-6 разів — на лучних алювіальних. Порядок ґрунтів за зменшенням коефіцієнтів переходу можна пояснити також відмінностями за агрохімічними властивостями ґрунтів. Також пояснити відмінності в КП ^{137}Cs можна типом травостою. Адже, як показали дослідження, для польових культур КП ^{137}Cs в сіяні злакові трави менші, ніж у бобові культури, як, наприклад, конюшина. Так і на луках з дерновими ґрунтами до травостою входить велика частка бобових, таких як конюшина лучна червона. Серед різнотрав'я поширені гусячий перстач, жовтець їдкий, які також мають високі значення КП ^{137}Cs .

В той же час на лучних алювіальних ґрунтах все ж велику частку складають злакові трави, такі як пирій повзучий, тимофіївка лучна та інші.

На заплавних типах луків найбільше накопичують ^{137}Cs трави на торфовищах низинних. В 1,8-2,5 рази КП ^{137}Cs в трави менший на торфого-глейових ґрунтах. Швидше за все це пояснюється різким ступенем мінералізації цих ґрунтів та ступенем розкладу органічних решток.

Так, в точках моніторингу луків даного дослідження торфого-глейові ґрунти мали добре розкладений торф та мінеральну фракцію. До складу торфовищ входив нерозкладений торф з включеннями залишків рослинності (Додаток А).

Саме вказані особливості спричиняють рухомість радіонукліду у ґрунті та його перехід в рослини. На торфого-глейових ґрунтах іони Cs^+ вже фіксовані у міжпакетних просторах ґрунтових мінералів [38].

В той же час у торфовищах, навіть через 25 років після випадіння радіонуклідів, значна доля Cs^+ знаходиться у ґрунтовому розчині і є більш доступною для рослин.

При порівнянні між різними типами луків з різним ступенем зволоження встановлено, що найменші значення КП ^{137}Cs — для суходільних луків нормального зволоження у 2,5-6,0 разів більші для суходільних надлишкового зволоження, у 10-17 разів — для луків та пасовищ заплавного чи низинного типу.

З таблиць 3.2-3.5 видно, що величини КП ^{137}Cs в сіно природних трав луків та пасовищ протягом років проведення досліджень для всіх типів ґрунту в 2-4 рази вищі, ніж КП ^{137}Cs в сіно сіяних злакових трав у польовій сівоzmіні.

Пояснити такі відмінності можна тим, що основна частина кореневої системи природних трав розміщена в верхньому шарі ґрунту (0-10 см) – дернині. Оскільки луки та пасовища не розорюються, радіоцезій концентрується саме в такому шарі, навіть у віддалений період [84, 131]. На розорюваних угіддях радіонуклід рівномірно перемішений в шарі ґрунту 0-25 см, тому концентрація ^{137}Cs в польових сільськогосподарських культурах менша, ніж в природних.

Але надалі на відміну від орних сільськогосподарських культур необхідно періодично визначати значення КП ^{137}Cs з ґрунту в природні трави та уточнювати за ними значення ДРЗГ, оскільки забруднення ^{137}Cs трав ще досить значне.

Навіть майже через 25 років після випадіння ^{137}Cs , на всіх типах луків відмічається помітне зменшення до 2 разів КП ^{137}Cs з ґрунту в лучну рослинність протягом трьох років досліджень. В представленій роботі значення ДРЗГ визначені за значеннями КП ^{137}Cs , отриманих в останній, 2010 рік дослідження.

Прогнозування забруднення тваринницької продукції, як і нормування радіоактивного забруднення ґрунту луків, неможливе без експериментально визначених параметрів міграції радіонуклідів в системі «ґрунт-травостій» для різних періодів, що минули після забруднення.

Отже, дослідженнями встановлено, що і для віддаленого періоду після Чорнобильської катастрофи (через 25 років) перезволожені луки, що розташовуються на торфових ґрунтах, являються критичними лучними угіддями при використанні їх травостою в корм великої рогатої худоби, що необхідно враховувати при розробленні допустимих рівней вмісту ^{137}Cs в ґрунтах. Цей факт

важливо також враховувати при організації раціональної системи виробництва кормів з використанням природних луків.

3.1.3. Оцінка коефіцієнтів переходу радіоцезію в зерно гречки

В останні роки у сільськогосподарському виробництві інтенсивно культивується гречка, яка відрізняється значним накопиченням ^{137}Cs у зерні. Тому було проведено дослідження з вивчення переходу радіонукліду в зерно гречки чотирьох сортів з чорноземі опідзоленому.

На відміну від видових особливостей сільськогосподарських культур, розбіжності в накопиченні ^{137}Cs між сортами значно менші. У наших дослідженнях вивчали сортову відмінність у накопиченні ^{137}Cs гречкою чотирьох сортів (Зеленоквіткова 90, Крупинка, Лілея, Кара-Даг).

Гречку вирощували на дослідницькому стаціонарі с. Саливонки, що представлений чорноземом опідзоленим. Результати цього дослідження дозволяють зробити такий висновок: розбіжності в накопиченні ^{137}Cs у зерні чотирьох сортів гречки не перевищували двох разів (рис. 3.1).

Найбільшим накопиченням відрізнявся сорт "Лілея" (КП дорівнювали $0,25 \pm 0,03$), найменшим – "Крупинка", (КП дорівнювали $0,13 \pm 0,04$). Отже, у зв'язку із великими значеннями величини КП для гречки, застосуванням сортів, що мінімально накопичують ^{137}Cs в зерні, можна знизити забруднення продовольчої гречаної крупи до 2,2 разів.

Встановлено, що КП ^{137}Cs для зерна гречки були в 4-8 разів більшими за коефіцієнти переходу в зерно інших зернових культур [71].

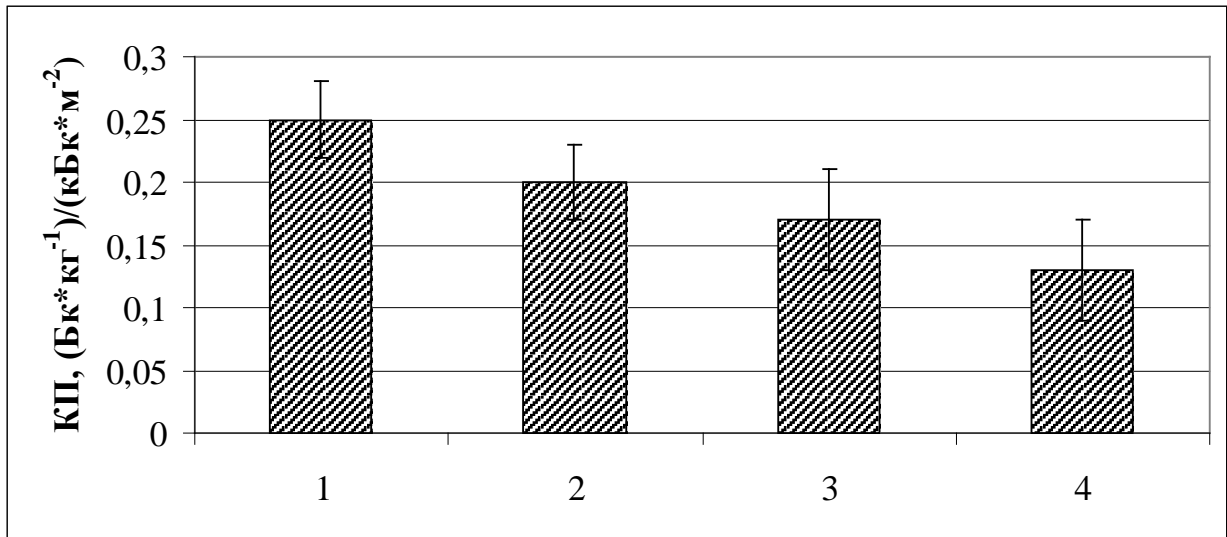


Рис. 3.1. Значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs для зерна різних сортів гречки у віддалений період після радіоактивних випадів (2010 р.):
1 – Лілея; 2 – Кара-Даг; 3 – Зеленоквіткова 90; 4 – Крупинка.

3.2. Оцінка ефективності застосування захисних заходів для отримання сільськогосподарської продукції без перевищення державних гігієнічних нормативів вмісту ^{137}Cs

3.2.1. Вплив агрохімічних заходів на зменшення надходження ^{137}Cs з ґрунту в рослини

З метою оцінки ефективності агрохімічних заходів проведено експеримент на трьох основних для території Українського Полісся та Лісостепу типах ґрунту з чотирма видами сільськогосподарських культур. У наших дослідках було вивчено дію основних захисних заходів (внесення мінеральних добрив, вапна, мікроелементів та їх сполучень) на величину надходження ^{137}Cs з дерново-підзолистого, чорнозему опідзоленого та торфово-болотного ґрунтів в урожай чотирьох сільськогосподарських культур.

В табл. 3.6 представлено дані про вміст ^{137}Cs в коншині на дерново – підзолистому ґрунті при застосуванні агрохімічних захисних заходів у всі роки проведення дослідження.

Таблиця 3.6.

Вміст ^{137}Cs в конюшині на дерново- підзолисто му ґрунті при застосуванні різних агрохімічних заходів за всі роки дослідження

Варіант конструації	2008				2009				2010				Середнє значення КД
	Урожай, кг/м ²	В/кг в рослин	кбк/м ² в ґрунті	КД	Урожай, кг/м ²	В/кг в рослин	кбк/м ² в ґрунті	КД	Урожай, кг/м ²	В/кг в рослин	кбк/м ² в ґрунті	КД	
Контроль													
I	0.18	267	1212	0.24	0.35	316	1216	0.26	0.32	279	1213	0.23	
II	0.22	310	1190	0.29	0.42	288	1201	0.31	0.36	298	1191	0.25	
III	0.24	288	1152	0.25	0.44	329	1175	0.28	0.31	244	1163	0.28	
середнє	0.21	288	1185	0.26	0.40	311	1197	0.28	0.33	274	1189	0.25	0.27
σ	0.02	17.6	24.6	0.02	0.04	17.0	16.8	0.02	0.02	22.2	20.4	0.02	0.02
N₆₀P₃₀K₁₅₀													
I	0.25	237	1315	0.16	0.38	183	1309	0.14	0.35	182	1214	0.15	
II	0.28	179	1280	0.14	0.45	156	1296	0.12	0.41	145	1212	0.12	
III	0.22	145	1215	0.12	0.47	218	1211	0.18	0.44	181	1210	0.15	
середнє	0.25	187	1270	0.14	0.43	186	1272	0.15	0.40	170	1212	0.14	0.14
σ	0.02	37.7	41.4	0.02	0.04	25.5	43.7	0.02	0.04	17.1	1.6	0.01	0.00
Ваню													
I	0.20	257	1285	0.20	0.37	277	1261	0.12	0.38	252	1201	0.12	
II	0.21	255	1215	0.16	0.41	324	1201	0.17	0.41	213	1120	0.13	
III	0.23	213	1119	0.19	0.45	264	1102	0.14	0.32	283	1180	0.14	
середнє	0.21	242	1207	0.18	0.41	289	1188	0.14	0.37	249	1167	0.13	0.15
σ	0.01	20.5	68.1	0.02	0.03	25.7	65.8	0.02	0.04	28.9	34.7	0.01	0.03
N₆₀P₃₀K₁₅₀+ ваню													
I	0.27	179	1115	0.16	0.41	180	1201	0.10	0.41	190	1115	0.10	
II	0.23	142	1091	0.19	0.42	191	1121	0.14	0.39	169	1206	0.10	
III	0.26	141	1010	0.14	0.45	145	1115	0.12	0.45	143	1195	0.12	
середнє	0.25	154	1072	0.16	0.43	172	1146	0.12	0.42	167	1172	0.11	0.13
σ	0.02	17.4	44.8	0.02	0.02	19.5	39.4	0.02	0.02	18.9	40.3	0.01	0.03
Zn+Cu													
I	0.27	225	1127	0.20	0.47	189	1111	0.17	0.39	210	1168	0.18	
II	0.23	226	1128	0.20	0.43	144	1108	0.13	0.42	170	1211	0.14	
III	0.21	237	1128	0.21	0.42	155	1110	0.14	0.43	204	1199	0.17	
середнє	0.24	229	1128	0.20	0.44	163	1110	0.15	0.41	195	1193	0.16	0.17
σ	0.02	5.4	0.63	0.00	0.02	19.0	1.1	0.02	0.02	17.8	18.1	0.02	0.03

Дані табл. 3.6 доводять ефективність застосування захисних заходів для зниження вмісту ^{137}Cs в сільськогосподарських культурах. Спостерігаються незначні відмінності у величині питомої активності ^{137}Cs в сіяних травах на різних ділянках для одного варіанту дослідів. Це дозволило усереднити значення питомої активності радіонукліду та КП ^{137}Cs в культуру всередині кожного варіанту (рис. 3.2).

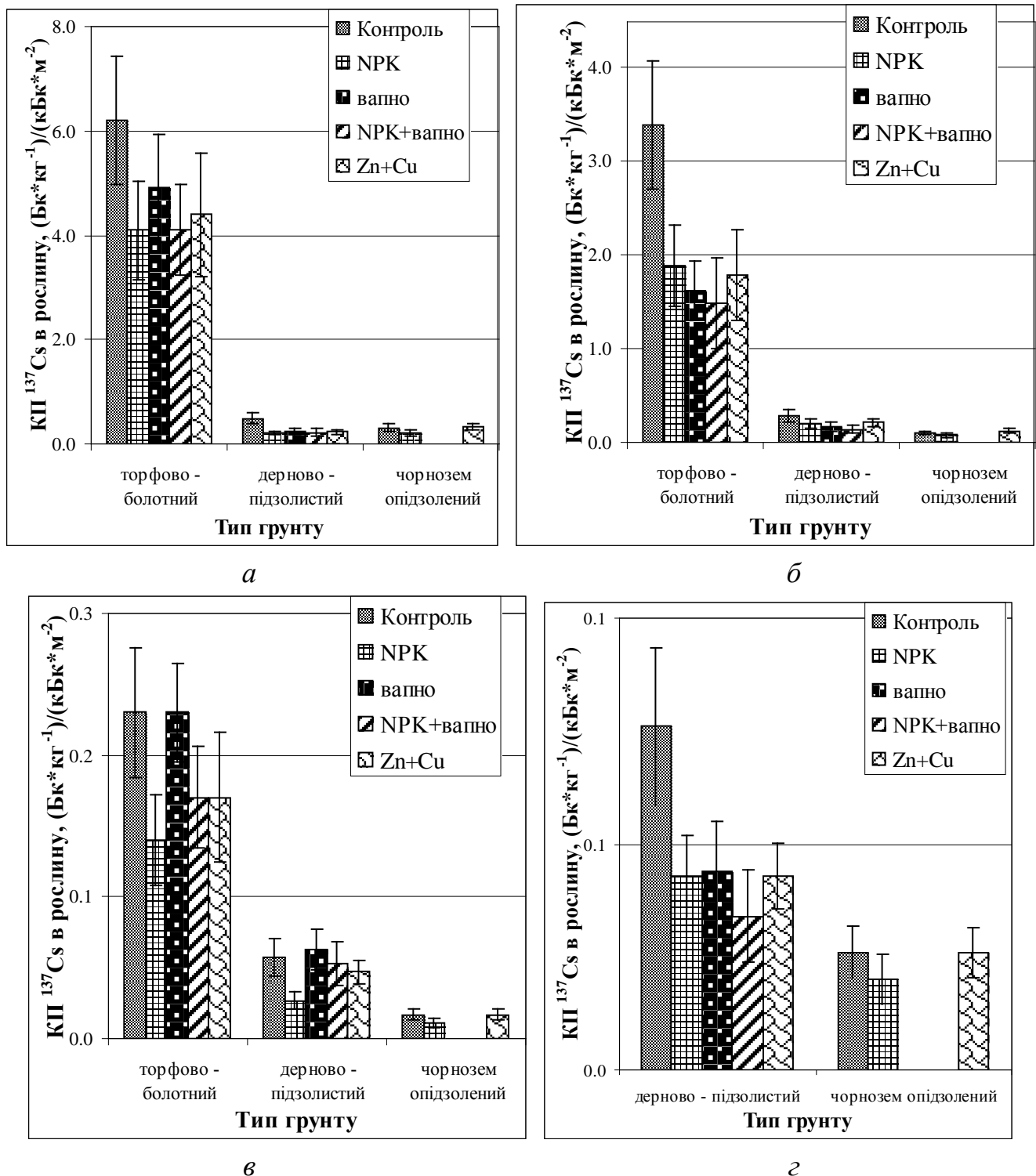


Рис. 3.2. Вплив агрохімічних заходів на накопичення ^{137}Cs на різних типах ґрунтів сільськогосподарськими культурами: а – конюшиною, б – сіяними травами, в – картоплею, г – вівсом

З рис. 3.2 видно, що найбільші коефіцієнти переходу радіонукліду з ґрунту в рослини спостерігаються на торфово-болотному ґрунті. В 4-12 разів значення КП ^{137}Cs менші на дерново – підзолистому ґрунті та у 13-30 раз – на чорноземі опідзоленому. Такий ряд ґрунтів за зменшенням коефіцієнту переходу радіоцезію та відмінності добре корелюють з відмінностями між значеннями КП цезію, отриманими в ході моніторингових досліджень.

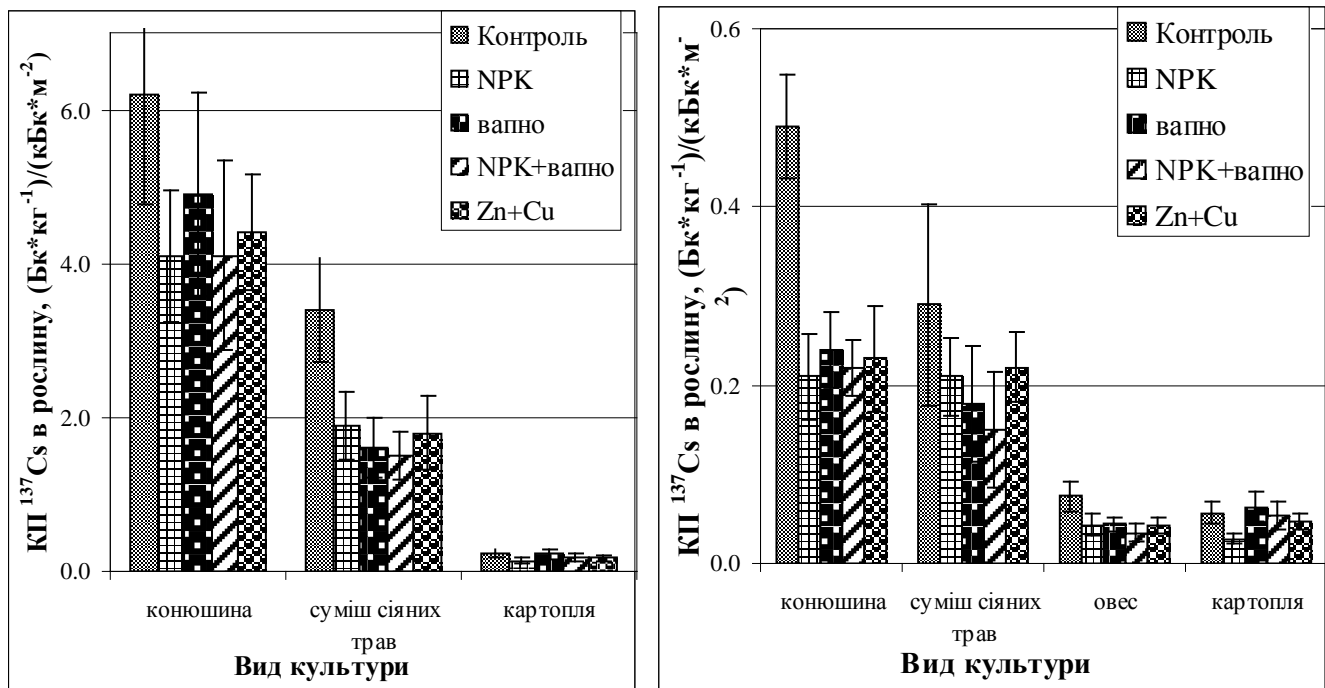
Найбільш чутливими до внесення мінеральних добрив та меліорантів були всі культури на дерново – підзолистому ґрунті. Таку ситуацію можна пояснити більш кислою реакцією ґрунтового розчину, меншим вмістом поживних речовин, низькою буферністю дерново-підзолистого ґрунту у порівнянні з торфово-болотним ґрунтом та чорноземом опідзоленим. На дерново-підзолистому та торфово-болотному ґрунтах у більшості варіантів найбільш ефективним було внесення комплексу мінеральних добрив та вапна. На чорноземі опідзоленому вплив агрохімічних заходів був значно меншим, ніж на інших типах ґрунту.

