

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Навчально-консультаційний центр заочної освіти
Кафедра Агрометеорології та агроєкології

Бакалаврська кваліфікаційна робота

на тему: Агроєкологічна оцінка забруднення радіоцезієм зерна і борошна озимої пшениці в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища

Виконала студентка 3 року заочної форми
навчання групи АЕ-3 (інтегровані)
Напряму підготовки 6.040106 «Екологія,
охорона навколишнього середовища та
збалансоване природокористування
(Агроєкологія)

(шифр і назва напрямку підготовки)

Любаєва Олена Андріївна

(прізвище, ім'я, по батькові студента)

Керівник к. геогр. н., доцент

Жигайло Олена Леонідівна

Консультант _____ - _____

Рецензент к. геогр. н., доцент

Боровська Галина Олександрівна

Одеса 2020

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Навчально-консультаційний центр заочної освіти

Кафедра агрометеорології та агроекології

Рівень вищої освіти бакалавр

Напрямок підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування (Агроекологія)

(шифр і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувач кафедри
агрометеорології та агроекології
Польовий А.М.
« 20 » квітня 2020 року

ЗАВДАННЯ
НА БАКАЛАВРСЬКУ КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ СТУДЕНТЦІ

Любаєвій Олені Андріївні

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Агроекологічна оцінка забруднення радіоцезієм зерна і борошна озимої пшениці в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища.

керівник роботи Жигайло Олена Леонідівна к. геогр. н., доцент,

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від « 23 » березня 2020 року № 35 - С

2. Строк подання студентом роботи 01 червня 2020 року

3. Вихідні дані до роботи Ґрунтово-кліматичні характеристики Дніпропетровської області. Щільність забруднення радіоцезієм сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області. Забруднення радіоцезієм вод Дніпровського каскаду. Тимчасово допустимий рівень забруднення радіоцезієм зерна озимої пшениці і продуктів її переробки. Математична динамічна модель формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт «ECOSIS - 87»

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Для сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області провести аналіз забруднення ґрунтів радіоцезієм в 1986 і 2016 роках. Зробити оцінку забруднення водосховищ Дніпровського каскаду радіоцезієм. Для культури озима пшениця: виконати розрахунки основних показників фотосинтетичної діяльності сухої біомаси окремих органів (листя, стебел, коріння, зерна) і площі листя в окремі роки; провести чисельні розрахунки: забруднення радіоцезієм загальної біомаси і зерна озимої пшениці, а також продуктів її переробки – висівки і борошна. Провести чисельні розрахунки внесення в ґрунт калійних добрив і вапнування з ціллю зниження активності радіоцезію в продуктах озимої пшениці і створити рекомендації.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень)
Карта-схема питомої щільності забруднення радіонуклідами Cs-137 ґрунтово-рослинного покриву Дніпропетровської області у 1986 і 2016 роках.

Динаміка формування площі листя та накопичення загальної біомаси і біомаси зерна озимої пшениці.

Динаміка накопичення активності ^{137}Cs в ґрунті, в загальній біомасі та біомасі зерна озимої пшениці в 1986 і 2016 роках.

Вміст радіонуклідів Cs-137 у загальній біомасі в залежності від внесення калійного добрива.

Вміст радіонуклідів Cs-137 у зерні озимої пшениці в залежності від дози калійних добрив і вапна

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
	немає		

7. Дата видачі завдання 20 квітня 2020 року

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів кваліфікаційної роботи	Термін виконання етапів роботи	Оцінка виконання етапу	
			у %	за 4-х бальною шкалою
1.	Отримання завдання та збір вихідних даних до роботи. Огляд літературних джерел за темою кваліфікаційної роботи.	20.04.2020 р. - 28.04.2020 р.	95	5 (відмінно)
2.	Вивчення алгоритму моделі формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт «ECOSIS - 86».	29.04.2020 р. - 03.05.2020 р.	85	4 (добре)
3.	Проведення чисельних розрахунків на ПЕОМ. Оформлення текстової частини першого і другого розділів бакалаврської роботи.	04.05.2020 - 10.05.2020	90	5 (відмінно)
	Рубіжна атестація	11.05.2020 р. - 16.05.2020 р.	90	5 (відмінно)
4.	Побудова табличного та графічного матеріалу. Аналіз отриманих розрахунків. Оформлення текстової частини третього та четвертого розділів бакалаврської роботи	17.05.2020 – 27.05.2020	90	5 (відмінно)
5.	Узагальнення отриманих результатів. Оформлення остаточної електронної версії роботи та передача її на процедуру встановлення ступеня оригінальності, відсутності ознак плагіату та складення протоколу і висновку керівника.	28.05.2020 р. - 1.06.2020 р.	90	5 (відмінно)
6.	Підготовка презентаційного матеріалу до публічного захисту	-		
	Інтегральна оцінка виконання етапів календарного плану (як середня по етапам)	-	90,0	