Застосування агрохімічних заходів мало різний вплив на зміну КП ^{137}Cs в кожному з досліджуваних культур (рис. 3.3).

Рис. 3.3 показує, що найбільші коефіцієнти переходу ^{137}Cs на всіх типах ґрунтів отримано для сіна конюшини, а для сіна сіяних трав вони менші в 1,6 -1,8 раз, вівса – в 2 -8 раз, картоплі – в 9-25 раз. Такий же ряд культур за величиною коефіцієнтів переходу цезію отримано і в ході моніторингових досліджень. На торфово – болотному та дерново – підзолистому ґрунтах всі заходи були ефективними для всіх досліджуваних культур. На чорноземі опідзоленому внесення в ґрунт макроелементів не показало ефекту і навіть для суміші сіяних трав мало негативний ефект.

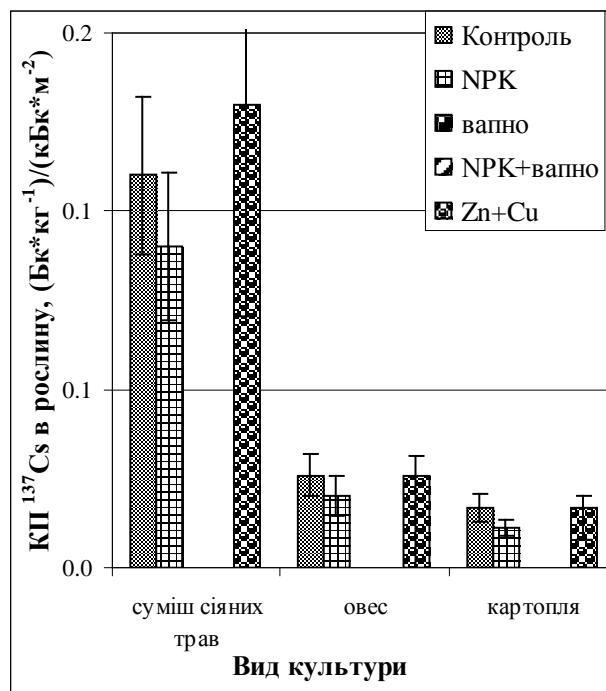
Найбільший вплив на зменшення вмісту радіонукліду в культурах відмічено для конюшини та злакових трав на всіх типах ґрунту. Ефективність застосування добрив, вапна та макроелементів для зниження накопичення ^{137}Cs вівсом та картоплею була значно меншою.

Для сіна конюшини найбільш ефективним було внесення мінеральних добрив. Ймовірно це спричинено тим, що ця культура дуже вимоглива до вмісту поживних речовин у ґрунті, тому відразу ж реагує на внесення мінеральних добрив.



а

б



в

Рис. 3.3. Вплив агрохімічних заходів на накопичення ^{137}Cs сільськогосподарськими культурами на різних типах ґрунтів: *а* – торфово - болотному, *б* – дерновов - підзолистому, *в* – чорноземі опідзоленому

Найбільше зниження вмісту ^{137}Cs для суміші сіяних трав та овса відмічено при внесенні в ґрунт мінеральних добрив у комплексі з вапном. Такий факт пояснюється не тільки вимогливістю цих культур до вмісту поживних речовин, як у коноюшини, а і необхідністю для нормального росту нейтральної реакції ґрунтового розчину.

Картопля добре реагує на внесення тільки мінеральних добрив, оскільки є кислолюбивою культурою.

Було проаналізовано величини ефективності агрохімічних захисних заходів для кожної культури на різних типах ґрунту (рис. 3.4).

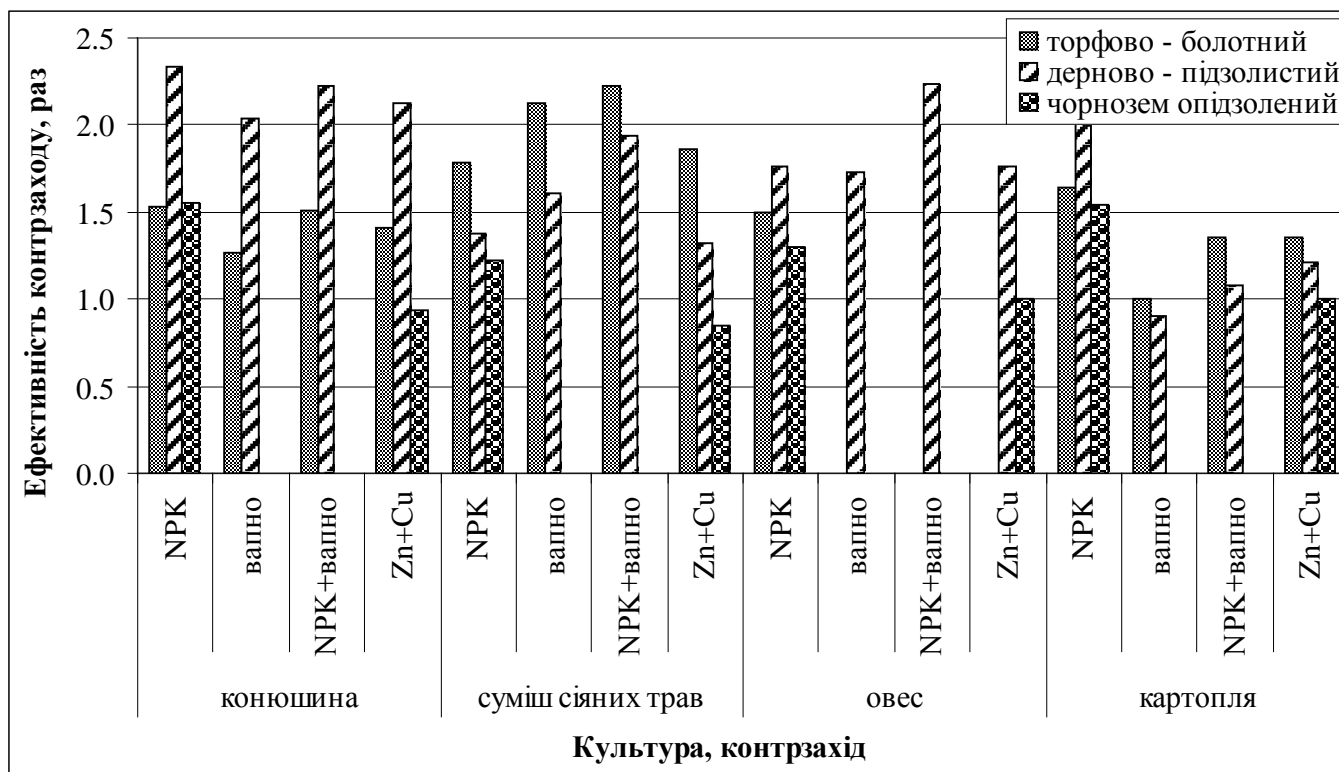


Рис. 3.4. Ефективність внесення мінеральних добрив та меліорантів на всіх типах ґрунту для досліджуваних культур

Для всіх культур отримано різну ефективність від застосування досліджуваних видів агрохімічних заходів на типах ґрунтів. Для конюшини та та овса найбільша ефективність відмічена на дерново – підзолистому ґрунті, причому для конюшини вона перевищувала 2 рази на всіх варіантах досліду, а для вівса – 1,7 -2,2 рази. Для суміші сіяних трав та картоплі найбільша ефективність застосування агрохімічних заходів спостерігалася на торфово – болотному ґрунті. Так, ефективність для сіяних трав становила від 1,5 до 2,2 раз, а для картопля від 1,1 до 1,6 раз.

З рис. 3.4 видно, що в цілому ефективність захисних заходів коливалася в межах 1,1 – 2,3 рази, за виключенням варіантів з внесенням вапна під картоплю та внесенням мікроелементів. Проведені дослідження показали, що застосування мікроелементів впливає на зниження КП ^{137}Cs приблизно на рівні застосування

мінеральних комплексних добрив. Оскільки внесення макроелементів потребує додаткових матеріальних та інших витрат і не є таким розповсюдженим як внесення мінеральних добрив та меліорантів, можна не рекомендувати внесення мікроелементів у підсобних господарствах.

Використання такої кількості значень ефективності агрохімічних заходів для зменшення вмісту радіонукліду в сільськогосподарській продукції в умовах ведення приватного господарства дуже ускладнює ситуацію, тому величину ефективності було усереднено для певного виду культури на основних трьох типах ґрунтів радіоактивно забруднених територій (табл. 3.6).

Таблиця 3.7

Усередненні значення КП ^{137}Cs з різних типів ґрунту в урожай сільськогосподарських культур при застосуванні агрохімічних заходів та їх ефективності E_k (2008 – 2010 р.)

Варіант контрзаходу	Культура, частина			
	Конюшина, сіно	Суміш злакових трав, сіно	Овес, зерно	Картопля, бульби
Торфово-болотний				
Контроль	6,2	3,4	-	0,23
НРК	3,8	1,9	-	0,14
Вапно	3,7	1,6	-	0,20
НРК + вапно	3,1	1,5	-	0,17
E_k раз	1,8	2,1		1,4
Дерново-підзолистий супіщаний				
Контроль	0,49	0,29	0,076	0,056
НРК	0,21	0,17	0,047	0,027
Вапно	0,24	0,16	0,048	0,044
НРК + вапно	0,22	0,14	0,044	0,043
E_k раз	2,2	1,9	1,6	1,5
Чорнозем опідзолений				
Контроль	0,31	0,11	0,026	0,017
НРК	0,20	0,072	0,020	0,014
E_k раз	1,6	1,5	1,3	1,2

Дослідженнями доведено, що навіть через 24 роки після Чорнобильської катастрофи, застосування більшості з апробованих контрзаходів дозволяло знижувати надходження ^{137}Cs з ґрунтів у врожай основних сільськогосподарських культур до 2-х разів.

Значення ефективності застосування агрохімічних заходів корелюють з даними інших авторів, які отримані в попередній період. Це підтверджує, що після радіоактивних викидів ефективність агрохімічних захисних заходів не змінюється з часом [4]. Отримані на стаціонарних ділянках значення КП ^{137}Cs з різних типів ґрунту для чотирьох видів культур співставні з відповідними значеннями, отриманими у ході моніторингових досліджень. Це дозволяє використовувати середні значення ефективності агрохімічних заходів для розрахунку допустимих рівнів забруднення ґрунту ^{137}Cs радіоактивно забруднених територій, оскільки для більш коректної прогностичної оцінки радіоактивного забруднення урожаю основних сільськогосподарських культур важливо враховувати вплив на величину коефіцієнта пропорційності ^{137}Cs різноманітних меліоративних заходів, що застосовуються у сільськогосподарському виробництві.

3.2.2. Зменшення вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування за рахунок переробки сировини рослинного і тваринного походження

Сільське населення України, яке мешкає на радіоактивно забруднених територіях, харчується, в основному тією продукцією, яку виробляє в домашніх умовах із сільськогосподарської сировини, що одержують у своїх підсобних господарствах. Радіологічний контроль такої продукції часто не відповідає необхідним вимогам, які встановлено до радіаційно-гігієнічного контролю продуктів харчування, а інколи взагалі відсутній. В такій ситуації важливе значення має надання населенню рекомендацій, використання яких дозволило б знизити радіоактивне забруднення сільськогосподарської продукції та продуктів харчування, які виробляються в приватних господарствах.

Ефективним способом переробки сільськогосподарської сировини, отриманої в особистих приватних господарствах, за допомогою якого можна знизити

радіоактивне забруднення продуктів харчування в домашніх умовах є: промивання та очищення бульб картоплі і овочів, виготовлення крохмалю з бульб картоплі [47, 85, 156], виготовлення в домашніх умовах квашених і маринованих овочів, а також кулінарна переробка продукції тваринництва.

3.2.2.1. Переробка рослинної сировини

Були проведені дослідження з використанням загальноприйнятих для жителів особистих приватних господарств методів переробки рослинної продукції: варка, соління та маринування овочів.

Для дослідження впливу різних способів переробки на зменшення вмісту ^{137}Cs використано картоплю, яка була вирощена на стаціонарах, представлених різними типами ґрунтів. Вміст радіоцезію в бульбах картоплі складав від 6,0 до 27,0 Бк·кг⁻¹. Встановлено, що звичайна кулінарна обробка бульб картоплі дозволяє суттєво знизити вміст радіонукліду в продукті харчування. В табл. 3.8 представлені дані про вплив різних способів переробки бульб картоплі, вирощених на дерново – підзолистому ґрунті на вміст ^{137}Cs в кінцевому продукті.

Таблиця 3.8

Вміст ^{137}Cs у продуктах переробки картоплі на крохмаль (2008 р., n=7)

Продукт переробки	Вміст ^{137}Cs , в продукті, Бк/кг	Маса продукту, г
1	2	3
Клубні миті	6,4-8,4	1000
Клубні чищені	4,8-7,0	820
Клубні варені	4,2-5,6	800
Крохмаль	<0,1	160

Було встановлено, що при чищенні бульб картоплі в очистки переходило 38,5 % радіонукліду, а в чищених бульбах залишалось 61,5 %, що добре узгоджується з роботами інших авторів [57, 84]. У варених бульбах містилося радіонукліду в 1,4 – 1,5 раз, ніж в початковому виді.

Експериментальна переробка чищених бульб на крохмаль показала, що найбільша доля ^{137}Cs видалялась в рідину з промивною водою – 51,6 %, тоді як у вижимках залишалось близько 9 %, а в крохмаль переходило трохи більше 1 % радіонукліду, що знаходився в чищених бульбах картоплі [85, 156].

Таким чином, результати цього дослідження дозволяють рекомендувати населенню для перероблення наднормативно, або найбільш забруднений врожай бульб картоплі в крохмаль, що дозволить використовувати забруднену сировину для одержання харчових продуктів з мінімальним вмістом ^{137}Cs .

Традиційним способом переробки овочевої продукції сільським населенням є соління та маринування огірків, квашення та маринування капусти. Для проведення досліджень використовувалися овочі, відібрані для визначення КП ^{137}Cs з ґрунту в культурі в приватних господарствах [115]. Дослідження продуктів переробки зернових культур проводили з сировиною та готовими продуктами переробки, відібраними в домашніх господарствах.

Дані про ефективність переробки рослинницької продукції представлені в табл. 3.9.

Таблиця 3.9

Вплив різних способів переробки рослинницької продукції в домашніх умовах на перехід ^{137}Cs у готовий продукт ($\sigma \leq 25\%$)

Продукт переробки	Спосіб переробки	Кількість зразків	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹		Ефективність E_k , разів
			Сировина	продукт	
Картопля, буряк	Варіння	7	6,0 - 27,0	5,0 - 17,0	1,4 - 1,5
Капуста, огірок	Соління (квашення)	5	2,5 - 18,0	1,5 - 10,0	1,6 - 1,8
	Маринування	5		1,1 - 8,0	2,0 - 2,2
Жито, овес	Розмелювання	7	4,4 - 12,1	1,5 - 3,7	2,8 - 3,3

Найменшою ефективністю від 1,4 до 1,5 разів стало варіння бульб картоплі та коренеплодів буряків. Доволі ефективним було соління або квашення, а також маринування капусти та огірків. Найбільш ефективним заходом переробки

рослинницької продукції стало розмелювання зернових на борошно. Різниця між вмістом ^{137}Cs в сировині і в продукті переробки склала 2,8-3,3 рази.

Таким чином звичайні способи домашньої переробки овочів і картоплі дозволяє жителям до двох разів знизити вміст ^{137}Cs у різноманітних продуктах харчування, в порівнянні із вирощеною на присадибних ділянках сировиною.

3.2.2.2. Переробка сировини тваринного походження

Оскільки навіть через майже 25 років після аварії одними з основних продуктів харчування, за рахунок споживання яких формується доза опромінення населення, є молоко і м'ясо великої рогатої худоби, важливою задачею було визначення ефективності впливу їх переробки на вміст ^{137}Cs в кінцевих продуктах.

Переробка продукції тваринництва в промислових умовах дозволяє суттєво знизити забруднення харчової продукції [158, 57]. За нашими даними, в домашніх умовах приватних підсобних господарств також можливо отримати продукти переробки молока, в яких вміст ^{137}Cs може бути значно нижче від наявного в сировині.

Переробка в домашніх умовах різних видів рослинницької та тваринницької сировини дозволяє суттєво знизити вміст радіонуклідів в кінцевих харчових продуктах [12, 84, 73]. Однак, кількісні параметри переробки сільськогосподарської продукції в домашніх умовах ведення особистих підсобних господарств не визначалися. Оскільки сільське населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях, харчується продуктами домашнього виробництва, важливо було провести оцінку ефективності переробки продукції з метою зниження вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування.

Переробка молока. В домашніх умовах особистих приватних господарств найбільш поширена переробка молока, за допомогою якої населення отримує багато різноманітних продуктів харчування. Сільське населення (особливо в зоні Полісся, яке зараз більш інших територій України забруднене ^{137}Cs) практично повністю забезпечує себе м'яким сиром, сметаною та маслом за рахунок переробки молока, яке воно отримує від свійських корів.

В табл. 3.10 представлено дані про вміст ^{137}Cs в зразках молока корів, що випасалися на пасовищах надмірного і надлишкового зволоження.

За даними таблиці видно, що вміст радіонуклідів у зразках молока корів, досліджуваних пасовищ перевищують значення допустимих рівнів ДР-2006. Це говорить про те, що таке молоко в сирому вигляді не можна споживати, а обов'язково потребує переробки.

З метою вивчення розподілу ^{137}Cs в продуктах переробки молока, в домашніх умовах приватних господарств були проведені дослідження з переробки молока – на різноманітні молочні продукти: вершки, сметану, кисломолочний сир та вершкове масло (табл. 3.11).

Таблиця 3.10

Вміст ^{137}Cs в молоці корів, що випасалися на пасовищах надмірного зволоження та заплавної типу

№ з/п	Назва та характеристика зразка	Тип ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹
Київська область			
1	№18 с.Соснівка Іванківський р-н	Торфово-болотний осушений на потужних торфах	368
Житомирська область			
	№23 с.Ганнівка Народицького р-ну	Дерново-підзолистий глеюватий легкосуглинний на суглинкових відкладах	300
	№25 с.Селець Народицького р-ну	Дерновий оглеєний глеюватий легкосуглинковий на водно-льодовикових суглинках	306
Волинська область			
	№5 с.Прилісне Маневицького р-ну	Торфово-глеєвий на давньоалювіальних пісках	316
	№12 с.Колодії Маневицького р-ну	Торфово-глейовий на давньоалювіальних пісках	319
Рівненська область			
2	№15 с.Великий Черемиль Дубровицького р-ну	Торфово-глейовий на давньоалювіальних пісках	372
4	№1 с.Карпилівка Рокитнівського р-ну	Торфово-глейовий на давньоалювіальних пісках	333
6	№13 с.Міляч Дубровицького р-ну	Торфово-глейовий на давньоалювіальних пісках	340

№ № з/п	Назва та характеристика зразка	Тип ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹
8	№А-8 с.Заболоття Володимирецького р-ну	Дерновий оглеєний глинисто-піщаний на давньоалювіальних пісках	311

В результаті проведених досліджень встановлено, що найбільше очищення продуктів переробки молока від ^{137}Cs досягалося завдяки отриманню найбільш жирних продуктів: вершків, сметани, масла. Це пояснюється тим, що цезій в молоці знаходиться, в основному, у водній фазі. Найменшу ефективність переробки молока 1,1-1,2 рази отримано для сиру кисломолочного, незначно більшу 1,2-1,5 рази – для вершків та сметани.

Таблиця 3.11

Вплив різних способів переробки молока в домашніх умовах на перехід ^{137}Cs у готовий продукт

Продукт переробки молока/м'яса	Кількість зразків	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹		Ефективність E_k , раз
		сировина	продукт	
Молоко				
Сир кисломолочний	4	300-370	235-325	1,1-1,2
Вершки, сметана	3		200-250	1,2-1,5
Масло вершкове	3		30-45	8-10

Найбільшу ефективність зниження вмісту ^{137}Cs відмічено при переробці молока на масло, що становила 8-10 разів. Встановлено, що величина ефективності переробки молока в домашніх умовах корелює з жирністю кінцевого продукту. Це можна пояснити тим, що ^{137}Cs не входить до складу жирів.