Студентка

_____ (підпис)

Любасва О.А.
(прізвище та ініціали)

Керівник роботи

_____ (підпис)

Жигайло О.Л.
(прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

Любаєва О.А. Тема бакалаврської кваліфікаційної роботи «Агроекологічна оцінка забруднення радіоцезієм зерна і борошна озимої пшениці в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища»

Серед багатьох проблем, що виникли в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС, однією з найгостріших і масштабних є можливість сільськогосподарської діяльності на забруднених радіонуклідами землях. Загальне погіршення екологічної ситуації в Україні, неблагополучна медична обстановка, що спостерігається в даний час, змушують найбільш серйозно поставитися до виробництва високоякісних продуктів харчування. Тому особливо актуальним постає організація постійного моніторингу забруднення ґрунтово-рослинного покриву на зрошуваних землях, для отримання придатної в їжу продукції рослинництва

Мета роботи – оцінити забруднення радіоцезієм урожаю озимої пшениці та продукції її переробки на сільськогосподарських угіддях Дніпропетровської області в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища.

Основні задачі:

- Виконати аналіз забруднення сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області радіонуклідами цезій-137;
- Виконати розрахунки та створити аналіз забруднення радіоцезієм урожаю озимої пшениці та продукції її переробки
- Надати рекомендації щодо зниження радіонукліда цезію-137 в первинному продукті озимої пшениці та продуктах її переробки із застосуванням хімічної меліорації.

Об'єктом досліджень є формування активності радіоцезію в зерні озимої пшениці і продуктах її переробки (висівках і борошні). Предмет досліджень – забруднення ґрунтів радіоцезієм в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища і вплив радіоцезію на якість продукції озимої пшениці; вплив меліоративних заходів (внесення калійних добрив і вапнування ґрунтів) на зниження активності радіоцезію в зерні і борошні пшениці.

Для виконання розрахунків використовувалась динамічна модель формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт «ECOSIS - 87»

Досліджено питома щільність забруднення радіонуклідами Cs-137 ґрунтово-рослинного покриву у 1986 і 2016 роках. Досліджено динаміка накопичення активності ^{137}Cs в ґрунті, в загальній біомасі, біомасі зерна і борошні озимої пшениці в 1986 і 2016 роках. Встановлена найбільш раціональна схема використання калійних добрив в комплексі с вапнуванням.

Робота складається із вступу, 4 розділів, висновків, списку використаної літератури. Загальний обсяг роботи 74 сторінки машинописного тексту, в т.ч. 19 таблиць і 10 рисунків.

Ключові слова: забруднення радіоцезієм, ґрунт, зрошувальна вода, озима пшениця, зерно, борошно, калійні добрива, вапнування.

ЗМІСТ

ВСТУП	6
1 ГРУНТОВО-КЛІМАТИЧНІ УМОВИ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	8
1.1 Кліматичні та агрокліматичні умови.....	8
1.2 Ґрунти та напрямки землекористування області	13
2 РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА	16
2.1 Забруднення ґрунтового покриву радіонуклідами.....	17
2.2 Радіоактивне забруднення вод Дніпровського каскаду	20
2.3 Оцінка забруднення радіонуклідами цезія-137 сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області.....	22
2.4 Закономірності радіоактивного забруднення продукції рослинництва в результаті аварії на Чорнобильській АЕС...	25
3 МОДЕЛЮВАННЯ ТА ОЦІНКА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ В ПРОЦЕСІ ЇЇ ВИРОЩУВАННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ	32
3.1 Математична модель радіоактивного забруднення продукції рослинництва в умовах зрошення.....	32
3.1.1 Розрахунок активності, що утримується надземною частиною при поливі.....	33
3.1.2 Надходження радіонуклідів у рослини через листя...	36
3.1.3 Кореневе надходження радіонуклідів у рослини.....	37
3.1.4 Вплив обробки сільськогосподарської продукції на вміст радіонуклідів у продуктах харчування, готових до вживання.....	42

3.2	Оцінка забруднення радіоцезієм урожаю зерна озимої пшениці та борошна.....	43
3.2.1	Оцінка впливу екологічних факторів на ріст та розвиток озимої пшениці.. ..	44
3.2.2	Оцінка радіоактивного забруднення урожаю озимої пшениці цезієм-137.....	47
3.2.3	Оцінка розподілу радіоцезію в процесі переробки зерна озимої пшениці.....	57
4	РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ В УРОЖАЇ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ.....	59
4.1	Загальні принципи використання прийомів по зменшенню переходу радіонуклідів в сільськогосподарські рослини.....	59
4.2	Оцінка ефективності внесення мінеральних добрив і вапнування щодо зниження радіоактивного забруднення врожаю озимої пшениці.....	65
	ВИСНОВКИ.....	71
	СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	73

ВСТУП

Серед багатьох проблем, що виникли в зв'язку з аварією на Чорнобильській АЕС, однією з найгостріших і масштабних є можливість сільськогосподарської діяльності на забруднених радіонуклідами землях. На Україні забруднені до рівнів, що вимагають втручання або контролю, близько 9 млн. га, з яких більше 5 млн. га – сільськогосподарські угіддя.

У структурі повної дози опромінення людини [16] внутрішнє опромінення від надходження радіонуклідів в організм з продуктами харчування досягає 95%. Ця обставина визначає значимість сільськогосподарських аспектів формування радіаційної обстановки, ефективність контрзаходів в агропромисловому виробництві.

Міграція радіонуклідів аварійного викиду Чорнобильської АЕС із забрудненої водозбірної території в річки Дніпровського басейну обумовлює актуальність оцінки радіаційної ситуації на землях, зрошуваних водою річки Дніпро. Всього в Україні водами Дніпровського каскаду зрошується близько 1,4 млн. га земель, у південних областях – близько 1,3 млн. га [15]. У цих умовах наявність радіоактивних довготривалих речовин, зокрема цезію-137 в поливній воді, призводить до забруднення, як ґрунтів зрошуваних угідь, так і оброблюваних на них сільськогосподарських культур.

Ґрунтово-кліматичні умови Дніпропетровської області дозволяють вирощувати тут широкий набір сільськогосподарських культур. Однак для підвищення високих і сталих урожаїв необхідно застосовувати зрошення.

На сільськогосподарських угіддях Дніпропетровської області вирощуються зернові культури, соняшник, овочеві і баштанні культури, цукрові буряки. Найважливішою культурою з зернових культур в Україні є озима пшениця. Її урожайність в середньому по країні становить 35...50 ц/га. При промисловій переробці з озимої пшениці отримують продукти: висівки,

борошно, крупу та інш., які практично щодня входять в раціон харчування людини.

Загальне погіршення екологічної ситуації в Україні, неблагополучна медична обстановка, що спостерігається в даний час, змушують найбільш серйозно поставитися до виробництва високоякісних продуктів харчування.

Метою бакалаврської кваліфікаційної роботи є оцінка забруднення радіоцезієм урожаю озимої пшениці та продукції її переробки в умовах зрошення водами Дніпровського водосховища.

Основними завданнями кваліфікаційної роботи є:

- оцінити забруднення радіонуклідами цезій-137 сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області;
- оцінити забруднення зрошувальних вод Дніпровського водосховища;
- вивчити математичну модель «Формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт»
- провести розрахунки та створити аналіз забруднення радіоцезієм урожаю озимої пшениці та продукції її переробки отриманої на сільськогосподарських угіддях зрошуваних водами Дніпровського водосховища
- створити рекомендації щодо зниження радіонуклідів цезію-137 в первинному продукті озимої пшениці та продуктах її переробки із застосуванням хімічної меліорації.

При виконанні бакалаврської кваліфікаційної роботи в якості теоретичної основи використана модель забруднення урожаю сільськогосподарських культур радіонуклідами [9]. В якості вихідної інформації кваліфікаційної роботи використовуються агрокліматичні дані [1], дані обстежень радіоактивного забруднення території України [8,20].