Проведеними розрахунками доведено, що з урахуванням витрат молока на виробництво основних молочних продуктів, в кінцевих продуктах переробки залишалось від 0,6 до 13,6 % ^{137}Cs , що містився в молоці. А при виробництві масла вершкового перетопленого ^{137}Cs майже не переходив у продукт (лише тисячні-десятитисячні долі відсотка). Такі параметри розподілу ^{137}Cs в продукції при

переробці молока добре узгоджуються з результатами промислової переробки молока, що були отриманими іншими авторами [57, 58].

Таким чином, спираючись на результати дослідження, можна констатувати, що наднормативне забруднене молоко доцільно перероблювати, і чим воно більше містить ^{137}Cs , тим жирніше продукт рекомендовано виготовляти. Виконання населенням таких рекомендацій дозволить мінімізувати надходження цього радіонукліду в раціон сільських жителів та суттєво знизити дозу внутрішнього опромінення людини.

Переробка м'яса. Переробка м'яса сільським населенням в домашніх умовах обмежується основними методами: запіканням, смаженням та варінням. Саме ці методи переробки м'яса були вивчені нами з використанням продукції, в якій й питома активність ^{137}Cs в зразках коливалась від 280-320 Бк/кг (табл. 3.12).

Таблиця 3.12

Вплив різних способів переробки м'яса в домашніх умовах на перехід ^{137}Cs у готовий продукт

Продукт переробки молока/м'яса	Кількість зразків	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹		Ефективність E _к , раз
		сировина	продукт	
М'ясо				
Запікання (1 год.)	3	280-320	240-260	1,1-1,2
Смажене	3		150-180	1,2-1,9
Варене (1 год.)	3		100-120	2,6-2,8

Нашими дослідженнями встановлено, що ефективність різних способів кулінарної обробки суттєво різниться. При цьому термін запікання або смаження практично не впливав на втрати м'ясом ^{137}Cs .

Найбільш ефективною обробкою для видалення з м'язової тканини ^{137}Cs є варіння. Встановлено, що при цьому способі кулінарної обробки у м'ясний бульйон переходило до 90 % первинної активності радіонукліду, залежно від часу варіння. Чим більше вариться м'ясо, тим більше ^{137}Cs переходить у бульйон.

Значення ефективності запікання м'яса виявилось найменшим серед інших способів його переробки і складало 1,1-1,2 рази. Найбільш ефективним для

зменшення вмісту ^{137}Cs в готовому до споживання м'ясі – було варіння, ефективність якого складала 2,6-2,8 разів, що майже в 3 рази перевищує запікання та смаження.

Ці дані добре збігаються з даними розподілу радіонуклідів при промислової переробки м'яса. Отже дослідження з перероблення м'яса показали, що завдяки смаженню і особливо варінню можна суттєво (в 1,2-3 рази) знизити вміст ^{137}Cs в продукті, не змінюючи його смакових властивостей, що є дуже важливим для радіаційної ситуації критичних населених пунктів Полісся, де на сьогодні ще отримують м'ясну продукцію з вмістом ^{137}Cs вище встановлених державними гігієнічними нормативами (ДР-2006) – 200 Бк/м².

Встановлені величини ефективності переробки продукції тваринництва дозволяють використовувати різні способи при різних концентраціях радіонуклідів в молоці і м'ясі.

Отримані у ході дослідження значення ефективності переробки сільськогосподарської продукції підтверджують величини, отримані іншими дослідниками в попередній період після аварії на ЧАЕС. Для розрахунку допустимих рівнів забруднення ґрунту використано консервативну нижню межу ефективності кожного способу переробки сільськогосподарської сировини.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 3

В ході моніторингових досліджень радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь, приватних господарств, луків та пасовищ у віддалений період після аварії на ЧАЕС отримані значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs з основних типів ґрунту, що представляють зону Українського Полісся та Лісостепу, у вісім основних культур, за рахунок споживання яких формується доза опромінення населення.

Дослідження показали, що надходження ^{137}Cs в урожай основних сільськогосподарських культур залежить від типу ґрунту і видів сільськогосподарських культур

За три роки досліджень значення КП ^{137}Cs змінювалися на всіх типах ґрунту в 1,2-1,5 разів майже для всіх досліджуваних культур. Тільки в 5-ти випадках зміна

становила 1,7-1,5 разів на мінеральних – дерново-підзолистому ґрунті та на чорноземі опідзоленому.

Природні луки в зоні радіоактивного забруднення України, де широко розвинуто тваринництво, відіграють величезну роль у забезпеченні грубими кормами поголів'я великої рогатої худоби. Саме природні луки є критичними угіддями в галузі виробництва кормів. Тому для цих угідь дуже важливе забезпечення виробництва науково обґрунтованими заходами з вирощування кормів. В першу чергу це стосується прогнозування виробництва кормів, згодовування яких дозволить отримувати молоко і м'ясо відповідно до діючих в державі гігієнічних нормативів вмісту в цих продуктах ^{137}Cs .

На відміну від видових особливостей сільськогосподарських культур, розбіжності в накопиченні ^{137}Cs між сортами значно менші. В наших дослідженнях вивчали сортову відмінність у накопиченні ^{137}Cs гречкою чотирьох сортів. Встановлено, що КП ^{137}Cs для зерна гречки були в 4-8 разів більшими за коефіцієнти переходу в зерно інших зернових культур

З метою оцінки ефективності агрохімічних заходів проведено експеримент на трьох основних для території Українського Полісся та Лісостепу типах ґрунту з чотирма видами сільськогосподарських культур. У наших дослідах було вивчено дію основних захисних заходів (внесення мінеральних добрив, вапна, мікроелементів та їх сполучень) на величину надходження ^{137}Cs з дерново-підзолистого, чорнозему опідзоленого та торфово-болотного ґрунтів в урожай чотирьох сільськогосподарських культур.

Переробка в домашніх умовах різних видів рослинницької та тваринницької сировини дозволяє суттєво знизити вміст радіонуклідів в кінцевих харчових продуктах. Однак, кількісні параметри переробки сільськогосподарської продукції в домашніх умовах ведення особистих підсобних господарств не визначалися. Оскільки сільське населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях, харчується продуктами домашнього виробництва, важливо було провести оцінку ефективності переробки продукції з метою зниження вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування.

РОЗДІЛ 4.

ОЦІНКА ДОПУСТИМИХ РІВНІВ ЗАБРУДНЕННЯ ^{137}Cs ОСНОВНИХ ТИПІВ ГРУНТУ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ У ВІДДАЛЕНИЙ ПЕРІОД ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС ДЛЯ ВЕДЕННЯ ПІДСОБНОГО ГОСПОДАРСТВА

Для повноцінного обґрунтування допустимих рівнів забруднених ^{137}Cs внаслідок Чорнобильської катастрофи ґрунтів були оцінені існуючі на сьогоднішній день законодавчі та інструктивно-методичні документи, щодо питань оцінки радіаційно-екологічного стану територій. Для цього була проаналізована низка законів, методик, інструкцій тощо:

- Закони України: «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи»; «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи»; «Про захист людини від впливу іонізуючих випромінювань»; «Про охорону навколишнього природного середовища»;
- Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 р.;
- Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97);
- Допустимі рівні радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді.

Згідно Міжнародних основних норм безпеки МАГАТЕ [30, 103] та Норм радіаційної безпеки України (НРБУ-97) [102] радіаційна безпека та протирадіаційний захист в разі радіаційних аварій повинні будуватися на наступних основних принципах:

виправданості - будь-який контрзахід повинен бути виправданим, тобто отримана користь (для суспільства та особи) від відвернутої цим контрзаходом дози повинна бути більша, ніж сумарний збиток (медичний, економічний, соціально-психологічний тощо) від втручання, пов'язаного з його проведенням;

неперевищення - повинні бути застосовані всі можливі заходи для обмеження індивідуальних доз опромінення на рівні, нижчому за поріг детерміністичних радіаційних ефектів, особливо порогів гострих клінічних радіаційних проявів;

оптимізації - форма втручання (контрзахід або комбінація декількох контрзаходів), його масштаби та тривалість повинні вибиратися таким чином, щоб різниця між сумарною користю та сумарним збитком була не тільки додатною, але і максимальною.

Розраховані допустимі рівні забруднення ґрунту ^{137}Cs ДРЗГ дають змогу визначити, на яких саме територіях і в яких об'ємах повинні проводитися захисні заходи згідно принципів виправданості, не перевищення та оптимізації.

4.1. Основні засади та метод розрахунку допустимих рівнів забруднення радіоцезієм ґрунту

Для забезпечення не перевищення прийнятої межі річної ефективної дози опромінення в 1 мЗв встановлені допустимі рівні вмісту радіонуклідів в продуктах харчування та питній воді (ДР-2006). Ці характеристики повинні забезпечувати виключення можливості виробництва на забруднених територіях сільськогосподарської продукції з питомою активністю радіонуклідів, що перевищує встановлені нормативні рівні та недопущення перевищення регламентованої законом України, у відповідності до зони проживання, індивідуальної річної еквівалентної дози для населення, яке використовує ці землі [50].

На жаль ДР-2006 нормують вміст радіонуклідів у основній сировині, що використовується лише для виготовлення продуктів харчування для людини. Існуючі допустимі рівні на молоко і молочні продукти не враховують закономірностей переходу радіонуклідів в процесі переробки молочної сировини. При цьому складається ситуація, коли молоко - сировина відповідає нормативам, а виготовлені з нього сири можуть значно перевищувати допустимі нормативи і підлягають утилізації.

У віддалений період – період стабілізації доступних форм ^{137}Cs у ґрунті, за рахунок введення допустимих концентрацій цього радіонукліда для різних типів ґрунтів, можна гарантовано одержувати сільськогосподарську продукцію, у якій не будуть перевищені допустимі рівні вмісту ^{137}Cs , що установлені діючими в Україні

гігієнічними нормативами (ДР-2006) [59]. Це у свою чергу дозволить знизити індивідуальні дози опромінення сільського населення забруднених територій до рівнів установлених Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97) [102].

Науковий досвід, накопичений у радіоекології дозволяє зробити такий висновок: основним фактором, що лімітує допустиме радіоактивне забруднення ґрунтів, у досить широкому діапазоні значень, є перехід радіонуклідів із ґрунту у врожай рослин [139]. При цьому саме властивості ґрунту впливають на трансформацію форм радіонуклідів у ґрунті [11], які й визначають величину забруднення врожаю. У цьому зв'язку ступінь забруднення ^{137}Cs врожаю сільськогосподарських культур, вирощених на забруднених ґрунтах сільськогосподарських угідь, буде основним критерієм визначення допустимого рівня забруднення ґрунту радіонуклідом ДРЗГ.

Однак у віддалений після аварії період часу, для одержання сільськогосподарської продукції з вмістом у ній радіонуклідів не вище діючих гігієнічних нормативів, потрібно було провести радіоекологічне обґрунтування допустимого вмісту радіонуклідів у різних типах ґрунтів сільськогосподарських угідь, яке б базувалось на параметрах міграції ^{137}Cs в системі ґрунт-рослина, що були б отримані саме в період стабілізації цих показників. Подібні розрахунки проведено в своїй роботі Дутовим О.І. [61], однак в його роботі нормативи було розраховано за експериментальними даними, що були отримані до 1995 р., і при цьому відсутні значення для найбільш критичних торфових ґрунтів. В той період часу параметри біогенної міграції ^{137}Cs в системі ґрунти-рослина для сільськогосподарських культур і основних типів ґрунтів ще не стабілізувались, тому на сьогодні використання цих нормативів буде не коректним. Отже ця проблема потребує сучасного підходу для свого вирішення [72, 74].

Радіоекологічне обґрунтування допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs основних типів ґрунту (ДРЗГ) Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС полягав у наступному [77].

По-перше, порівняння величин коефіцієнтів переходу ^{137}Cs отриманих в наших дослідженнях показало, що КП цього радіонукліду практично стабілізувались

вже до 2000 року, про що доводить проведене нами порівняння отриманих коефіцієнтів переходу в часі, що минув після Чорнобильської аварії.

По-друге у 2008-2010 р. річні розбіжності значень КП практично не перевищують точності прогнозу параметрів забруднення ^{137}Cs урожаю сільськогосподарських культур - середні за 3 роки значення КП розрізняються від річних менше, ніж у 2 рази, отже використання для прогнозу цих середніх за 3 роки значень є коректним.

Тому, для забезпечення вказаного вище принципу розрахунку ДРЗГ ^{137}Cs у ґрунтах сільськогосподарських угідь, було використано такий методичний підхід, який ґрунтувався на методології розрахунку чисельних значень нормативів з урахуванням загальновідомих закономірностей міграції ^{137}Cs по ланках трофічних ланцюгів людини та отриманих у наших дослідницьких експериментах параметрів міграції ^{137}Cs у ланцюгу «ґрунт-рослинницька продукція». При розрахунку ДРЗГ, використовували загальновідомі в науковій літературі міграційні закономірності розподілу ^{137}Cs за параметрами забруднення ґрунту і урожаю сільськогосподарських культур та за параметрами забруднення корму і тваринницької продукції.

Розрахунок значень нормативу "Допустимий вміст ^{137}Cs у ґрунтах сільськогосподарських угідь України забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС" починали з визначення величини вмісту ^{137}Cs у рослинних кормах, згодовування яких забезпечувало б одержання продукції (молока й м'яса) у межах діючих гігієнічних нормативів (ДР-2006) [59]. Інакше кажучи, визначали кількість ^{137}Cs у добовому раціоні великої рогатої худоби, що могла б забезпечити неперевищення діючих гігієнічних нормативів його вмісту в молоці і м'ясі.

У розрахунках застосовували найбільш критичний, з радіоекологічної точки зору, раціон, в якому використовують тільки зелену масу лучної трави. Тобто, застосовували в розрахунках раціон, що, за результатами польових досліджень, містив найбільшу кількість ^{137}Cs [62, 48, 108]. Якщо прийняти кількість зеленої маси в середньодобовому раціоні – 50 кг/на одну голову, тоді вміст ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону корови (A_p) можна обчислити за формулою:

$$A_p = A_{zm} \times 50 \quad (4.1)$$

де: A_p – вміст ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону, Бк/раціон; $A_{зм}$ – питома активність зеленої маси по ^{137}Cs , Бк/кг; 50 – маса добового раціону, кг/голову.

Використовуючи загальновідомі закономірності переходу ^{137}Cs з кормового раціону тварин у продукцію (молоко і м'ясо) [36, 116], згідно яких у кожен літр молока великої рогатої худоби в середньому переходить 1% ^{137}Cs , що міститься в добовому раціоні, а в кілограм м'яса – 4 % (тобто, коефіцієнти концентрації (KK) цього радіонукліда в молоці й м'ясі дорівнюють, відповідно, 0,01 й 0,04), можна вивести формулу вмісту ^{137}Cs у молоці:

$$A_{\text{молоко}} = A_p \times KK \quad (4.2)$$

де: $A_{\text{молоко}}$ – питома активність ^{137}Cs у молоці, Бк/л; A_p – вміст ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону, Бк/раціон; KK – коефіцієнт концентрації ^{137}Cs у молоці (KK), (раціон/л).

З формули 4.2 відповідно можна визначити вміст ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону (A_p), Бк/раціон:

$$A_p = \frac{A_{\text{молоко}}}{KK} \quad (4.3)$$

Підставивши у формулу 4.3 замість питомої активності ^{137}Cs у молоці санітарно-гігієнічний норматив допустимого вмісту ^{137}Cs у молоці ($ДР_{\text{молоко}}$, якій згідно ДР-2006 дорівнює 100 Бк/л), одержимо формулу розрахунку допустимого вмісту ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону (A_p , Бк/раціон):

$$A_p = \frac{ДР_{\text{молоко}}}{KK} \quad (4.4)$$

Підставивши з формули 4.3 у формулу 4.4 значення вмісту ^{137}Cs у зеленій масі добового раціону, можна вивести формулу (4.4) для визначення допустимої питомої активності ^{137}Cs у зеленій масі, згодовування якої дозволить одержувати молоко із вмістом ^{137}Cs не вище діючого санітарно-гігієнічного нормативу (ДР-2006):

$$A_{зм} = \frac{ДР_{\text{молоко}}}{KK \times 50} \quad (4.5)$$

де: $A_{зм}$ – допустима питома активність ^{137}Cs у зеленій масі, Бк/кг; $ДР_{\text{молоко}}$ – допустимий вміст ^{137}Cs у молоці, Бк/л; $КК$ – коефіцієнт концентрації ^{137}Cs у молоці, (раціон/л); 50 – маса добового раціону, кг/голову.

Підставивши у формулу 4.5 значення допустимого вмісту ^{137}Cs у молоці (100 Бк/кг) і значення коефіцієнта концентрації ^{137}Cs з добового раціону в молоці (0,01 раціон/л), і зробивши розрахунок, ми одержимо гранично допустиму питому активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування коровам стада молочного напрямку продуктивності рівною 200 Бк/кг.

Таким чином, для виробництва молока із вмістом ^{137}Cs не вище 100 Бк/л, питома активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування коровам стада молочного напрямку повинна бути не вище 200 Бк/кг. Цю величину, а також експериментально отримані КП ^{137}Cs для зеленої маси, можна використати в розрахунках допустимого вмісту ^{137}Cs у відповідних типах ґрунтів пасовищ по формулі 2.

Згідно діючих в Україні санітарно-гігієнічних нормативів (ДР-2006) вміст ^{137}Cs у молоці для дитячого харчування не повинен перевищувати 40 Бк/л, тому допустима питома активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування коровам стада молочного напрямку продуктивності повинна бути в 2,5 рази нижче (тобто 80 Бк/кг). Відповідно в 2,5 рази нижче повинне бути й вміст ^{137}Cs у ґрунті пасовищ для стада молочного напрямку, від якого отримують молоко для дитячого харчування.

Допустиму питому активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування великої рогатої худоби стада м'ясного напрямку, що дозволить одержувати м'ясо із вмістом ^{137}Cs не вище діючого санітарно-гігієнічного нормативу ДР-2006 (200 Бк/кг) можна розрахувати по формулі:

$$A_{зм} = \frac{ДР_{\text{мясо}}}{КК \times 50} \quad (4.6)$$

де: $A_{зм}$ – допустима питома активність ^{137}Cs у зеленій масі, Бк/кг; $ДР_{\text{мясо}}$ – допустимий вміст ^{137}Cs у м'ясі, Бк/кг; $КК$ – коефіцієнт концентрації ^{137}Cs у м'ясі, (раціон/кг); 50 – маса добового раціону, кг/голову

Підставивши у формулу 4.6 значення гранично допустимого вмісту ^{137}Cs у м'ясі (200 Бк/кг) і значення коефіцієнта концентрації ^{137}Cs з добового раціону в молоці (0,04 раціон/кг), і провівши розрахунок, ми одержимо гранично допустиму

питому активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування великій рогатій худобі стада м'ясного напрямку продуктивності рівною 100 Бк/кг.

Таким чином, для одержання м'яса із вмістом ^{137}Cs не вище 200 Бк/л, питома активність ^{137}Cs у зеленій масі для згодовування великій рогатій худобі стада м'ясного напрямку повинна бути не вище 100 Бк/кг.

Виходячи з того, що для виробництва молока й м'яса використовують ті самі угіддя, виробництво м'яса є обмежуючим чинником при розрахунку значень нормативу "Допустимий вміст ^{137}Cs у ґрунтах сільськогосподарських угідь України, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС" для всієї продукції тваринництва. Тобто, при розрахунку допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs в основних типах ґрунтів пасовищ, його питома активність у зеленій масі для годівлі великої рогатої худоби не повинна перевищувати 100 Бк/кг, що забезпечить неперевищення нормативів вмісту ^{137}Cs як у м'ясі, так й у молоці.

Для виробництва сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених після аварії на ЧАЕС територіях у віддалений період можна використовувати значення допустимих рівнів забруднення ґрунту (ДРЗГ) ^{137}Cs , величину яких розраховано з використанням значень коефіцієнтів переходу ^{137}Cs , отриманих у ході моніторингових досліджень, з урахуванням ефективності захисних заходів та державних гігієнічних нормативів ДР-2006.

Тоді, допустимі рівні забруднення ґрунту ^{137}Cs для вирощування сільськогосподарських культур у польовій сівозміні розраховано за формулою:

$$\ddot{A} \quad D = \frac{\ddot{A} \cdot \tilde{A} \cdot 0}{\hat{E} \cdot \tilde{I}} \cdot \dot{A}_e \quad (4.1)$$

де: КП – коефіцієнт переходу ^{137}Cs в системі «ґрунт-рослина», (Бк·кг⁻¹)/(кБк·м⁻²); E_k – ефективність захисних заходів, разів.