1 ҐРУНТОВО-КЛІМАТИЧНІ УМОВИ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Дніпропетровська область розташована у південно-східній частині України, між $49^{\circ} 12'$ і $47^{\circ} 28'$ північної широти та 33° і 37° східної довготи. Протяжність території із заходу на схід становить 270 км, з півночі на південь – 200 км. Загальна площа області дорівнює 31,9 тис. км², що складає 5,3 % території країни. На півночі Дніпропетровська область межує з Полтавською і Харківською областями, на сході – з Донецькою, на заході – з Миколаївською і Кіровоградською, на півдні – із Херсонською та Запорізькою областями. Дніпропетровська область розташована в басейні середньої і нижньої течії Дніпра [1].

1.1 Кліматичні та агрокліматичні умови

Клімат Дніпропетровської області помірно-континентальний. Ступінь континентальності збільшується із південного заходу на північний схід, на що вказує збільшення амплітуди добових та річних температур повітря.

Однією з особливостей клімату Дніпропетровщини є значні коливання погодних умов з року в рік. Помірно вологі роки змінюються різко посушливими, які нерідко посилюються дією суховіїв. Взагалі клімат характеризується відносно холодною зимою з нестійким сніговим покривом та жарким, посушливим літом [1].

Середня температура повітря за рік по області становить $8,4\dots 9,8^{\circ}\text{C}$. Середня температура січня (найхолоднішого місяця) становить мінус $2,3\dots 4,0^{\circ}\text{C}$, середня температура липня (найтеплішого місяця) – плюс $21,4\dots 22,9^{\circ}\text{C}$.

Аналіз даних за наступні після врахованих в довідник 5 років (2006-2010рр.) виявив, що температура повітря в серпні 2010 року скрізь по області перевищила абсолютний максимум і досягала в основному 39,6...40,5°C, а по АМСЦ Дніпропетровськ 40,9°C [1].

Зимовий період на Дніпропетровщині триває 87...99 днів – з 27 листопада – 1 грудня, коли відбувається стійкий перехід середньої добової температури повітря через 0°C у бік похолодання і починається зима, до 25 лютого – 5 березня, коли відбувається стійкий перехід середньої добової температури повітря через 0°C у бік потепління – починається весна.

Вегетаційний період (із середніми добовими температурами повітря 5°C і вище) триває 215...227 днів, починається 26 - 31 березня і закінчується 1 - 8 листопада. Сума позитивних температур повітря вище 5°C за цей період змінюється від 3345°C на заході області до 3650°C на півдні [1].

Період активної вегетації с.-г. культур (із середніми добовими температурами повітря 10°C і вище) триває 174...183 дні, змінюючись в окремі роки від 147 до 199 днів, починається 14...16 квітня і закінчується 6...14 жовтня. Сума позитивних температур повітря вище 10°C за цей період змінюється від 3020°C на заході області до 3360°C на півдні. В окремі роки ця сума коливається від 2590 до 3650°C [1].

Літній період (із середніми добовими температурами повітря 15 °C і вище), триває в області 121...136 днів – з 12-17 травня до 15-25 вересня. Середня сума позитивних температур повітря вище 15°C за цей період змінюється від 2320°C на заході області до 2725°C на півдні.

Середня обласна кількість опадів за рік становить 523 мм, змінюючись по території від 460 до 607 мм. Кількість опадів по роках змінюється від 253 до 914 мм. У теплий період року (квітень–жовтень) опадів випадає 282...386 мм або 60–68 % від річної кількості. У найбільш посушливі роки їх випадає в півтора – два рази менше. Недобір опадів порівняно з нормою, особливо в сукупності з високими температурами, обумовлює ґрунтову засуху [1].

Режим зволоження території області створює в цілому позитивний баланс вологи в ґрунті. Але, значну повторюваність мають ґрунтові засухи, які негативно впливають на розвиток с.-г. культур.

Сувора атмосферна засуха (ГТК становить 0,4–0,6), яка звичайно поєднується із ґрунтовою у період активної вегетації с.-г. культур, буває здебільшого у 10–15% років, на півдні області – у 40% років. У 50...60% років відмічається дуже посушливий липень та серпень (ГТК менше 0,7).

Тривале бездощів'я, що нерідко спостерігається у період активної вегетації рослин, посилює сухість повітря.

Відносна вологість повітря у теплий період року по області коливається від 60% весною до 80% восени, а кількість днів із відносною вологістю повітря 30% та менше за цей період становить здебільшого 30...44, лише місцями на сході області – 18...19 днів.

Середня багаторічна дата перших осінніх заморозків по області у повітрі – 5...15 жовтня, а останніх весняних заморозків – 15...26 квітня. Найпізніший весняний заморозок у повітрі зафіксовано 21 травня 2002 року, а на ґрунті – 27 травня 2001 року. Найбільш ранній осінній заморозок у повітрі відмічався 19 вересня 1987 року, а на ґрунті – 9 вересня 1991 та 1998 року. Середня тривалість беззаморозкового періоду по області у повітрі становить 164...188 днів, на поверхні ґрунту – 140–165 днів.

У вегетаційний період на території області відмічається від 11 до 23 днів із суховіями різної інтенсивності.

Серед інших несприятливих для с.-г. культур явищ погоди на території області у вегетаційний період відмічаються град, сильний вітер, дуже сильний дощ та зливи.

Сніговий покрив на переважній частині території області утворюється в другій декаді грудня, а руйнується у другій та третій декадах лютого. Загальна тривалість залягання снігового покриву за зиму становить по області 46-79 днів, середня найбільша висота снігу за зиму – 4...11 см, тоді як максимальна висота його в окремі роки досягає 30...57 см. В останні десятиріччя досить

часто відмічаються роки без сталого снігового покриву, або взагалі безсніжні зими [1].

Середня з найбільших значень глибини промерзання ґрунту по області за зиму коливається від 30 до 40 см. Максимальне промерзання ґрунту – 84 см відмічалось по області у 2003 році.

Середня із мінімальних температур ґрунту на глибині 3 см по області за зиму становить мінус 3,0–5,2°C. Найнижча температура ґрунту на глибині 3 см відмічалася в 1994 році і становила мінус 17,9°C.

Взимку, зазвичай, спостерігаються відлиги, кількість днів з якими за період грудень – лютий по області коливається від 45 до 56. Після тривалих відлиг за наявності снігового покриву існує велика ймовірність його руйнування, що сприяє утворенню льодяної кірки на полях.

За сукупністю показників агрокліматичних ресурсів у період активної вегетації с.-г. культур (суми позитивних температур повітря, кількості опадів та гідротермічного коефіцієнта) територію Дніпропетровської області поділено на три агрокліматичних райони (рис. 1.1) [1]: Північно-східний – високого рівня теплозабезпечення, нестійкого зволоження; Центральний – високого рівня теплозабезпечення, недостатнього зволоження; Південний – високого рівня теплозабезпечення, посушливий.