Допустимі рівні забруднення ґрунту ^{137}Cs на ріллі, луках та пасовищах різних типів для випасу великої рогатої худоби та заготівлі сіна розраховано за формулою:

$$D \quad P = \frac{D \cdot \tilde{P} \cdot 0}{K \cdot \tilde{M} \cdot K} \cdot \frac{0}{K^k} \quad (4.2)$$

де: m – маса добового раціону ВРХ, кг·добу⁻¹; КК – коефіцієнт концентрації ^{137}Cs у молоці/м'ясі, % від вмісту радіонукліду у добовому раціоні.

Для розрахунків використовували найбільш критичний раціон ВРХ, що включає виключно зелену масу лучних трав у пасовищний період чи сіно сіяних трав в стійловий. Коефіцієнт концентрації ^{137}Cs у молоці складає 1%, у м'ясі – 4% [132, 144]. Маса добового раціону ВРХ становить 10 кг сіна чи 60 кг трави.

4.2. Допустимі рівні забруднення ґрунту радіоцезієм для ведення рослинництва на радіоактивно забруднених територіях

Значення розрахованих радіоекологічно обґрунтованих допустимих рівнів забруднення основних типів ґрунту ^{137}Cs на радіоактивно забруднених сільськогосподарських угіддях України у віддалений період після аварії на ЧАЕС, що дозволяють забезпечити дотримання гігієнічних нормативів (ДР-06) вмісту цезію у рослинній сировині та продуктах харчування, представлено у табл. 4.1.

Дані табл. 4.1 вказують на те, що у віддалений період після аварії на ЧАЕС обмеження на вирощування сільськогосподарської продукції в польовій сівозміні існують для невеликого набору культур та 2 типів ґрунту на територіях, де згідно українського законодавства дозволене ведення сільськогосподарського виробництва ($D < 555 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$). Згідно представлених у табл. 4.1 розрахунків на територіях південних районів Київської області (Васильківський, Фастівський, Богуславський, Таращанський та інш.), де поширені чорноземи опідзолені, у віддалений період після аварії на ЧАЕС можна вести господарство без будь-яких обмежень (рис. 4.1).

Виключенням є тільки гречка, ДРЗГ ^{137}Cs для якої на чорноземі опідзоленому становить $200 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ (приблизно $5 \text{ Кі}\cdot\text{км}^{-2}$).

Для господарств Іванківського і Поліського районів Київської та Народицького і Овруцького районів Житомирської областей з дерново-підзолистим ґрунтом слід приділяти увагу овочевим культурам та коренеплодам на угіддях з щільністю забруднення ґрунту вище $330 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($\approx 10 \text{ Кі}\cdot\text{км}^{-2}$). Застосування будь-якого з захисних заходів, запропонованих у роботі, дозволяє отримувати овочі та коренеплоди на цих угіддях згідно державних нормативів.

Таблиця 4.1

Допустимі рівні забруднення ґрунту (ДРЗГ) ^{137}Cs у віддалений післязаварійний період для вирощування зернових, овочевих культур, картоплі та сіяних трав

Культура	Тип ґрунту*	ДРЗГ ^{137}Cs , кБк·м ⁻²			
		без контрзаходів	при внесенні добрив, вапна	при переробці	внесення добрив, вапна + переробка
Молоко, ДР-2006 – 100 Бк·кг⁻¹					
Конюшина, сіно	ТБ	160	290	195	350**
	ДП	1820	4 000	2 180	4 800**
	ЧО	3 450	5 520	4 140	6 620**
Сіяні злакові трави, сіно	ТБ	310	660	375	790**
	ДП	4 170	7 920	5 000	9 500**
	ЧО	8 330	12 500	10 000	15 000**
Картопля ДР-2006 – 60 Бк·кг⁻¹, овочеві культури ДР-2006 – 40 Бк·кг⁻¹					
Буряк, коренеплоди	ТБ	140	185	190	230
	ДП	330	440	470	650
	ЧО	570	740	800	1 200
Капуста, качан, огірки, плоди	ДП	365	650	580	870
	ЧО	490	885	780	940
Картопля, бульби	ТБ	215	300	300	420
	ДП	1 130	1 470	1 585	2 380
	ЧО	2 860	3 700	4 000	4 800
Зернові культури ДР-2006 зерно – 50 Бк·кг⁻¹					
Гречка, зерно	ЧО	200	260	560***	730
Овес, зерно	ДП	620	990	1 730	2 765
	ЧО	1 560	2 030	4 375	5 690
Жито, зерно	ТБ	330	530	930	1 490
	ДП	810	1 290	2 260	3 610
	ЧО	1 670	2 170	4 670	6 070

* ТБ – торфово-болотний, ДП – дерново-підзолистий, ЧО – чорнозем опідзолений;

** Продукт переробки – вершки, сир;

*** Переробка на ядрицю, $E_k = 3,3$ рази [Прістер Б.С., Перепелятнікова Л.В., 2001]

На інших територіях вирощування цих сільськогосподарських культур проводиться без обмежень.

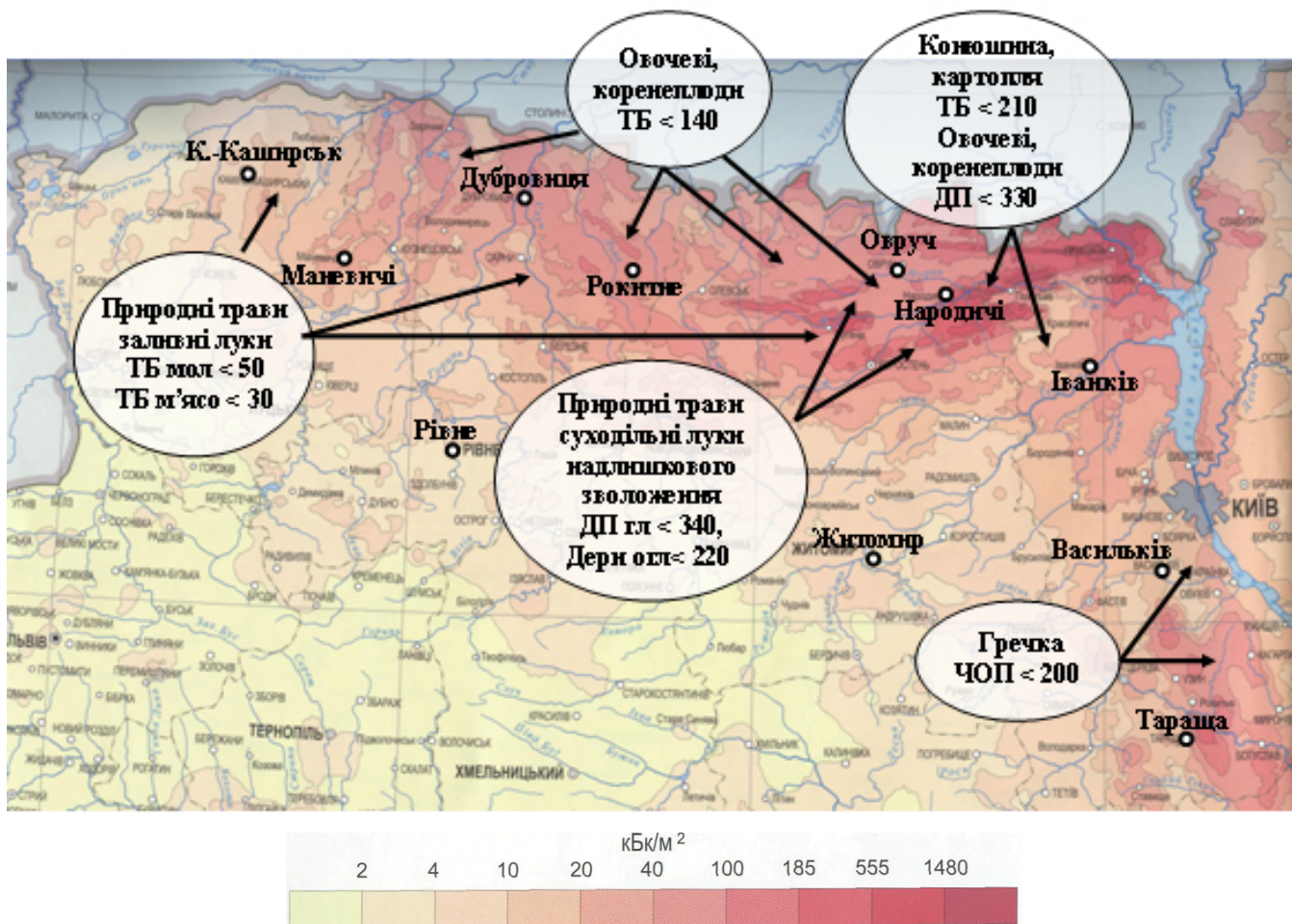


Рис. 4.1. Обмеження за значенням ДРЗГ ^{137}Cs для вирощування сільськогосподарської продукції на карті забруднення ґрунту ^{137}Cs , $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ [Ошибка! Источник ссылки не найден.]

На угіддях з торфово-болотними ґрунтами слід ретельно підходити до вирощування сіяних трав, бульб і коренеплодів не тільки в Київській та Житомирській, а і у більш віддалених від епіцентру аварії Рівненській і Волинській областях, де ДРЗГ для вирощування конюшини та сіяних злакових трав у якості кормів для ВРХ становлять $160\text{-}310 \text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($3\text{-}5 \text{Кі}\cdot\text{км}^{-2}$), бульб та коренеплодів – $140\text{-}210 \text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($3\text{-}5 \text{Кі}\cdot\text{км}^{-2}$), овочевих культур та жита – $330\text{-}365 \text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$ ($>5 \text{Кі}\cdot\text{км}^{-2}$). Для територій, на яких існують обмеження за рівнями забруднення ґрунту, необхідно обов'язково використовувати дані табл. 8 з урахуванням ефективності захисних заходів для отримання продукції з рівнями забруднення нижче вимог ДР-2006.

4.3. Оцінка допустимих рівнів заруднення ґрунту ^{137}Cs для ведення кормовиробництва

При виробництві молока і м'яса з використанням природних пасовищ України у віддалений період пропонуються більш жорсткіші обмеження (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Допустимі рівні забруднення основних типів ґрунтів ^{137}Cs радіоактивно забруднених природних лук пасовищ у віддалений післяаварійний період при годівлі великої рогатої худоби для отримання м'яса і молока у відповідності з ДР-2006

Тип луки	Тип ґрунту	ДРЗГ ^{137}Cs ґрунту, $\text{кБк}\cdot\text{м}^{-2}$					
		молоко, ДР-2006 – $100 \text{ кБк}\cdot\text{л}^{-1}$				м'ясо, ДР-2006 – $200 \text{ кБк}\cdot\text{кг}^{-1}$	
		цільне	сир к.-м.*	вершки, сметана	масло	смажене, запечене	варене
Суходільний нормальний	лучно-чорноземний	10 000	11 000	12 000	80 000	6 000	13 000
	дерново-підзолистий піщаний та супіщаний	2 000	2 200	2 400	16 000	1 200	2 600
	дерновий піщаний та супіщаний	710	780	850	5 680	430	930
Суходільний надлишкового зволоження, заплавної вологий	лучний	1390	1530	1 670	11 120	830	1 800
	дерново-підзолистий оглеєний	340	370	410	2 720	200	450
	дерновий глейовий	220	240	260	1 760	130	290
Заливний чи низинний	торфово-глейовий	90	100	110	720	50	120
	торфовище низинне	50	55	60	400	30	60

*сир кисломолочний

Причому, на суходільних луках нормального зволоження з лучно-чорноземними, дерново-підзолистими та дерновими піщаними і супіщаними

грунтами, а також суходільних надлишкового зволоження з алювіальними лучними грунтами випасати худобу та заготовляти сіно можна без обмежень на всіх радіоактивно забруднених територіях України. На луках заплавних вологих та з надлишковим зволоженням, де переважають дерново-підзолисті та дернові ґрунти різного ступеню оглеєння, увагу слід приділяти територіям, де ДРЗГ перевищують 220-340 кБк·м⁻² для виробництва молока та 130-200 кБк·м⁻² для виробництва м'яса. Необхідно ретельно підходити до використання для випасу худоби перезволожених заливних чи низинних лук та пасовищ з торфовими ґрунтами на всій території радіоактивного сліду, особливо в Рівненській та Волинській областях, де вони найбільш поширені, для яких ДРЗГ ¹³⁷Cs становить 50-90 кБк·м⁻² (1,5-2,5 Кі·км⁻²) для виробництва молока та 30-50 кБк·м⁻² (1-2 Кі·км⁻²) для виробництва м'яса.

Для критичних територій важливо використовувати дані про ефективність захисних заходів, які дають змогу знизити вміст радіонукліду в кінцевому продукті від 1,2 до 10 разів. Використання населенням даних про ефективність домашньої переробки забрудненої рослинницької і тваринницької сільськогосподарської сировини дозволить більш раціонально використовувати продукцію особистих підсобних господарств, знизити надходження ¹³⁷Cs в організм людини та попередити формування дози внутрішнього опромінення [138, 118].

Отримані в ході експерименту дані про забруднення сільськогосподарської продукції, а також значення допустимих рівнів забруднення ґрунту вказують на те, що у віддалений період після викиду радіонуклідів критичною ланкою агровиробництва є тваринництво.

Головний принцип ведення тваринництва в умовах радіоактивного забруднення території: не виробляти продукцію, а потім контролювати чи відповідає рівень її забруднення нормативу, а забезпечити раціон, вміст радіонукліду в якому не приведе до перевищення ДР. Дані табл. 4.1 та 4.2 дають змогу задовольнити цей принцип у повному обсязі.

Раціон великої рогатої худоби відіграє важливу роль у зменшенні переходу радіонуклідів із кормів у продукцію тваринництва. Змінюючи його склад можна в 2–5 разів знизити вміст ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs у молоці, м'ясі та субпродуктах. Немає потреби наголошувати, що в основі складання раціонів повинна бути інформація про рівні

забруднення кормів радіоактивними речовинами. Доцільно використовувати інформацію про щільність забруднення ґрунтів на полях, де вирощуються корми.

Необхідно зазначити, що на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, коли ситуація з щільністю забруднення ґрунтів головним чином визначена, при відсутності перевищень ДР вмісту радіонуклідів в продуктах харчування регламентовані дози опромінення також не будуть перевищені.

В межах конкретного району, господарства, населеного пункту, на підставі даних про щільність радіоактивного забруднення території, необхідно виділяти найменш забруднені площі кормових угідь, які можуть використовуватись населенням для випасу тварин і заготівлі сіна. Більш забруднені землі можна буде використовувати для вирощування зернових і технічних культур, а також картоплі.

ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 4

Розраховані допустимі рівні забруднення ґрунту ^{137}Cs ДРЗГ дають змогу визначити, на яких саме територіях і в яких об'ємах повинні проводитися захисні заходи згідно принципів виправданості, не перевищення та оптимізації.

У віддалений період – період стабілізації доступних форм ^{137}Cs у ґрунті, за рахунок введення допустимих концентрацій цього радіонукліда для різних типів ґрунтів, можна гарантовано одержувати сільськогосподарську продукцію, у якій не будуть перевищені допустимі рівні вмісту ^{137}Cs , що установлені діючими в Україні гігієнічними нормативами (ДР-2006)]. Це у свою чергу дозволить знизити індивідуальні дози опромінення сільського населення забруднених територій до рівнів установлених Нормами радіаційної безпеки України (НРБУ-97).

Радіоекологічне обґрунтування допустимих рівнів забруднення ^{137}Cs основних типів ґрунту (ДРЗГ) Українського Полісся у віддалений період після аварії на ЧАЕС полягав у наступному.

По-перше, порівняння величин коефіцієнтів переходу ^{137}Cs отриманих в наших дослідженнях показало, що КП цього радіонукліду практично стабілізувались

вже до 2000 року, про що доводить проведене нами порівняння отриманих коефіцієнтів переходу в часі, що минув після Чорнобильської аварії.

По-друге у 2008-2010 р. річні розбіжності значень КП практично не перевищують точності прогнозу параметрів забруднення ^{137}Cs урожаю сільськогосподарських культур - середні за 3 роки значення КП розрізняються від річних менше, ніж у 2 рази, отже використання для прогнозу цих середніх за 3 роки значень є коректним.

Для виробництва сільськогосподарської продукції на радіоактивно забруднених після аварії на ЧАЕС територіях у віддалений період можна використовувати значення допустимих рівнів забруднення ґрунту (ДРЗГ) ^{137}Cs , величину яких розраховано з використанням значень коефіцієнтів переходу ^{137}Cs , отриманих у ході моніторингових досліджень, з урахуванням ефективності захисних заходів та державних гігієнічних нормативів ДР-2006.

Отримані в ході експерименту дані про забруднення сільськогосподарської продукції, а також значення допустимих рівнів забруднення ґрунту вказують на те, що у віддалений період після викиду радіонуклідів критичною ланкою агровиробництва є тваринництво.

Головний принцип ведення тваринництва в умовах радіоактивного забруднення території: не виробляти продукцію, а потім контролювати чи відповідає рівень її забруднення нормативу, а забезпечити раціон, вміст радіонукліду в якому не приведе до перевищення ДР. Дані табл. 4.1 та 4.2 дають змогу задовольнити цей принцип у повному обсязі.

ВИСНОВКИ

У результаті проведених досліджень визначені основні фактори, що впливають на надходження ^{137}Cs з основних типів ґрунтів радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь Українського Полісся в сільськогосподарські культури у віддалений період після Чорнобильської аварії: тип ґрунту, вид сільськогосподарської культури, тип луків та ступінь її зволоження. Оцінка радіоекологічної ситуації на радіоактивно забруднених угіддях показала, що основні фактори впливу на надходження ^{137}Cs з основних типів ґрунтів радіоактивно забруднених сільськогосподарських угідь для віддаленого періоду не відрізняються від факторів попереднього періоду. Оскільки за рахунок процесів іммобілізації ^{137}Cs ґрунтово-поглинаючим комплексом значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів в рослини значно зменшилися, для радіоекологічного обґрунтування допустимих рівнів забруднення ґрунтів ^{137}Cs коректно використовувати КП ^{137}Cs , що отримані в даний період для різних умов ведення господарства.

1. Для умов віддаленого періоду отримано величини КП ^{137}Cs з основних типів ґрунтів в урожай сільськогосподарських культур, що складають основу раціону населення радіоактивно забруднених територій. Дані моніторингу показали, що відмінності між значеннями КП ^{137}Cs в різні сільськогосподарські культури на одному типі ґрунту становили від 2 до 14 разів. На всіх типах ґрунтів відслідковувався порядок розташування сільськогосподарських культур за зменшенням накопичення ^{137}Cs в урожаї: зелена маса конюшини > сіно сіяних злакових трав > коренеплоди буряку > качани капусти > огірки > зерно вівса > зерно озимого жита > бульби картоплі.

Встановлено, що найбільші значення КП ^{137}Cs для всіх культур – на торфово-болотному ґрунті, у 2-13 разів менші – на дерново-підзолистому ґрунті та у 4-26 разів – на чорноземі опідзоленому.

2. Найменші значення КП ^{137}Cs отримано для трав суходільних луків нормального зволоження, що розміщені на лучно-чорноземних, дернових та дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах із злаково-різнотравним травостоєм. Найбільші значення КП ^{137}Cs відмічено на заливних та низинних луках

із різнотравно-осоковим травостоем на торфово-глейових ґрунтах та торфовищах, які відрізняються від значень КП для суходольних луків від 10 до 100 разів. Через більш, ніж 20 років після випадіння ^{137}Cs , на всіх типах луків відмічається зменшення до 2 разів КП ^{137}Cs з ґрунту в лучну рослинність протягом трьох років досліджень.

3. Визначено коефіцієнти переходу ^{137}Cs з чорнозему опідзоленого в зерно гречки та встановлено вплив її сортових відмінностей на значення КП. Встановлено, що КП ^{137}Cs для зерна гречки були в 4-8 разів більшими за коефіцієнти переходу в зерно інших зернових культур. Відмінності в накопиченні ^{137}Cs між сортами гречки значно менші і становили до 2,2 рази.

4. Оцінено ефективність застосування захисних агрохімічних заходів для зменшення накопичення ^{137}Cs з ґрунту в урожай основних сільськогосподарських культур для віддаленого періоду. Найбільшу ефективність агрохімічних заходів отримано на дерново-підзолистому ґрунті для конюшини та злакових трав (1,5-2,2 рази), а найменшу – на чорноземі опідзоленому (1,5-1,6 разів). Ефективність застосування добрив та вапна під овес та картоплю на всіх типах ґрунту була меншою, і складала від 1,2 до 1,6 разів. Підтверджено, що ефективність захисних агрохімічних заходів не змінюється з часом після випадіння радіонуклідів.

5. Доведено вплив основних способів переробки сільськогосподарської сировини рослинного походження в домашніх умовах особистих підсобних господарств на кількісний розподіл ^{137}Cs в кінцевих продуктах переробки. При варінні бульб та коренеплодів вміст ^{137}Cs знижується у 1,4-1,5 разів, засолюванні та маринуванні овочів в 1,6-2,2 рази. Переробка зерна на борошно дозволяє знизити вміст ^{137}Cs в продуктах харчування у порівнянні з сировиною в 2,8-3,3 рази.

6. Визначено ефективність переробки тваринницької продукції в домашніх умовах для зменшення вмісту ^{137}Cs в кінцевому продукті. Найменшу ефективність переробки молока (1,1-1,2 рази) отримано при переробці на кисломолочний сир, незначно більшу (1,2-1,5 рази) – при виготовленні вершків та сметани. Найбільша ефективність зниження вмісту ^{137}Cs (8-10 разів) відмічена при переробці молока на масло. Найбільш ефективним способом переробки м'яса є варіння (2,6-2,8 разів), в той час, як його смаження та запікання мають ефективність лише від 1,1 до 1,9 разів.

7. З урахуванням отриманих у віддалений період після Чорнобильської аварії кількісних параметрів біогенної міграції ^{137}Cs для основних сільськогосподарських культур і процесів домашньої переробки рослинної та тваринної сировини, продукція яких формує основну дозу опромінення населення, що мешкає на радіоактивно забруднених територіях, розраховано радіоекологічно обґрунтовані допустимі рівні забруднення основних типів ґрунтів (ДРЗГ) ^{137}Cs . Використання цих ДРЗГ дозволить не тільки забезпечити неперевищення державних гігієнічних нормативів (ДР-2006) вмісту радіонуклідів в продуктах харчування, а і раціонально використовувати угіддя, захисні заходи та сільськогосподарську сировину.

ПРОПОЗИЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

1. При плануванні заходів подолання наслідків аварії на ЧАЕС та веденні сільськогосподарського виробництва на радіоактивно забруднених угіддях рекомендовано використовувати «Комплексну науково-обґрунтовану програму заходів щодо забезпечення відповідності чинним державним гігієнічним нормативам продукції місцевого виробництва, якою харчуються діти критичних населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення» та пам'ятку «Рациональне використання радіоактивно забруднених лучних угідь».

2. Використання науково обґрунтованих допустимих рівнів забруднення ґрунту (ДРЗГ) сільськогосподарських угідь України ^{137}Cs , дозволить сільському населенню, що проживає на радіоактивно забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС територіях, забезпечити виробництво продуктів харчування з неперевищенням діючих санітарно-гігієнічних нормативів (ДР-2006).

ДОДАТОК А

Результати спектрометричного аналізу зразків ґрунту, відібраних у 2008-2010 р. у ході моніторингових досліджень

№ п/п	Шифр зразка	Назва та характеристика зразка	Тип ґрунту	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹
1	557	№1 с.Карпилівка Рокитнівського Рівненської обл.	р-ну Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	300±30
2	556	№2 с.Карпилівка Рокитнівського Рівненської обл.	р-ну Дерново - слабопідзолистий глинисто - піщаний на давньоалювіальних пісках з прошарками суглинку	218±13
3	560	№3 с.Масевичі Рокитнівського Рівненської обл.	р-ну Дерновий оглеєний глеюватий на водно льодовикових відкладах	71±6
4	555	№4 с.Клесів Сарненського Рівненської обл.	р-ну Дерновий глеюватий на давньоалювіальних пісках	57±6
5	552	№5 с.Прилісне Маневицького Волинської обл.	р-ну Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	165±15
6	551	№6 с.Прилісне Маневицького Волинської обл.	р-ну Дерново-слабопідзолистий супіщаний на давньоалювіальних пісках	124±25
7	558	№7 с.Карасин Маневицького Волинської обл.	р-ну Торфово - болотний осушений на малопотужних низинних торфах	173±17
8	559	№8 с.Лишнівка Маневицького Волинської обл.	р-ну Дерновий пілувато - піщаний на водно льодовикових пісках	57±3
9	565	№9 с.Галузія Маневицького Волинської обл.	р-ну Дерновий пілувато - піщаний на водно льодовикових пісках	56±8
10	561	№10 с.Галузія Маневицького Волинської обл.	р-ну Дерново - слабопідзолистий супіщаний	45±3
11	554	№11 с.Костюхнівка Маневицького Волинської обл.	р-ну Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	147±15

12	562	№12 с.Колодії Маневицького р-ну Волинської обл.	Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	140±10
13	564	№13 с.Міляч Дубровицького р-ну Рівненської обл.	Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	486±19
14	563	№14 с.Великі Озера Дубровицького р-ну Рівненської обл.	Торфовище низинних боліт	303±21
15	553	№15 с.Великий Черемиль Дубровицького р-ну Рівненської обл.	Торф'янисто - глейовий на давньоалювіальних пісках	320±16
16	588	№16 с.Шибене Бородянського р-ну Київської обл.	Дерново - слабопідзолистий пілувато - піщаний на пілуватих водно - льодовикових пісках	120±10
17	567	№17 с.Шибене Бородянського р-ну Київської обл.	Торфовий карбонатний на оглеєній мінеральній породі	150±12
18	577	№18 с.Соснівка Іванівського р-ну Київської обл.	Торфово-болотний осушений на потужних торфах	210±17
19	493	№19 с.Соснівка Іванівського р-ну Київської обл.	Дерново - слабопідзолистий пілувато - піщаний на пілуватих водно - льодовикових пісках	150±11
20	568	№20 с.Пироговичі Іванківського р-ну Київської обл.	Дерновий глеюватий на суглинкових відкладах, підстелених піском та суглинком	220±13
21	583	№20а с.Пироговичі Іванківського р-ну Київської обл.	Дерново - слабопідзолистий пілувато - піщаний на пілуватих водно - льодовикових пісках	180±9
22	574	№21 с.Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	Дерново - слабопідзолистий піщаний на водно - льодовикових пісках	155±11
23	585	№21а с.Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	Дерново - слабопідзолистий піщаний на водно - льодовикових пісках	97±7
24	586	№22 с.Лозниця Народицького р-ну Житомирської обл.	Дерново - підзолистий піщаний на давньоалювіальних пісках	1900±38
25	594	№22а с.Лозниця Народицького р-ну Житомирської обл.	Дерново - слабопідзолистий піщаний на водно - льодовикових пісках	1450±44

26	573	№23 с.Ганнівка Житомирської обл.	Народицького	р-ну	Дерново - підзолистий глеюватий легкосуглинистий на суглинкових відкладах	1200±48
27	580	№24 с.Жерев Житомирської обл.	Народицького	р-ну	Дерново - слабопідзолистий пилувато-піщаний на пилуватих водно - льодовикових пісках	270±11
28	576	№24а с.Жерев Житомирської обл.	Народицького	р-ну	Лучний середньосуглинковий глеюватий на давньоалювіальних суглинках	230±14
29	571	№25 с.Селець Житомирської обл.	Народицького	р-ну	Дерновий оглеєний глеюватий легкосуглинковий на водно - льодовикових суглинках	1060±32
30	590	№26 с.Гладковичі Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерново - слабопідзолистий пилувато-піщаний на пилуватих воднольодовикових пісках	60±6
31	578	№26а с.Гладковичі Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерновий слабogleюватий супіщаний на давньоалювіальних пісках, що підстеляються суглинками	110±9
32	582	№27 с.Каменівка Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерново - слабопідзолистий глинисто-піщаний на воднольодовикових пісках	462±18
33	587	№27а с.Каменівка Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерново - слабопідзолистий глинисто-піщаний на воднольодовикових пісках	434±13
34	581	№28 с.Мощаниця Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Алювіальний дерновий глеюватий пилувато - піщаний на алювіальних пісках	770±23
35	592	№29 с.Чабан Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерново - підзолистий глеюватий легкосуглинистий на суглинкових відкладах	255±18
36	569	№30 с.Красилівка Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерновий оглеєний глеюватий легкосуглинистий на водно льодовикових суглинках	128±10
37	575	№30а с.Красилівка Житомирської обл.	Овруцького	р-ну	Дерново - підзолистий глеюватий легкосуглинистий на суглинкових відкладах	170±17
38	572	№31 с.Ровжі Київської обл.	Вишгородського	р-ну	Дерново - слабопідзолистий піщаний на водно - льодовикових пісках	102±10

39	584	№31а с.Ровжі Вишгородського Київської обл.	р-ну	Дерновий піщаний на водно - льодовикових пісках	67±7
40	589	№32 с.Косачівка Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Дерново - слабопідзолистий піщаний на давньоалювіальних пісках	85±9
41	587	№32а с.Косачівка Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	264±18
42	591	№32б с.Косачівка Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Торфово - глейовий на давньоалювіальних пісках	254±18
43	570	№33 с.Тужар Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Дерновий оглеєний глеюватий легкосуглинистий на воднольодовикових суглинках	115±9
44	579	№34 с.Бір Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Дерново - підзолистий супіщаний на давньоалювіальних пісках	175±14
45	579	№34а с.Бір Козелецького Чернігівської обл.	р-ну	Дерново - підзолистий супіщаний на давньоалювіальних пісках	175±14
46	169	№А-5 с.Заболоття Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Дерново-слабопідзолистий супіщаний на давньоалювіальних пісках	110±9
47	171	№А-1 с.Заболоття Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Алювіальний лучний глеюватий на алювіальних пісках	53±6
48	172	№А-8 с.Заболоття Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Дерновий оглеєний глинисто - піщаний на давньоалювіальних пісках	104±7
49	173	№А-3 с.Острів Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Лучний середньосуглинковий глеюватий на давньоалювіальних суглинках	120±10
50	176	№А-2 с.Заболоття Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Алювіальний лучний легкосуглинистий середньоглибокий на алювіальних суглинках	118±11
51	174	№А-4 с.Заболоття Володимирецького Рівненської обл.	р-ну	Торфово-болотний осушений на потужних торфах	63±5

Результати спектрометричного аналізу зразків рослин і молока, відібраних у 2008- 2010 р.

№ п/п	Шифр зразка	Назва та характеристика зразка	Вид культури	Частина урожаю	Питома активність ^{137}Cs , Бк·кг ⁻¹
1	463	№21а с.Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	буряк кормовий	коренеплоди	1,0
3	496	№10 с.Галузія Маневицького р-ну Волинської обл.	жито	зерно	5,5±1,6
4	627	№16 с.Шибене Бородянського р-ну Київської обл.	овес	“ – “	1,6±0,8
5	625	№26 с.Гладковичі Овруцького р-ну Житомирської обл.	овес	“ – “	1,7±0,5
6	626	№21а с.Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	овес	“ – “	1,8±0,9
7	211	№А-5 с.Заболоття Володимирецького р-ну Рівненської обл.	овес	“ – “	1,1±0,3
8	467	№16 с.Шибене Бородянського р-ну Київської обл.	кабачки	плоди	3,8±1,0
9	470	№20а с.Пироговичі Іванківського р-ну Київської обл.	кабачки	“ – “	2,8±1,1
10	469	№22а с.Лозниця Народицького р-ну Житомирської обл.	кабачки	“ – “	13±3,3
11	471	№31 с.Ровжі Вишгородського р-ну Київської обл.	кабачки	“ – “	1,3±0,5
12	468	№26 с.Гладковичі Овруцького р-ну Житомирської обл.	огірок	“ – “	1,5±0,5
13	466	№19 с.Соснівка Іванівського р-ну Київської обл.	капуста	качан	3,0±1,0
14	465	№21а с.Мар'янівка Поліського р-ну Київської обл.	капуста	“ – “	1,6
15	448	№6 с.Прилісне Маневицького р-ну Волинської обл.	капуста	“ – “	4,4±1,1
16	462	№30а с.Красилівка Овруцького р-ну Житомирської обл.	картопля	бульби	1,6±0,4
18	629	№2 с.Карпилівка Рокитнівського р-ну Рівненської обл.	картопля	“ – “	5,0±2,5
19	455	№27 с.Каменівка Овруцького р-ну Житомирської обл.	картопля	“ – “	5,0±1,0
20	494	№16 с.Шибене Бородянського р-ну Київської обл.	картопля	“ – “	3,5±1,0
21	459	№19 с.Соснівка Іванівського р-ну Київської обл.	картопля	“ – “	1,6±0,6
22	458	№20а с.Пироговичі Іванківського р-ну Київської обл.	картопля	“ – “	3,0±0,8
23	452	№24 с.Жерев Народицького р-ну Житомирської обл.	картопля	“ – “	4,0

24	460	№26 с.Гладковичі Овруцького р-ну Житомирської обл.	картопля	“ – “	2,0
25	456	№21а с.Мар’янівка Поліського р-ну Київської обл.	картопля	“ – “	2,0
26	453	№22а с.Лозниця Народицького р-ну Житомирської обл.	картопля	“ – “	13±1,4
27	457	№31 с.Ровжі Вишгородського р-ну Київської обл.	картопля	“ – “	2,0±0,6
29	628	№10 с.Галузія Маневицького р-ну Волинської обл.	картопля	“ – “	1,7±0,9
30	630	№6 с.Прилісне Маневицького р-ну Волинської обл.	картопля	“ – “	2,5±1,3
31	631	№11 с.Костюхнівка Маневицького р-ну Волинської обл.	картопля	“ – “	2,5±1,3
33	500	№6 с.Прилісне Маневицького р-ну Волинської обл.	кукурудзи	зелена маса	3,0±0,9
34	495	№2 с.Карпилівка Рокитнівського р-ну Рівненської обл.	люпин	“ – “	20±5,0
35	487	№28 с.Мощаниця Овруцького р-ну Житомирської обл.	природні трави	сіно	2078±124
36	205	№А-1 с.Заболоття Володимирецького р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	17±5,1
37	203	№А-2 с.Заболоття Володимирецького р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	7,0
38	486	№24а с.Жерев Народицького р-ну Житомирської обл.	природні трави	“ – “	13
39	490	№4 с.Клесів Сарненського р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	210±11
40	476	№30 с.Красилівка Овруцького р-ну Житомирської обл.	природні трави	“ – “	153±14
42	485	№25 с.Селець Народицького р-ну Житомирської обл.	природні трави	“ – “	2546±127
43	504	№1 с.Карпилівка Рокитнівського р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	135±18
44	493	№3 с.Масевичі Рокитнівського р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	170±34
45	210	№А-8 с.Заболоття Володимирецького р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	268±19
46	204	№А-6 с.Рафалівка Володимирецького р-ну Рівненської обл.	природні трави	“ – “	75±10
47	492	№8 с.Лишнівка Маневицького р-ну Волинської обл.	природні трави	“ – “	200±40
48	505	№9 с.Галузія Маневицького р-ну Волинської обл.	природні трави	“ – “	213±43
49	489	№29 с.Чабан Овруцького р-ну Житомирської обл.	природні трави	“ – “	35±11
50	482	№23 с.Ганнівка Народицького р-ну Житомирської обл.	природні трави	“ – “	959±67
51	475	№20 с.Пироговичі Іванківського р-ну Київської обл.	природні трави	“ – “	207±17

ДОДАТОК Б

Таблиця 1. Додаток Б

Вміст ^{137}Cs в сіяних травах при застосуванні різних агрохімічних заходів у всі роки дослідження

Варіант контрзаходу	2008				2009				2010				Середнє значення КП
	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в грунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в грунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в грунті	КП	
ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИЙ													
СУМІШ ЗЛАКОВИХ ТРАВ, сіно													
Контроль													
I	0,13	341,4	1101,3	0,34	0,28	307,6	1230,5	0,25	0,35	282,1	1085,1	0,26	
II	0,17	306,7	1095,5	0,33	0,29	361,1	1245,1	0,29	0,30	267,0	1068,2	0,25	
III	0,12	280,3	1121,3	0,39	0,31	345,7	1280,5	0,27	0,29	295,5	1055,3	0,28	
середнє	0,14	309,5	1106,0	0,35	0,29	338,1	1252,0	0,27	0,31	281,5	1069,5	0,26	0,29
σ													0,05
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,15	302,9	1211,8	0,21	0,32	265,8	1208,1	0,17	0,29	245,3	1115,1	0,15	
II	0,13	271,7	1181,3	0,2	0,35	298,8	1195,3	0,15	0,35	260,5	1132,5	0,14	
III	0,10	303,4	1123,7	0,22	0,34	282,3	1176,3	0,16	0,38	218,0	1147,3	0,16	
середнє	0,14	292,7	1172,3	0,21	0,34	282,3	1193,2	0,16	0,34	241,3	1131,6	0,15	0,17
σ													0,03
Вапно													
I	0,12	316,5	1217,3	0,26	0,21	236,3	1181,3	0,14	0,37	268,8	1280,1	0,13	
II	0,10	278,9	1115,4	0,25	0,19	234,2	1115,5	0,13	0,39	290,5	1210,5	0,11	
III	0,13	302,5	1080,5	0,28	0,23	210,4	1107,3	0,19	0,36	221,5	1230,7	0,14	
середнє	0,12	299,3	1137,7	0,26	0,21	227,0	1134,7	0,15	0,37	260,3	1240,4	0,13	0,18
σ													0,07

N₆₀P₉₀K₁₂₀⁺ вапно													
I	0,18	256,5	1115,3	0,23	0,31	194,4	1080,3	0,15	0,39	195,5	1150,3	0,1	
II	0,17	231,2	1100,8	0,21	0,35	164,3	1095,7	0,13	0,41	237,1	1185,3	0,11	
III	0,15	206,6	1087,3	0,19	0,29	189,6	1115,1	0,17	0,38	178,7	1191,7	0,15	
середнє	0,17	231,4	1101,1	0,21	0,32	182,8	1095,4	0,15	0,39	203,8	1175,8	0,12	0,16
σ													0,04
Zn+Cu													
I	0,13	186,0	1094,2	0,17	0,30	162,4	1160,1	0,14	0,32	131,9	1099,4	0,12	
II	0,15	211,7	1102,7	0,192	0,29	180,2	1201,3	0,15	0,30	146,2	1124,7	0,13	
III	0,14	184,9	1027,4	0,18	0,29	138,8	1067,8	0,13	0,31	88,8	1109,6	0,08	
середнє	0,14	194,2	1074,8	0,18	0,29	160,5	1143,1	0,14	0,31	122,3	1111,2	0,11	0,14
σ													0,03
ЧОРНОЗЕМ													
СУМІШ ЗЛАКОВИХ ТРАВ, сіно													
Контроль													
I	0,15	23,5	146,7	0,16	0,33	16,2	147,7	0,11	0,41	11,6	145,1	0,08	
II	0,17	21,2	141,3	0,15	0,37	14,8	148,2	0,1	0,43	9,0	150,1	0,06	
III	0,16	25,5	150,2	0,17	0,35	22,7	151,2	0,15	0,42	7,5	149,7	0,05	
середнє	0,16	23,4	146,1	0,16	0,35	17,9	149,0	0,12	0,42	9,4	148,3	0,06	0,11
σ													0,05
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,19	12,1	151,3	0,08	0,31	10,6	142,7	0,074	0,43	9,9	148,4	0,07	
II	0,15	12,7	141,2	0,09	0,46	10,6	146,8	0,072	0,41	10,0	146,5	0,0681	
III	0,16	2,4	147,3	0,016	0,34	12,0	147,1	0,0813	0,34	14,2	143,3	0,099	
середнє	0,17	9,1	146,6	0,06	0,37	11,0	145,5	0,08	0,39	11,4	146,1	0,08	0,072
σ													0,02