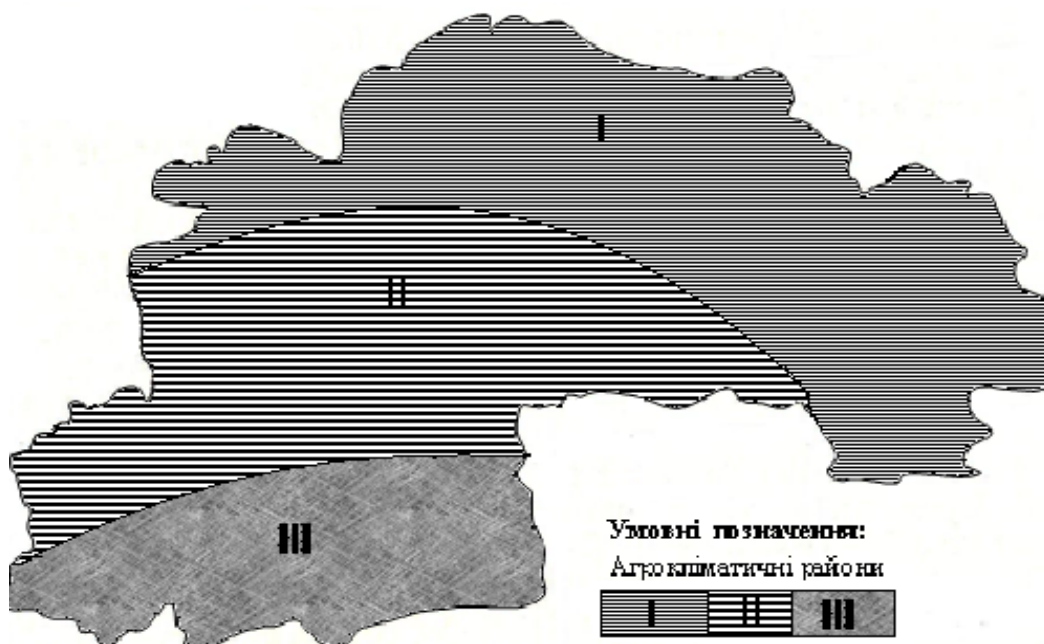


Рисунок 1.1 – Агрокліматичне районування Дніпропетровської області

Легенда до карти

Агрокліматичні райони та підрайони	гідротермічний коефіцієнт (ГТК)	сума позитивних температур повітря вище 10 °С	кількість опадів, мм
I. Високого рівня теплозабезпечення, нестійкого зволоження	1,0-1,1	3000-3050	300-330
II. Високого рівня теплозабезпечення, недостатнього зволоження	0,8-0,9	3060-3160	260-290
III. Високого рівня теплозабезпечення, посушливий	0,7	3190-3360	230-240

I. До північно-східного району відносяться Васильківський, Магдалинівський, Межівський, Новомосковський, Павлоградський, Петропавлівський, Покровський, Царичанський та Юр'ївський адміністративні райони. Його кліматичні ресурси характеризуються такими показниками: гідротермічний коефіцієнт (ГТК) – 1,0–1,1, кількість опадів за вегетаційний період – 350...380 мм, а за рік – 545...605 мм. Сума температур за період із температурою повітря вище +10°C становить 3000...3050°C.. Сійкий сніговий покрив відмічається не кожний рік.

II. До центрального відносяться Верхньодніпровський, Дніпропетровський, Криворізький, Криничанський, Петриківський, Пятихатський, Синельниківський, Солонянський та Софіївський адміністративні райони. Це менш зволожений район ніж північний. Величина ГТК становить 0,8–0,9, сума опадів за вегетаційний період – 310...340мм, а за рік – 470...540 мм. Сума температур за період із температурою повітря вище +10°C становить 3060-3160°C. Сійкий сніговий покрив у 20-40% зим відсутній.

III. У південний район входять Апостолівський, Нікопольський, Томаківський та Широківський адміністративні райони. Він відмічається найменшим, порівняно з іншими районами області, зволоженням. Величина ГТК становить 0,7; сума опадів за вегетаційний період – 280...300 мм, а за рік – 450...460 мм. Сума температур за період із температурою повітря вище +10°C становить 3190...3360°C. Сійкий сніговий покрив у 65 % зим у цьому районі відсутній [1].

1.2 Ґрунти та напрямки землекористування області

Ґрунтовий покрив області сформувався в умовах посушливого степового клімату, під впливом переважно степової рослинності – різнотравно-типчаково-ковилових степів на більшій частині області і типчаково-ковилових степів – на крайньому південному заході. Материнською породою для розвитку ґрунтового покриву послужили переважно еолово-делювіальні четвертинні відкладення у вигляді суглинків легкого, середнього і важкого мінерального складу, які вкривають майже всю територію області. Частка інших типів підстильних порід незначна. Номенклатурний перелік основних типів ґрунтів на землях с.-г. призначення наведений нижче.

Основу ґрунтового покриву області складають чорноземи звичайні, що відрізняються як за потужністю гумусового шару, так і за механічним складом – від важкосуглинкових до легкоглинистих. На їхню частку припадає близько 74 % всієї площі с.-г. угідь. Ґрунти мають високу потенційну родючість та здатність забезпечувати с.-г. культури певною кількістю елементів живлення [1,4].

Таблиця 1.1 – Експлікація основних типів ґрунтів Дніпропетровської області (с.-г. угіддя станом на 01.01.1994 р.)