ТОРФОВО-БОЛОТНИЙ													
СУМІШ ЗЛАКОВИХ ТРАВ, сіно													
Контроль													
I	0,12	612,9	175,1	3,5	0,31	540,3	174,3	3,1	0,37	548,2	171,3	3,2	
II	0,16	664,6	174,9	3,8	0,37	577,8	175,1	3,3	0,38	584,1	171,8	3,4	
III	0,15	647,9	175,1	3,7	0,33	559,7	174,9	3,2	0,32	602,4	172,1	3,5	
середнє	0,14	641,8	175,0	3,7	0,34	559,3	174,8	3,2	0,36	578,2	171,7	3,4	3,4
σ													0,24
N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀													
I	0,11	470,3	174,2	2,7	0,35	317,7	176,5	1,8	0,38	224,4	172,6	1,3	
II	0,13	421,9	175,8	2,4	0,34	329,1	173,2	1,9	0,37	243,3	173,8	1,4	
III	0,17	453,7	174,5	2,6	0,39	281,8	176,1	1,6	0,39	292,1	171,8	1,7	
середнє	0,14	448,7	174,8	2,6	0,36	309,5	175,3	1,8	0,38	253,3	172,7	1,5	1,93
σ													0,51
Вапно													
I	0,14	313,6	174,2	1,8	0,38	278,1	173,8	1,6	0,43	259,7	173,1	1,5	
II	0,17	334,0	175,8	1,9	0,36	261,2	174,1	1,5	0,39	242,1	172,9	1,4	
III	0,13	331,6	174,5	1,9	0,39	279,7	174,8	1,6	0,37	242,3	173,1	1,4	
середнє	0,15	326,4	174,8	1,9	0,38	273,0	174,2	1,6	0,40	248,0	173,0	1,4	1,62
σ													0,20
N ₆₀ P ₉₀ K ₁₂₀ + вапно													
I	0,21	367,3	174,9	2,1	0,41	211,3	176,1	1,2	0,45	205,0	170,8	1,2	
II	0,15	350,4	175,2	2,0	0,40	281,3	175,8	1,6	0,40	205,8	171,5	1,2	
III	0,14	330,6	174,0	1,9	0,34	193,2	175,6	1,1	0,42	259,7	173,1	1,5	
середнє	0,17	349,4	174,7	2,0	0,38	228,6	175,8	1,3	0,42	223,5	171,8	1,3	1,53
σ													0,39

Продовження табл. 1 Дод. Б

Zn+Cu													
I	0,13	559,7	174,9	3,2	0,36	362,3	172,5	2,1	0,39	325,5	171,3	1,9	
II	0,12	525,6	175,2	3,0	0,39	493,1	176,1	2,8	0,34	429,5	171,8	2,5	
III	0,19	539,4	174,0	3,1	0,31	472,0	174,8	2,7	0,39	413,0	172,1	2,4	
середнє	0,15	541,6	174,7	3,1	0,35	442,4	174,5	2,5	0,37	389,3	171,7	2,3	2,63
σ													0,45

Таблиця 2. Додаток Б

Вміст ^{137}Cs в конюшині на різних типах ґрунту при застосуванні різних агрохімічних заходів у всі роки дослідження

Варіант контрзаходу	2008				2009				2010				Середнє значення КП
	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	
ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИЙ													
КОНЮШИНА, сіно													
Контроль													
I	0,18	266,5	1211,5	0,64	0,35	316,1	1215,8	0,51	0,32	279	1213,1	0,33	
II	0,22	309,5	1190,3	0,69	0,42	288,3	1201,3	0,51	0,36	297,7	1190,7	0,35	
III	0,24	288,0	1152,1	0,65	0,44	329,1	1175,3	0,48	0,31	244,2	1163,1	0,28	
середнє	0,21	288,0	1184,6	0,66	0,40	311,2	1197,5	0,50	0,33	273,6	1189,0	0,32	0,49
σ													0,15
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,25	236,7	1315,3	0,26	0,38	183,3	1309,1	0,24	0,35	182,0	1213,5	0,19	
II	0,28	179,2	1280,1	0,24	0,45	155,5	1295,7	0,22	0,41	145,4	1211,9	0,12	
III	0,22	145,38	1215,3	0,22	0,47	217,9	1210,5	0,21	0,44	181,4	1209,5	0,15	
середнє	0,25	187,1	1270,2	0,24	0,43	185,6	1271,8	0,22	0,40	169,6	1211,63	0,15	0,21
σ													0,05
Вапно													
I	0,20	257,1	1285,3	0,30	0,37	277,4	1261,1	0,26	0,38	252,3	1201,3	0,22	
II	0,21	255,2	1215,4	0,26	0,41	324,3	1201,3	0,21	0,41	212,7	1119,5	0,19	
III	0,23	212,6	1119,1	0,29	0,45	264,4	1101,5	0,24	0,32	283,3	1180,3	0,22	
середнє	0,21	241,6	1206,6	0,28	0,41	288,7	1188,0	0,24	0,37	249,4	1167,0	0,21	0,24
σ													0,04

Продовження табл. 2 Дод. Б

N₆₀P₉₀K₁₂₀⁺ вапно													
I	0,27	178,5	1115,4	0,36	0,41	180,2	1201,3	0,27	0,41	189,6	1115,4	0,10	
II	0,23	141,8	1090,5	0,29	0,42	190,5	1120,5	0,24	0,39	168,8	1205,7	0,10	
III	0,26	141,4	1010,3	0,24	0,45	145,0	1115,3	0,22	0,45	143,4	1195,3	0,12	
середнє	0,25	153,9	1072,1	0,30	0,43	171,9	1145,7	0,24	0,42	167,3	1172,1	0,11	0,22
σ													0,09
Zn+Cu													
I	0,27	338,0	1126,8	0,30	0,47	299,9	1110,7	0,27	0,39	280,3	1168,1	0,24	
II	0,23	361,1	1128,3	0,32	0,43	332,5	1108,3	0,3	0,42	290,7	1211,3	0,24	
III	0,21	349,6	1127,9	0,31	0,42	299,8	1110,4	0,27	0,43	323,6	1198,5	0,27	
середнє	0,24	349,6	1127,7	0,31	0,44	310,7	1109,8	0,28	0,41	298,2	1192,63	0,25	0,28
σ													0,03
ЧОРНОЗЕМ													
КОНЮШИНА, сіно													
Контроль													
I	0,25	64,3	149,5	0,43	0,34	49,7	146,2	0,34	0,39	26,1	145,2	0,18	
II	0,19	60,1	150,3	0,40	0,46	48,5	147,0	0,33	0,36	28,4	149,3	0,19	
III	0,27	65,9	149,8	0,44	0,37	56,0	151,3	0,37	0,47	18,6	143,4	0,13	
середнє	0,24	63,4	149,9	0,42	0,39	51,4	148,2	0,35	0,41	24,4	146,0	0,17	0,31
σ													0,12
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,33	33,3	151,2	0,22	0,46	31,3	149,1	0,21	0,56	27,9	147,1	0,19	
II	0,28	30,8	146,8	0,21	0,43	28,6	143,2	0,2	0,39	29,2	145,9	0,2	
III	0,21	32,9	143,2	0,23	0,54	29,7	148,6	0,2	0,41	27,0	150,1	0,18	
середнє	0,27	32,3	147,1	0,22	0,48	29,9	147,0	0,20	0,45	28,0	147,7	0,19	0,20
σ													0,02

ТОРФОВО-БОЛОТНИЙ КОНЮШИНА, сіно													
Контроль													
I	0,11	1147,3	176,5	6,5	0,35	1005,7	173,4	5,8	0,27	905,8	174,2	5,2	
II	0,17	1315,5	175,4	7,5	0,34	1105,9	172,8	6,4	0,34	1094,9	173,8	6,3	
III	0,16	1097,5	174,2	6,3	0,31	1054,6	170,1	6,2	0,29	1031,4	171,9	6,0	
середнє	0,15	1186,7	175,4	6,8	0,33	1055,4	172,1	6,1	0,30	1010,7	173,3	5,8	6,2
σ													0,61
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,24	705,6	172,1	4,1	0,29	661,2	174,0	3,8	0,29	620,3	172,3	3,6	
II	0,16	715,7	170,4	4,2	0,37	620,3	172,3	3,6	0,31	587,9	172,9	3,4	
III	0,17	753,4	175,2	4,3	0,38	667,7	171,2	3,9	0,41	609,7	174,2	3,5	
середнє	0,19	724,9	172,6	4,2	0,35	649,7	172,5	3,8	0,34	605,9	173,1	3,5	3,8
σ													0,32
Вапно													
I	0,15	750,4	174,5	4,3	0,36	588,9	173,2	3,4	0,37	542,2	174,9	3,1	
II	0,11	727,4	173,2	4,2	0,31	644,2	174,1	3,7	0,46	554,9	173,4	3,2	
III	0,19	752,0	170,9	4,4	0,45	646,8	170,2	3,8	0,31	582,1	171,2	3,4	
середнє	0,15	743,3	172,9	4,3	0,37	626,6	172,5	3,6	0,38	559,7	173,2	3,2	3,7
σ													0,49
N₆₀P₉₀K₁₂₀+ вапно													
I	0,14	583,4	176,8	3,3	0,31	567,9	172,1	3,3	0,41	541,0	174,5	3,1	
II	0,21	662,3	174,3	3,8	0,43	477,1	170,4	2,8	0,32	427,8	171,1	2,5	
III	0,15	601,3	171,8	3,5	0,44	543,1	175,2	3,1	0,35	483,8	172,8	2,8	
середнє	0,17	615,7	174,3	3,5	0,39	529,4	172,6	3,1	0,36	484,2	172,8	2,8	3,1
σ													0,40

Продовження табл. 2 Дод. Б

Zn+Cu													
I	0,19	910,5	175,1	5,2	0,43	662,0	174,2	3,8	0,35	755,9	171,8	4,4	
II	0,13	797,6	173,4	4,6	0,32	730,0	173,8	4,2	0,42	615,2	170,9	3,6	
III	0,15	749,1	174,2	4,3	0,31	704,8	171,9	4,1	0,34	658,5	173,3	3,8	
середнє	0,16	819,1	174,2	4,7	0,35	698,9	173,3	4,0	0,37	676,6	172,0	3,9	4,22
σ													0,49

Таблиця 3. Додаток Б

**Вміст ^{137}Cs в бульбах картоплі на різних типах ґрунту при застосуванні різних агрохімічних заходів
у всі роки дослідження**

Варіант конгрзаходу	2008				2009				2010				Середнє значення КП	
	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП		
ЧОРНОЗЕМ ОПІДЗОЛЕНИЙ														
КАРТОПЛЯ, бульби														
Контроль														
I	1,6	2,9	150,2	0,019	1,2	2,3	145,9	0,016	1,3	2,1	148,5	0,014		
II	1,6	2,7	149,0	0,018	1,4	2,5	148,7	0,017	1,4	2,2	143,4	0,015		
III	1,8	2,4	148,6	0,016	1,5	2,6	146,6	0,018	1,2	2,4	149,1	0,016		
середнє	1,7	2,6	149,3	0,018	1,4	2,5	147,1	0,017	1,3	2,2	147,0	0,015	0,017	
σ														0,002
N₆₀P₉₀K₁₂₀														
I	1,8	2,2	149,5	0,015	2,1	1,9	146,7	0,013	2,1	1,6	146,3	0,011		
II	1,9	2,9	150,2	0,019	1,9	2,4	149,1	0,016	2,2	1,3	145,9	0,009		
III	2,0	2,7	151,3	0,018	2,0	2,2	145,2	0,015	2,4	1,3	147,1	0,009		
середнє	1,9	2,6	150,3	0,017	2,0	2,2	147,0	0,015	2,2	1,4	146,4	0,010	0,014	
σ														0,004
ТОРФОВО-БОЛОТНИЙ														
КАРТОПЛЯ, бульби														
Контроль														
I	1,1	41,6	173,4	0,24	0,85	41,9	174,5	0,24	0,81	42,6	170,5	0,25		
II	0,98	32,9	173,2	0,19	0,87	38,5	175,1	0,22	0,80	39,4	171,3	0,23		

Продовження табл. 3 Дод. Б

III	1,2	44,1	176,5	0,25	0,86	39,8	173,1	0,23	0,79	36,1	172,1	0,21	
середнє	1,1	39,5	174,4	0,23	0,86	40,1	174,2	0,23	0,80	39,4	171,3	0,23	0,23
σ													0,020
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	1,24	26,2	174,9	0,15	1,23	17,6	176,1	0,10	1,21	24,2	173,1	0,14	
II	1,24	24,4	174,4	0,14	1,21	24,6	175,8	0,14	1,29	22,5	172,9	0,13	
III	1,21	26,1	173,9	0,15	1,19	21,1	175,6	0,12	1,25	27,7	173,1	0,16	
середнє	1,23	25,6	174,4	0,15	1,21	21,1	175,8	0,12	1,25	24,8	173,0	0,14	0,14
σ													0,018
Вапно													
I	0,98	38,5	175,1	0,22	0,96	38,3	174,1	0,22	0,94	36,0	171,3	0,21	
II	0,99	36,7	174,9	0,21	0,98	33,3	175,2	0,19	0,95	30,9	171,8	0,18	
III	0,97	40,3	175,1	0,23	0,96	34,6	173,1	0,20	0,97	31,0	172,1	0,18	
середнє	0,98	38,5	175,0	0,22	0,97	35,4	174,1	0,20	0,95	32,6	171,7	0,19	0,20
σ													0,018
N₆₀P₉₀K₁₂₀+ вапно													
I	1,21	29,7	175,0	0,19	1,18	26,1	174,3	0,15	1,15	31,0	172,3	0,18	
II	1,18	28,0	174,9	0,16	1,15	29,8	175,1	0,17	1,16	27,6	172,4	0,16	
III	1,19	26,3	175,1	0,18	1,16	28,0	174,9	0,16	1,18	29,4	172,8	0,17	
середнє	1,19	28,0	175,0	0,18	1,16	28,0	174,8	0,16	1,16	29,3	172,5	0,17	0,17
σ													0,013
Zn+Cu													
I	1,16	47,2	174,9	0,27	1,19	33,5	176,5	0,19	1,23	31,1	172,6	0,18	
II	1,20	49,1	175,2	0,28	1,22	46,8	173,2	0,27	1,21	41,7	173,8	0,24	
III	1,19	43,5	174,0	0,25	1,17	42,3	176,1	0,24	1,18	25,8	171,8	0,15	
середнє	1,18	46,6	174,7	0,27	1,19	40,9	175,3	0,23	1,21	32,9	172,7	0,19	0,23
σ													0,046

ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИЙ													
КАРТОПЛЯ, бульби													
Контроль													
I	1,2	78,9	1127,1	0,07	1,10	66,9	1115,1	0,06	1,4	66,9	1114,3	0,06	
II	1,5	56,0	1120,5	0,05	0,98	77,8	1110,9	0,07	1,6	66,6	1109,2	0,06	
III	1,5	67,5	1124,3	0,06	1,03	44,4	1109,2	0,04	1,6	33,3	1109,1	0,03	
середнє	1,4	67,5	1124,0	0,06	1,04	63,0	1111,7	0,06	1,5	55,6	1110,9	0,05	0,056
σ													0,013
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	2,2	45,1	1126,8	0,04	2,10	11,2	1116,2	0,01	2,7	44,5	1112,8	0,04	
II	2,1	56,4	1128,3	0,05	2,46	33,4	1112,1	0,03	2,3	11,1	1110,3	0,01	
III	2,3	33,8	1127,9	0,03	2,65	22,2	1108,3	0,02	2,4	11,1	1109,7	0,01	
середнє	2,2	45,1	1127,7	0,04	2,40	22,2	1112,2	0,02	2,5	22,2	1110,9	0,02	0,027
σ													0,015
Вапно													
I	1,1	63,0	1124,5	0,056	1,27	53,3	1110,2	0,048	1,2	32,2	1108,9	0,029	
II	1,2	57,4	1125,6	0,051	1,10	51,3	1116,1	0,046	1,6	38,9	1111,4	0,035	
III	1,4	61,0	1129,0	0,054	1,41	49,0	1113,3	0,044	1,4	40,0	1110,6	0,036	
середнє	1,2	60,4	1126,4	0,054	1,26	51,2	1113,2	0,046	1,4	37,0	1110,3	0,033	0,044
σ													0,009
N₆₀P₉₀K₁₂₀+ вапно													
I	1,2	74,3	1125,4	0,066	1,2	47,8	1112,3	0,043	1,3	28,9	1110,2	0,026	
II	1,3	71,7	1119,8	0,064	1,1	41,2	1113,4	0,037	1,2	26,8	1118,2	0,024	
III	1,3	60,8	1126,1	0,054	1,9	44,7	1117,1	0,040	1,6	33,5	1117,9	0,030	
середнє	1,3	68,9	1123,8	0,061	1,4	44,6	1114,3	0,040	1,4	29,7	1115,4	0,027	0,043
σ													0,016

Продовження табл. 3 Дод. Б

Zn+Cu													
I	1,3	78,9	1127,3	0,070	1,8	58,3	1120,5	0,052	2,0	34,4	1108,9	0,031	
II	1,5	95,5	1124,0	0,085	1,6	78,8	1109,2	0,071	2,2	33,3	1111,1	0,030	
III	1,4	72,8	1120,6	0,065	1,9	69,1	1115,3	0,062	2,1	22,2	1110,7	0,020	
середнє	1,4	82,4	1124,0	0,073	1,8	68,7	1115,0	0,062	2,1	30,0	1110,2	0,027	0,054
σ													0,022

Таблиця 4. Додаток Б

Вміст ^{137}Cs в зерні вівса на різних типах ґрунту при застосуванні різних агрохімічних заходів у всі роки дослідження

Варіант конгрзаходу	2008				2009				2010				Середнє значення КП
	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	урожай, кг/м ²	Бк/кг в рослині	кБк/ м ² в ґрунті	КП	
ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТИЙ													
ОВЕС, зерно													
Контроль													
I	0,11	85,0	1215,1	0,07	0,11	76,9	1281,5	0,06	0,12	93,2	1165,3	0,08	
II	0,12	69,0	1149,6	0,08	0,13	99,8	1247,2	0,08	0,14	57,1	1141,2	0,11	
III	0,10	50,5	1263,1	0,09	0,09	48,6	1215,9	0,04	0,10	45,4	1135,3	0,07	
середнє	0,11	68,2	1209,3	0,08	0,11	75,1	1248,2	0,06	0,12	65,2	1147,3	0,09	0,076
σ													0,02
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,15	48,4	1210,5	0,04	0,15	35,4	1181,3	0,03	0,15	57,6	1151,2	0,05	
II	0,16	38,4	1280,3	0,06	0,13	57,9	1157,2	0,06	0,16	34,4	1147,9	0,05	
III	0,12	60,8	1215,7	0,05	0,12	47,8	1195,3	0,04	0,15	43,8	1095,1	0,04	
середнє	0,14	49,2	1235,5	0,05	0,13	47,0	1177,9	0,04	0,15	45,3	1131,4	0,05	0,047
σ													0,01
Вапно													
I	0,13	72,1	1201,3	0,06	0,16	49,2	1230,1	0,04	0,17	59,1	1181,3	0,05	
II	0,10	64,8	1295,7	0,07	0,12	83,0	1185,2	0,03	0,15	83,7	1195,2	0,03	
III	0,12	103,2	1290,1	0,08	0,14	58,9	1178,3	0,03	0,16	68,8	1147,3	0,04	
середнє	0,12	80,0	1262,4	0,07	0,14	63,7	1197,9	0,03	0,16	70,5	1174,6	0,04	0,048
σ													0,02

N₆₀P₉₀K₁₂₀⁺ вапно													
I	0,14	60,7	1213,2	0,05	0,16	48,6	1115,7	0,04	0,17	46,7	1168,1	0,02	
II	0,16	38,3	1275,3	0,06	0,14	74,2	1137,1	0,04	0,15	36,3	1211,3	0,03	
III	0,12	52,4	1145,8	0,07	0,12	37,4	1145,6	0,05	0,18	71,9	1198,5	0,04	
середнє	0,14	50,5	1211,4	0,06	0,14	53,4	1132,8	0,04	0,17	51,6	1192,6	0,03	0,044
σ													0,01
Zn+Cu													
I	0,14	103,7	1152,1	0,09	0,15	60,8	1215,4	0,05	0,14	46,0	1150,3	0,04	
II	0,12	55,8	1115,4	0,05	0,14	51,2	1280,3	0,04	0,16	83,0	1185,3	0,07	
III	0,12	76,3	1090,5	0,07	0,16	23,8	1190,6	0,02	0,13	59,6	1191,7	0,05	
середнє	0,13	78,6	1119,3	0,07	0,15	45,3	1228,8	0,04	0,14	62,9	1175,8	0,05	0,053
σ													0,02
ЧОРНОЗЕМ													
ОВЕС, зерно													
Контроль													
I	0,13	4,4	145,2	0,03	0,08	2,5	149,1	0,017	0,13	3,5	146,8	0,024	
II	0,09	3,8	147,1	0,026	0,16	7,7	148,2	0,052	0,15	3,2	145,7	0,022	
III	0,16	3,6	143,7	0,025	0,11	3,1	146,0	0,021	0,13	2,8	147,7	0,019	
середнє	0,13	3,9	145,3	0,03	0,12	4,4	147,8	0,030 0	0,14	3,2	146,7	0,022	0,026
σ													0,01
N₆₀P₉₀K₁₂₀													
I	0,16	5,9	146,7	0,04	0,13	3,0	147,7	0,02	0,14	1,2	145,1	0,008	
II	0,15	7,1	141,3	0,05	0,17	5,9	148,2	0,04	0,18	3,0	150,1	0,02	
III	0,11	4,5	150,2	0,03	0,14	1,5	151,2	0,01	0,15	1,5	149,7	0,01	
середнє	0,14	5,8	146,1	0,04	0,15	3,5	149,0	0,02	0,16	1,9	148,3	0,01	0,020
σ													0,01

Продовження табл.4 Дод. Б

Zn+Cu +вапно													
I	0,16	11,7	146,6	0,08	0,18	1,4	144,9	0,01	0,17	1,4	140,8	0,01	
II	0,15	5,9	148,1	0,04	0,14	3,0	148,3	0,02	0,19	4,4	147,5	0,03	
III	0,11	7,4	148,3	0,05	0,13	1,5	146,2	0,01	0,13	2,9	146,3	0,02	
середнє	0,14	8,4	147,7	0,06	0,15	2,0	146,5	0,01	0,16	2,9	144,9	0,02	0,03
σ													0,02

ДОДАТОК В

Вар.1 1	Контроль	Картопля	1	1,5 м	2	Контроль	Овес	4	1,5 м	3	Контроль	Конюшина	7	1,5 м	4	Контроль	Багаторічні	10
		Картопля	2				Овес	5				Конюшина	8			злакові	11	
		Картопля	3				Овес	6				Конюшина	9			трави	12	
			1 м															
Вар.2 5	N ₆₀ P ₉₀	Картопля	13	6	N ₅₀ P ₇₅	Овес	16	7	N ₇₀ P ₁₀₅	Конюшина	19	8	N ₆₀ P ₁₅₀	Багаторічні	22			
	K ₁₂₀	Картопля	14		K ₁₀₀	Овес	17		K ₁₄₀	Конюшина	20		K ₂₀₀	злакові	23			
		Картопля	15			Овес	18			Конюшина	21			трави	24			
Вар.3 9	Вапно	Картопля	25	10	Вапно	Овес	28	11	Вапно	Конюшина	31	12	Вапно	Багаторічні	34			
	3,7 т/га	Картопля	26		5 т/га	Овес	29		7,4 т/га	Конюшина	32		8,5 т/га	злакові	35			
		Картопля	27			Овес	30			Конюшина	33			трави	36			
Вар.4 13	Zn+Cu	Картопля	37	14	Zn+Cu	Овес	40	15	Zn+Cu	Конюшина	43	16	Zn+Cu	Багаторічні	46			
		Картопля	38			Овес	41			Конюшина	44		злакові	47				
		Картопля	39			Овес	42			Конюшина	45			трави	48			
Вар.5 17	N ₆₀ P ₉₀	Картопля	49	18	N ₆₀ P ₉₀	Овес	52	19	N ₇₀ P ₁₀₅	Конюшина	55	20	N ₆₀ P ₁₅₀	Багаторічні	58			
	K ₁₂₀ +	Картопля	50		K ₁₂₀ +	Овес	53		K ₁₄₀ +	Конюшина	56		K ₂₀₀ +	злакові	59			
		вапно	Картопля			51	вапно			Овес	54			вапно	Конюшина	57	вапно	трави

Рис. 1. Дод. В. Приклад схеми дослідів на польових стаціонарах (с. Ноздрище, дослід для дерново-підзолистого ґрунту)

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подання : Нац. доповідь України / К. : Чорнобильінтерінформ, 2001. – 144 с.
2. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього : Нац. доп. України. – К. : КІМ, 2011. – С. 75.
3. Alexakhin R. M. Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident / R. M. Alexakhin // *Sci. of the Total Environ.* – 1993. – V. 137. – P. 9–20.
4. Alexakhin R. M. Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequence of the Chernobyl accident // *Sci. Total Environ.* – 1993. - № 137. – P. 9 – 20.
5. Gudkov I. Efficiency of radioprotective measures in the liquidation of consequences of radiation accidents in agrarian production: from Chernobyl to Fukushima / I. Gudkov // *Ibid.* – P. 35–40.
6. Gudkov I. Radiation situation in Central Europe 25 years after Chernobyl Nuclear Power Plant accident and radioecological problems / I. Gudkov // *Natural Human Environment: Dangers, Protection, Education* / edited by K. H. Dygus. – Warsawa : Oficyna Wydawnicza WSEIZ. 2012. – P. 27–34.
7. Gudkov I.M. Comparative efficiency of countermeasures in agriculture at the radioactive-contaminated territories / I. Gudkov // *Agricultural Science and Practice.* – 2014. – V. 1, № 1. – P. 72–77.
8. Jacob P. et al., Remediation strategies rural territories contaminated by the Chernobyl accident. *J. Envir. Radioact.*, 56, 2001, p. 51-76.
9. Nisbet A. F. Soil-to-plant transfer of radionuclides / Nisbet A. F. // *Nature Radiology Protect Board.* – 1989. – № 105. – P. 23–24.
10. Perepelyatnikov G. P. The Principal Approaches to Standardisation of Technogenic Contamination of the Environment / G. P. Perepelyatnikov // *NATO Advanced Research Workshop. Ecological standardization and equidosimetry for radioecology and environmental ecology.* – Kiev, 2002. – P. 14-20.
11. Principles for intervention for Protection of the Public in a Radiological

Emergency / ICRP Publication 63. – New York : Pergamon Press, 1991. – 62 p.

12. Prister B. S. Countermeasures used in the Ukraine to Total produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident / B. S. Prister, G. P. Perepelyatnikov, L. V. Perepelyatnikova // *Sci. of the Total Environ.* – 1993. – V. 137. – P. 183–198.

13. Rhodes D. W. The effect of pH on the uptake of radioactive isotopes from solution by a soil / D. W. Rhodes // *Soil. Sci. Soc. Proc.* – 1957. – Vol. 21, № 4. – P. 389–392.

14. Root uptake of ^{137}Cs by natural and semi-natural grasses as a function of texture and moisture of soils / N. Grytsyuk [et al.] / *J. of Environ. Radioactivity.* – 2006. – 85. – P. 48–58.

15. United Nations / Ionizing radiation: Sources and biological effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1982 Report to the General Assembly, with annexes, U.N., New York, 1982.

16. Аверин В. С. Радиоэкологическое обоснование системы мер по снижению радиационных нагрузок у населения при использовании загрязненной продукции животноводства: дис. ... доктора биол. наук / В. С. Аверин. – Гомель, 1999. – 250 с.

17. Аверин В. С. Радиоэкологическое обоснование системы мер по снижению радиационных нагрузок у населения при использовании загрязненной продукции животноводства: дис. ... доктора биол. наук : 03.00.01 / Аверин Виктор Сергеевич. – Гомель, 1999. – 250 с.

18. Агротехника / Б. А. Ягодин [и др.] ; под ред. Б. А. Ягодина. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Агропромиздат, 1989. – 639 с.

19. Алексахин Р. М. Радиоактивное загрязнение почв и растений / Р. М. Алексахин. – М. : Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.

20. Алексахин Р. М. Радиоэкология как отрасль естествознания: размышления об интересном прошлом, сложном и важном настоящем и неопределенном будущем / Р. М. Алексахин, Б. С. Пристер // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2008. – Т. 48, № 6. – С. 645–653.

21. Анненков Б. Н. Миграция ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{131}I по цепи корм–

сельскохозяйственные животные–продукты животноводства / Б. Н. Анненков // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. – М. : Наука, 1980. – С. 131–144.

22. Анненков Б. Н. О роли изотопного и неизотопного носителей в обмене Sr-90 у животных / Б. Н. Анненков // Сельскохозяйственная биология. – 1973. – Т. 8, № 6. – С. 878–883.

23. Анненков Б. Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б. Н. Анненков, Е. В. Юдинцева. – М. : Агропромиздат, 1991. – 286 с.

24. Анненков Б. Н. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б. Н. Анненков, Е. С. Юдинцева. – М. : Агропромиздат, 1991. – С. 190–198.

25. Анненков Б. Н. Сельское хозяйство после больших радиационных атак / Б. Н. Анненков. – Ростов-на-Дону : Росиздат, 2010. – 284 с.

26. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв / Е. В. Аринушкина. – Изд. 2-е, перераб. и доп. – М. : Изд-во МГУ, 1970. – 488 с.

27. Архипов А. Н. Поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в агроэкосистемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. биол. наук : спец. 03.00.01 "Радиобиология" / А. Н. Архипов. – Обнинск, 1995. – 26 с.

28. Атлас радіоактивного забруднення України, 2011, М 1:2500000

29. Ашкинази Э. И. О подвижности цезия-137, натрия, калия в различных типах почв и прогнозирование накопления цезия-137 в сельскохозяйственных культурах / Э. И. Ашкинази // Гигиена и санитария. – 1990. – № 7. – С. 47–50.

30. АЯЭ/ОЭСР, ВОЗ, МОТ, МАГАТЭ, ПОЗ, ФАО. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучениями. Серия изданий по безопасности № 115. МАГАТЭ, 1997.

31. Бучинский И. Е. Климат України в прошлом, настоящем и будущем / И. Е. Бучинский. – К. : Госсельхозиздат УССР, 1963. – 306 с.

32. Вартанов Н. А. Практические методы сцинтилляционной гамма-спектрометрии / Н. А. Вартанов, П. С. Самойлов. – М. : Атомиздат, 1975. – 405 с.

33. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на ЧАЕС на період 1999-2002 рр. : метод. рекомендації / УкрНДІСГР. – К., 1998. – С. 30–47.

34. Ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених територіях Житомирської області та їх комплексна реабілітація на 2004-2010 роки : метод. рекомендації / Житомир : Держ. агрокол. ун-т, 2004. – С. 5.

35. Ведення сільського господарства на радіоактивно забруднених територіях / В. Д. Виноградська, Н. О. Кимаковська, М. М. Лазарєв, Г. П. Перепелятніков // Нац. доп. України «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього» / К., 2011. – С. 75–91.

36. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період : метод. рекомендації / [за заг. ред. акад. УААН Б. С. Пристера]. – К. : Атіка-Н, 2007. – 196 с.

37. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах / Н. А. Лошилов, Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С. 36–44.

38. Виноградська В. Д. Вивчення динамічного характеру накопичення ^{137}Cs сільськогосподарськими культурами на різних типах ґрунтів / В. Д. Виноградська, Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятнікова // Зб. тез міжнар. конф. "П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання". – К. : Чорнобильінтерінформ, 2001. – С. 2–186.

39. Виноградська В. Д. Динаміка накопичення ^{137}Cs сільськогосподарськими культурами в умовах українського Полісся та Лісостепу : дис. ... канд. с.-г. наук : 03.00.16 / Виноградська Вікторія Дмитрівна. – К., 2005. – 167 с.

40. Влияние удобрений и мелиорантов на накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур на произвесткованных почвах / П. Ф. Бондарь, В. В. Заика [и др.] // 3-я Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии : тез. докл. – Обнинск, 1990. – Т. 1. – С. 81–82.

41. Водовозова И. Г. Влияние органических веществ почвы на переход радиоактивных изотопов в растения / И. Г. Водовозова, Р. И. Погодин // Радиоактивні е изотопі в почвенных и пресноводных системах. – Свердловск, 1969. – С. 29.

42. Войцехович О. В. Характеристика радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате Чернобыльской катастрофы / О. В. Войцехович, О. Е. Гайдар, С. В. Давідчук [и др.] // 20 лет Чернобыльской катастрофы . Взгляд в будущее : Нац. докл. Украины / К. : Аттика, 2006. – С. 13–29.

43. Горина Л. И. Накопление радиоцезия сельскохозяйственными культурами в зависимости от свойств почв и биологических особенностей : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. биол. наук / Л. И. Горина. – М., 1976. – 16 с.

44. Гродзинський Д. М. Радіобіологічні ефекти у рослин на забрудненій радіонуклідами території / Д. М. Гродзинський, І. М. Гудков // Чорнобиль. Зона відчуження : зб. наук. пр. / НАН України. – К. : Наук. думка, 2001. – С. 325–377.

45. Громов В. А. Влияние агрометеорологических факторов на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения / В. А. Громов, Е. М. Николаева, А. В. Маракушин // Агрехимия. – 1982. – № 9. – С. 118–125.

46. Гудков И. Н. Контрприемы в агропромышленном производстве на загрязненных радионуклидами территориях как основа защиты человека от хронического облучения в малых дозах ионизирующей радиации / И. Н. Гудков // Наук. пр. Миколаївського держ. ун-ту ім. Петра Могили комплексу „Києво-Могилянська академія”. Сер. Екологія. – 2008. – Т. 102, вип. 89. – С. 70–77.

47. Гудков И. Н. Стратегия противорадиационной защиты продукции сельского хозяйства на загрязненных радионуклидами территориях / И. Н. Гудков // Проблемы экологической безопасности АПК. – 2001. – Вип. 5. – С. 5–14.

48. Гудков І. М. Загальні підходи до стратегії ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами територіях / І. М. Гудков // Матеріали III з'їзду з радіаційних досліджень (радіобіологія і радіоекологія) (Київ, 21-25 травня 2003 р.). – К. : Вид-во Українського фітосоціологічного центру. – С. 293.

49. Гудков І. М. Особливості ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами територіях Лісостепу / І. М. Гудков, М. М. Лазарєв // Наукове забезпечення сталого розвитку сільського господарства в Лісостепу України / К. : Алефа, 2003. – Т. 1. – С. 747–775.

50. Гудков І. М. Протирадіаційний захист агроценозів як основний шлях забезпечення радіаційної безпеки населення на забруднених радіонуклідами територіях / І. М. Гудков // Наук. пр. Чорноморського держ. ун-ту ім. Петра Могили комплексу „Києво-Могилянська академія”. Сер. Техногенна безпека. – 2009. – Т. 116, вип. 103. – С. 18–22.

51. Гудков І. М. Роль автореабілітаційних процесів і контрзаходів у дезактивації ґрунту і мінімізації надходження радіонуклідів в рослини після аварії на ЧАЕС / І. М. Гудков // Агрохімія і ґрунтознавство : міжвід. темат. наук. зб. – 2014. – Спец. вип. до 9-го з’їзду Українського та агрохіміків ґрунтознавців і агрохіміків (Миколаїв, 30.06–4.07.2014 р.). – С. 47–55.

52. Гудков І. М. Сільськогосподарська радіологія : навч. посібник / І. М. Гудков, М. М. Віннічук. – Житомир : ДАУ, 2003. – С. 334.

53. Гулякин И. В. Сельскохозяйственная радиобиология / И. В. Гулякин, Е. В. Юдинцева. – М. : Колос, 1973. – С. 272.

54. Ґрунти. Визначення активності радіонуклідів стронцію ^{90}Sr та цезію ^{137}Cs методом спектрометричного аналізу : СОУ 74.3–37 – 360:2005. – [Чинний від 2005–12–30]. – К. : Мінагрополітики України, 2005. – 29 с. – (Стандарт Мінагрополітики України).

55. Двадцять років Чорнобильської катастрофи: погляд у майбутнє : Нац. доп. України. – К. : Атіка, 2006. – 224 с.

56. Довідник для радіологічних служб Мінсільгосппроду України / К. : Нора-прінт, 1997. – 175 с.

57. Домарецький В. А. Екологія харчових продуктів / В. А. Домарецький, Г. П. Златьїв. – К. : Урожай, 1993.

58. Домарецький В. А. Технологія харчових продуктів / В. А. Домарецький, М. В. Остапчук, А. І. Українець. – К. : НУХТ, 2003. – 569 с.

59. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах

харчування та питній воді (ДР-2006) : державні гігієнічні нормативи / Мін-во охорони здоров'я України. – К., 2006. – 20 с.

60. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта / Б. А. Доспехов. – М. : Колос, 1965. – 423 с.

61. Дутов О. І. Наукові основи формування агроєкосистем на радіоактивно забруднених територіях: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора біол. наук : спец. 03.00.16 / А. І. Дутов. – К., 2013. – 41 с.

62. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2005-2006 рр. / МНС України, НЦРМ АМН України, ІРЗ АТН України. – К., 2011. – Збірка 11.

63. Захист від радіації. Визначення об'ємної активності радіонуклідів методом гамма-спектрометрії з високою роздільною здатністю : ДСТУ ISO 10703–2001. – К. : Держспоживстандарт України, 2003. – 15 с.

64. Защитные мероприятия по снижению доз облучения населения и их эффективность / Г. М. Аветисов, Р. М. Алексахин, В. П. Антонов [и др.] // Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской АЭС : материалы науч. конф. – К. : Здоровья, 1988. – С. 99–107.

65. Зміна біологічної доступності ^{137}Cs після аварії на Чорнобильській АЕС / С. В. Фесенко, Н. И. Санжарова, Р. М. Алексахин, С. И. Спиридонов // Грунтознавство. – 1995. – № 4. – С. 508–513.

66. И.В.Гулякин, Е.В.Юдинцева, Э.М.Левина, Т.М.Кожемякина. Накопление радиоцезия в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от применения калийных удобрений // Агрoхимия. – 1977. - № 6. – С. 111 – 116.

67. И.В.Гулякин, Е.В.Юдинцева. Влияние систематического удобрения на накопление радиоактивных изотопов в урожае // Известия ТСХА. – 1963. – Вып. 6. – С. 138 – 150.

68. Иванов Ю. А. Анализ факторов, определяющих долговременную динамику миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / Ю. А. Иванов // Проблемы Чернобыльской зоны отчуждения. – К. : Книга, 2009. – С. 23–39.

69. Ильин М. И. Миграция радионуклидов в агроценозах Полесья Украины, расположенных на торфяных почвах / М. И. Ильин, Г. П. Перепелятников, Б. С. Пристер // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – 1993. – Вып. 3. – С. 97–110.

70. Караваева Е. Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение радиоизотопов стронция, цезия и церия в модельных системах «почва–раствор» и «почва–растение» : автореф. дис. на соискание учен. степени канд. биол. наук : 03.00.01 / Е. Н. Караваева ; Ин-т биологии УрО АН СССР. – Свердловск, 1973. – 24 с.

71. Кимаковская Н. А. Накопление ^{137}Cs гречихой в зависимости от сортовой принадлежности / Н. А. Кимаковская // Сб. тезисов VII съезда по радиационным исследованиям (Москва, 21-24 октября 2014 г.). – М., 2014.

72. Кимаковская Н. А. Радиэкологическое нормирование допустимого содержания ^{137}Cs в почвах сельскохозяйственных угодий Украины, загрязненных после аварии на ЧАЭС / Г. П. Перепелятников, Н. А. Кимаковская // Агрехимический вестн. – М.: 2013. – № 6. – С. 23–27.

73. Кимаковська Н. О. Вплив різних прийомів кулінарної обробки рослинної сировини на надходження ^{137}Cs у кінцеві продукти / Н. О. Кимаковська, Л. В. Перепелятникова // Агроекол. журнал. – 2008. – Спец. вип. – С. 94–97.

74. Кимаковська Н. О. Наукове обґрунтування і методології розробки «Допустимих рівнів вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у сировині рослинного та тваринного походження» [Електронний ресурс] / Н. О. Кимаковська // Наук. доп. НУБіП України. – 2012. – № 3 (32). – Режим доступу до журналу: http://nd.nubip.edu.ua/2012_3/12kno.pdf.

75. Кимаковська Н. О. Особливості поведінки важких металів у системі «грунт-рослина» / Н. О. Кимаковська // Агроекол. журн. – 2005. – № 3. – С. 87–88.

76. Кимаковська Н. О. Особливості поведінки важких металів у системі «грунт-рослина» / Н. О. Кимаковська // Агроекол. журн. – 2005. – № 3. – С. 87–88.

77. Кимаковська Н. О. Радіоекологічне обґрунтування принципу нормування вмісту ^{137}Cs у ґрунтах сільськогосподарських угідь / Н. О. Кимаковська,

Г. П. Перепелятников // Quarterly Journal CNBOP–PIB «Safety & Fire Technique». – Poland, 2014. – Vol. 33 Issue 1. – P. 45– 50.

78. Клечковский В. М. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония / В. М. Клечковский, И. В. Гулякин // Почвоведение. – 1958. – № 3. – С. 11–16.

79. Клечковский В. М. Поведение радиоактивных продуктов и их распределение в почвах, их переход в растения и накопление в урожае / В. М. Клечковский. – М. : АН СССР, 1956. – 313 с.

80. Книжников В. А. Поступление радионуклидов по пищевым цепям как фактор облучения населения СССР после аварии на ЧАЭС / В. А. Книжников, Р. М. Бархударов. – К. : Урожай, 1988.

81. Коваленко Г. Д. Радиозэкология Украины / Г. Д. Коваленко, К. Г. Рудя. – К. : Киевский университет, 2001. – 167 с.

82. Контрзаходи в сільському і лісовому господарстві, водоохоронні контрзаходи / Прістер Б.С., Архіпов А.М., Богданов Г.О. [та ін.] // 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання : Нац. доп. України. – К. : МНС України, 2001. – С. 3.6.1–3.6.30.

83. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000–2010 рр. / УкрНДІСГР. – К., 2000. – С. 5.

84. Концепція ведення агропромислового виробництва на забруднених територіях та їх комплексної реабілітації на період 2000-2010 рр. / Б. С. Пристер, В. О. Кашпаров, М. М. Лазарєв [та ін.]. – К. : Світ, 2000. – 47 с.

85. Костенко В. Г. Производство крахмала / В. Г. Костенко, А. Е. Овчинников, В. М. Горбатов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 200 с.

86. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / [Р. М. Алексахин, Л. А. Булдаков, В. А. Губанов и др.] ; под общей ред. Л. А. Ильина, В. А. Губанова. – М. : ИздАТ, 2001. – 752 с.

87. Кузяков Ю. Я. Методы спектрального анализа : учеб. пособие / Ю. Я. Кузяков, К. А. Семененко, Н. Б. Зоров. – М. : Изд-во МГУ, 1990. – 213 с.

88. Лоцилов Н. А. Научно-экспериментальное обоснование экспресс-методики оценки загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия / Н. А. Лоцилов, П. Ф. Бондарь, Ю. А. Иванов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии : сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С. 15–36.

89. Лоцилов Н. А. Проблемы радиации в АПК после Чернобыльской аварии / Н. А. Лоцилов // Проблемы сельскохозяйственной радиологии : сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С. 1–8.

90. Львовский Е. Н. Статистические методы построения эмпирических формул. – М. : «Высшая школа», 1988, – 240 с,

91. Мазур Г. А. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва. – Київ, «Урожай», 1992 р.

92. Маликов В. Г. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в урожае сельскохозяйственных культур в зависимости от физико-химических свойств почв Северного Кавказа / В. Г. Маликов, Л. В. Перепелятникова, Б. И. Жуков // Агрoхимия. – 1982. – № 7. – С. 117–119.

93. Маликов В. Г. Накопление стронция-90 и цезия-137 в урожае культур в зависимости от физико-химических свойств почвы / В. Г. Маликов, Л. В. Перепелятникова, Б. И. Жуков // Агрoхимия. – 1982. – № 7. – С. 113–116.

94. Методические указания по проведению обследования сельхозугодий в хозяйствах загрязненной радионуклидами зоны в 1991-1992 гг. - К., 1991. – 11 с.

95. Миграция цезия-137 и церия-144 в почвенном покрове зоны отселения Чернобыльской АЭС / Е. П. Буравлев, Н. Н. Лебединский, С. К. Дрич, В. К. Чумак // Агрoхимия. – 1991. – № 6. – С. 70–73.

96. Моисеев И. Т. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступление в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов / И. Т. Моисеев, Г. И. Агапкина, Л. А. Рерих // Агрoхимия. – 1994. – № 2. – С. 103–118.

97. Моисеев И. Т. Изучение поведения ^{137}Cs в почвах и его поступления в сельскохозяйственные культуры в зависимости от различных факторов / И. Т. Моисеев, Г. И. Агапкина, Л. А. Рерих // Агрoхимия. – 1994. – № 2. – С. 103–118.

98. Моисеев И. Т. О влиянии влажности на поступление ^{137}Cs в растения / И. Т. Моисеев, Ф. А. Тихомиров, Л. А. Рерих // *Агрохимия*. – 1974. – № 7. – С. 124–127.
99. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Мартюшов В.З., Рерих Л.А. К оценке влияния минеральных удобрений на динамику обменного ^{137}Cs в почвах и доступность его овощным культурам // *Агрохимия*. – 1988. - № 5. – С. 86 – 91.
100. Молчанова И. В. Подвижность радионуклидов в почвенно-растительном покрове аварийной зоны Чернобыльской АЭС / И. В. Молчанова, Л. Н. Михайловская, Е. Н. Караваева // *Экология*. – 1991. – № 3. – С. 89–91.
101. Молчанова Н. В. Формы радионуклидов в почвах различной степени увлажненности / Н. В. Молчанова, Л. Н. Михайловская // *Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах*. – Свердловск, 1983. – С. 55–63.
102. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) : державні гігієнічні нормативи / Мін-во охорони здоров'я України. – К. : Відділ поліграфії Українського центра госсанепіднадзора, 1998. – 135 с.
103. Общие инструкции оценки и реагирования на радиологические аварийные ситуации . МАГАТЭ, Вена, 2004, IAEA-TECDOC-1162/R. ISBN 92-0-405104-3. ISSN 1011-4289. IAEA, 2004. – 51 с.
104. Оптимизация радиационной защиты на основе анализа соотношения затраты –выгода / Публикация 37 МКРЗ. – М. : Энергоатомиздат, 1985. – 47 с.
105. Особливості ведення сільськогосподарського виробництва на місцевості, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на АЕС : метод. вказівки / БДАУ. – Біла Церква, 2001. – С. 34–44.
106. Особливості накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs сільськогосподарськими рослинами в умовах зрошення водою р. Дніпро / С. М. Грисюк, Н. В. Рафальська, О. Д. Петилова, І. М. Гудков // *Наук. вісн. Нац. аграр. ун-ту*. – 2001. – Вип. 45. – С. 57–61.
107. Пам'ятка «Рациональное використання радіоактивно забруднених лучних угідь» / [Г. П. Перепелятников, Л. В. Калининко, Н. О. Кимаковська та ін.]. – К. : Атіка, 2012. – 16 с
108. Перепелятников Г. П. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых

почвах зоны Чернобыльской АЭС / Г. П. Перепелятников, М. И. Ильин, В. С. Буковская // Проблемы сельскохозяйственной радиологии : сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С. 122–129.

109. Перепелятников Г. П. Миграция радионуклидов в природных и полуприродных луговых экосистемах / Г. П. Перепелятников // Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України : наук. пр. Поліського філіалу УкрНДІЛГА. – Житомир, 2002. – Вип. 3 (9). – С. 118–139.

110. Перепелятников Г. П. Научные основы ведения кормопроизводства на радиоактивно загрязненных территориях зоны Полесья / Г. П. Перепелятников // Вісн. аграр. науки. – 2001. – № 4. – С. 29–37.

111. Перепелятников Г. П. Некоторые вопросы технологии кормопроизводства в условиях радиоактивного загрязнения / Г. П. Перепелятников, Н. П. Омеляненко, Л. В. Перепелятникова // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – 1993. – Вып. 2. – С. 115–125.

112. Перепелятников Г. П. Основы общей радиозологии / Г. П. Перепелятников. – К. : Атика, 2008. – 460 с.

113. Перепелятников Г. П. Радиологические аспекты использования естественных кормовых угодий Украины / Г. П. Перепелятников, М. И. Ильин // Проблемы сельскохозяйственной радиологии : сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1991. – С. 112–122.

114. Перепелятников Г. П. Радиозологическая классификация лугов Украины / Г. П. Перепелятников // Вісн. Житомир. нац. агрокол. ун-ту. – 2010. – № 1 (926). – С. 57–66.

115. Перепелятникова Л. В. Оценка распределения радионуклидов в процессе переработки растительного сырья / Л. В. Перепелятникова, Т. Н. Иванова, Н. Р. Грицюк // Проблемы сельскохозяйственной радиологии : сб. науч. тр. / УкрНИИСХР. – К., 1993. – Вип. 4. – С. 188–198.

116. Перепелятникова Л. В. Эффективность применения различных контрагентов в АПП в условиях радиоактивного загрязнения / Л. В. Перепелятникова, Б. С. Пристер, Т. Н. Иванова, Р. В. Медяк // Материалы II междунар. конф. "Проблемы с.-

х. радиоэкологии. Десять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС". – Житомир, 1996. – С. 210-212.

117. Перепелятников Г. П. Влияние защитных мероприятий в сельском хозяйстве для снижения дозовых нагрузок // Итоги научных исследований в области радиоэкологии окружающей среды за десятилетний период после аварии на ЧАЭС: Сб. науч. тр. / под ред. С. К. Фирсаковой. – Гомель, 1996. – 40 с.

118. Перепелятников Г. П. Радіоекологічна класифікація лу́гів України / Г. П. Перепелятников // Вісн. Житомир. нац. агрокол. ун-ту. – 2010. – № 1 (926). – С. 57–66.

119. Погодин Р. И. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой / Р. И. Погодин, Ю. А. Поляков // Тр. Ин-та экологии растений и животных / Уральский науч. центр АН СССР. – 1978. – № 14. – С. 60–62.

120. Подкур П. П. Особенности распределения и миграции радионуклидов в почвах / П. П. Подкур, В. Н. Давыдов, В. Н. Худoley // Радиоэкологические и экономико-правовые аспекты землепользования после аварии на Чернобыльской АЭС : материалы науч. конф. – К., 1991. – Ч. 2. – С. 177–178.

121. Полякова Э. А. О механизме взаимодействия радиоактивных изотопов стронция-90 и цезия-137 с почвой / Э. А. Полякова // Моделирование поведения и токсичного действия радионуклидов. – М., 1978. – С. 305.

122. Порівняльна оцінка ефективності контрзаходів, що застосовуються в сільськогосподарському виробництві на радіоактивно забруднених територіях / Г. П. Перепелятников // Наук. вісн. НАУ. – 2001. – Вип. 45. – С. 13.

123. Постанова ВР України “Про Основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки” №188/98-ВР від 05.03.98.

124. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н. П. Архипов, Е. А. Федоров, Р. М. Алексахин [и др.] // Почвоведение. – 1975. – № 11. – С. 40–52.

125. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н. П. Архипов, Е. А. Федоров, П. Ф.

Бондарь [и др.] // Почвоведение. – 1975. – № 11. – С. 40–52.

126. Пристер Б. С. Кінетична модель поводження ^{137}Cs й ^{90}Sr у системі "грунт-рослина" для прогнозування забруднення радіонуклідами сільськогосподарської продукції / Б. С. Пристер, В. Д. Виноградская // Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпеку майбутнього : міжнар. конф. (Київ, 20-22 квітня 2011 р.) : зб. доп. – К. : КІМ, 2011. – С. 252–256.

127. Пристер Б. С. Основы сельскохозяйственной радиологии / Б. С. Пристер, Н. А. Лоцилов, О. Ф. Немец. – 2-е изд., перераб. и доп. – К. : Урожай, 1991. – С. 419.

128. Пристер Б. С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины / Б. С. Пристер. – К. : Центр приватизації та економічної реформи АПК, 1999. – С. 103.

129. Пристер Б. С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины / Б. С. Пристер // Исследования ЦПЭР. – 1999. – № 20. – С. 37.

130. Пристер Б. С. Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве Украины после аварии на Чернобыльской АЭС / Б. С. Пристер, Ю. А. Иванов, Л. В. Перепелятникова // Вісн. аграр. науки. – 1996. – № 1. – С. 74–81.

131. Пристер Б.С. Эффективность, мероприятий по уменьшению загрязнения продукции растениеводства в районах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Б. С. Пристер, Л. В. Перепелятникова, Г. П. Перепелятников // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб.; Киев, 1991. – С. 141-153.

132. 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.

133. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи : закон України від 27.02.1991 № 791а-ХІІ із змінами та допов. // Відомості Верховної Ради УРСР. – 1991. – № 16. – Ст. 198.

134. Радиационные аварии / Р. М. Алексахин, Л. А. Булдаков, В. А. Губанов [и др.]. – М. : Издат. МГУ, 2001. – С. 752.

135. Радиоактивность и пища человека / Под ред. Р. Рассела: Пер. под ред. В. М. Ключковского. – М: Атомиздат, 1971. – С. 28-44.
136. Радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Київської області та заходи щодо зниження негативної дії наслідків Чорнобильської катастрофи : метод. рекомендації / УкрНДІСГР. – К., 2000. – С. 45.
137. Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС) : монографія / А. С. Малиновський, М. І. Дідух, Л. Д. Романчук [та ін.]. – Житомир : ДАУ, 2006. – С. 37.
138. Рекомендации по ведению кормопроизводства на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях северной части Лесостеповой зоны / Н. И. Санжарова, В. К. Кузнецов, Н. Н. Исамов [и др.]. – Обнинск : ВНИИСХРАЭ, 2009. – 115 с.
139. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на ЧАЭС на период 1991-1995 гг. / под ред. Р. М. Алексахина. – М. : Госагропром СССР, 1991. – 58 с.
140. Рекомендації для підприємств щодо вибору напрямків і порядку проведення реабілітації виведених земель господарств Житомирської і Київської областей. Погодж. МЧС України. – 1998.
141. Рекомендації зі створення і ведення галузі м'ясного скотарства в забруднених радіонуклідами районах України / УААН. – К., 1998. – С. 6–10.
142. Рекомендації зі створення і ведення галузі м'ясного скотарства в забруднених радіонуклідами районах України./ Колл. авт.: М.В.Зубець, Г.О.Богданов, Г.Т.Шкурин та ін.// Київ, 1998.-56 с.
143. Рекомендації населенню з ведення особистих підсобних господарств в умовах радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 2000-2005 рр. / УкрНДІСГР. – К., 2000. – С. 5.
144. Рекомендації населенню з ведення особистих підсобних господарств в умовах радіоактивного забруднення території внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС на період 2000-2005 рр. / Г. П. Перепелятніков, М. М. Лазарев, І. О. Шматок [та ін.] ; Український науково-дослідний інститут сільськогосподарської радіології. –

К., 2000. – 42 с.

145. Рекомендації по веденню сільськогосподарського виробництва в радіоактивно забруднених районах Рівненської області. Погодж. МЧС України. – УААН. - 1993.

146. Рекомендації по веденню сільськогосподарського виробництва в умовах радіоактивного забруднення території України внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Погодж. з Мінагропромом, МЧС України. - УААН, 1994, 1996, 1998, 2007.

147. Русин Г. Г. Физико-химические методы анализа в агрохимии / Г. Г. Русин. – М. : Агропромиздат, 1990. – 303 с.

148. С.В. Фесенко, Р. М. Алексахин, Н. И. Санжарова, Б. Г. Лисянский. Анализ стратегий применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на Чернобыльской АЭС // Рад. биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38. – Вып. 5. – С.721 – 736.

149. Санжарова Н. И. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе «почва – растение» после аварии на Чернобыльской АЭС / Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко, Р. М. Алексахин // Докл. акад. наук РФ. – М. 1994. – Т. 338, № 4. – С. 564–566.

150. Санжарова Н. И. Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций : дис. доктора биол. наук : 03.00.01 / Н. И. Санжарова. – Обнинск, 1997. – 366 с.

151. Санжарова Н. И., Фесенко С. В., Котик В. А. Динамика перехода ^{137}Cs в травостой лугов после аварии на Чернобыльской АЭС // III съезд радиационной химии. Москва, 14-17 октября 1997 г.: тез. докл., том II. – Пушино, 1997. – С. 478-479.

152. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. Р. М. Алексахина. – М. : Экология, 1991. – С. 218.

153. Смирнов Н. В., Дунин-Барский И. В. Краткий курс математической статистики для технических приложений. – М.: ФИЗМАТГИЗ, 1959, – 436 с,

154. Современные проблемы радиобиологии. Т. 2. Радиоэкология / под ред. В. М. Клечковского, Г. Г. Поликарпова и Р. М. Алексахина. – М. : Атомиздат, 1971. – 422 с.

155. Создание кормовых севооборотов на полевых землях Лесостепи и Степи Украинской ССР : рекомендации / [И. П. Проскура, А. А. Бабич, Я. Я. Панасюк и др.]. – М. : Агропромиздат, 1988. – 22 с.

156. Технология крахмала и крахмалопродуктов / под ред. Н. Н. Трегубова. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 470 с.

157. Технологічні проекти з розробки диференційованих контрзаходів на луках «критичних» населених пунктів Рівненської і Волинської областей для отримання молока згідно ДР-97. – 2002.

158. Трисвятский Л. А. Хранение и технология сельскохозяйственных продуктов / Л. А. Трисвятский, Б. В. Лесик, В. Н. Курдина. – М. : Агропромиздат, 1991. – 415 с.

159. Фирсакова С. К. Поглощение ^{90}Sr и ^{137}Cs луговыми растениями из дернин / С. К. Фирсакова, Н. В. Гребенщикова // Докл. ВАСХНИЛ. – 1980. – № 3. – С. 19–20.

160. Фитосорбция – новые возможности очистки радиоактивно-загрязненных земель / Д. И. Швец, В. В. Стрелко, Н. М. Опенько, Е. А. Диук // Междунар. конф. "Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления" : сб. тез. – К. : Чернобыльінтерінформ. – С. 161.

161. Чернобыльская катастрофа: эффективность мер защиты населения, опыт международного сотрудничества / [Б. С. Пристер, Р. М. Алексахин, В. Г. Бебешко и др.] ; под ред. Б. С. Пристера. – К. : Энергетика и электрификация, 2007. – 100 с.

162. Щетинина Л. Л. Накопление радиоцезия сельскохозяйственными культурами в зоне активного загрязнения в зависимости от механического состава почв / Л. Л. Щетинина, В. А. Зинченко, И. И. Улянец // Проблемы сельскохозяйственной радиозащиты – пять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС : тезисы региональной науч.-практ. конф. / ЖСХИ. – Житомир, 1991. – С. 48–51.

163. Экспресс-методика оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий колхозов и совхозов радиоактивными изотопами цезия / Б. С. Пристер, Н. А. Лоцилов, П. Ф. Бондарь [и др.]. – М. : Госкомгидромет

СССР ; К. : Госагропром УССР, 1989. – 12 с.

164. Экспресс-методика оценки плотности загрязнения сельскохозяйственных угодий радиоактивными изотопами цезия по данным гамма-съемки местности с учетом радионуклидного состава и распределения радионуклидов по профилю почвы . - К., 1989. – 12 с.

165. Юдинцева Е. В. Поступление ^{137}Cs в растения из почв различных климатических зон / Е. В. Юдинцева, Н. В. Гулякин, Н. А. Бакунов // Агрехимия. – 1968. – № 1. – С. 78–79.

166. Юдинцева Е. В. Поступление в растения ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от сорбции их механической фракцией почв / Е. В. Юдинцева, И. В. Гулякин, З. М. Фоломкина // Агрехимия. – 1970. – № 2. – С. 101–104.

167. Якименко Г. М. Вплив агрохімічних показників дерново-підзолистих ґрунтів на міграцію радіонуклідів ланкою «ґрунт–рослина» / Г. М. Якименко // Агрехимія і ґрунтознавство. – 2013. – № 1 (80).

168. Якість ґрунту. Визначення рН. : ДСТУ ISO 10390-2007: (ISO 10390:2005, IDT). – [Чинний від 2009–10–01]. – К. : Держспоживстандарт, 2009. – 12 с. – (Національний стандарт України).

169. Якість ґрунту. Визначення щільності забруднення території сільськогосподарських угідь радіонуклідами техногенного походження: СОУ 74.14–37–424:2006. – [Чинний від 2007–04–01]. – К. : Мінагрополітики України, 2006. – 12 с. – (стандарт Мінагрополітики України).

170. Якість ґрунту. Відбирання проб : ДСТУ 4287:2004. – [Чинний від 2005–07–01]. – К. : Держспоживстандарт України, 2004. – 10 с. – (Національний стандарт України).

171. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини: ДСТУ 4289:2004. – [Чинний від 2005–07–01]. – К. : Держспоживстандарт України, 2004. – 14 с. – (Національний стандарт України).

172. Якість ґрунту. Методи відбору проб ґрунту для радіаційного контролю: СОУ 01.1–37–425:2006. – [Чинний від 2007–04–01]. – К. : Мінагрополітики України, 2006. – 15 с. – (стандарт Мінагрополітики України).