Типи ґрунтів	Площа	
	тис. га	%
Чорноземи звичайні на лесових породах	1697,8	74,1
Чорноземи південні	246,5	10,8
Чорноземи на щільних глинах	21,5	0,9
Чорноземи на третинних та давньоалювіальних пісках	12,2	0,5
Чорноземи та дернові ґрунти на елювії щільних порід	5,6	0,2
Чорноземи лучні та лучно-чорноземні ґрунти	208,9	9,1
Болотні, лучно-болотні ґрунти	33,0	1,5
Солонці і солончаки, осолоділі ґрунти	9,7	0,4
Подові ґрунти	1,2	0,1
Дернові ґрунти на давньоалювіальних відкладеннях	5,2	0,2
Намиті та рекультивовані ґрунти	46,1	2,0
Розмиті ґрунти і виходи порід	4,8	0,2
Всього:	2292,5	100

При переміщенні з півночі на південь області, чорноземи звичайні малогумусні потужні переходять спочатку в середньопотужні, потім – в малогумусні, а останні – у чорноземи південні.

На найбільшій частині області розповсюджені чорноземи звичайні, середньо-, малогумусні та їх змиті, часом сильнозмиті різновиди. Вони займають широкі вододільні плато і схили річкових долин на всій лівобережній частині області, а також у центральній і північній частинах правобережжя. Це найбільш родючі ґрунти, сприятливі для розвитку с.-г. культур, використовуються здебільшого під рілля [1,4].

Чорноземи південні розповсюджені на правобережжі, на крайньому південному заході області на території Широківського і Апостолівського районів. Ґрунти також відзначаються високою родючістю і використовуються під рілля.

Чорноземи лучні, лучно-чорноземні та лучні ґрунти розповсюджені у заплавах річок та на надзаплавних терасах. Використовуються під рілля, сінокоси, пасовища.

Для оцінки вологозабезпеченості сільськогосподарських культур на сільськогосподарських угіддях досліджуваної території необхідно мати агрогідрологічні властивості ґрунтів. Для Дніпропетровської області вони наведені у табл. 1.2.

В даній роботі озима пшениця розглядається на зрошенні, тому агрогідрологічні характеристики потрібні для проведення розрахунків зрошувальної норми.

Таблиця 1.2 – Агрогідрологічні властивості ґрунтів. Дніпропетровська область

Генетичний тип	Механічний склад	Запаси вологи (мм) в шарах								
		0–20 см			0–50 см			0–100 см		
		непродуктивної	продуктивної при вологоємності		непродуктивної	продуктивної при вологоємності		непродуктивної	продуктивної при вологоємності	
			найменшій	повній		найменшій	повній		найменшій	повній
Губиниха										
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	29	36	87	75	80	216	147	151	428
Комісарівка										
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	23	44	98	67	103	217	140	188	397
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	22	33	88	58	85	208	116	170	393
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	24	29	82	61	78	198	126	163	374
Лошкарівка										
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	27	34	95	74	77	216	155	144	392
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	26	29	119	72	72	279	147	142	534
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	26	35	116	70	75	284	151	148	532
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	25	33	120	72	75	282	153	143	535
Нікополь										
Чорнозем звичайний	легкосуглинковий	25	39	79	61	90	197	125	171	372
Чорнозем звичайний	середньосуглинковий	18	33	110	48	82	264	96	154	517
Синельникове										
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	26	37		68	82		144	151	
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	25	44	69	63	97	160	129	196	325
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	25	40	89	68	89	208	149	163	372
Чаплине										
Чорнозем звичайний	важкосуглинковий	27	34		75	80		152	148	
Чорнозем звичайний	легкоглинистий	32	31	80	84	80	187	166	169	347
Чорнозем звичайний	легкоглинистий	31	34	80	81	81	190	155	172	363

2 РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ГРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТА ПРОДУКЦІЇ РОСЛИННИЦТВА

Забруднення ґрунтового-рослинного покриву радіонуклідами відбувається за рахунок двох категорій: природні й штучні.

До групи природних відносять радіонукліди з дуже тривалим напіврозпадом, що містяться в складі Землі з моменту її утворення (найбільш важливі ^{40}K , важкі радіонукліди ^{238}U і ^{232}Th , а також продукти їх розпаду й деякі інші)[3,19].

Крім того, біогенно значимі природні радіонукліди надходять на Землю з повітря (^3H , ^{14}C и ін.), деякі природні радіонукліди (^{40}K , ^{226}Ra і ін.) відіграють важливу роль при міграції по сільськогосподарських ланцюжках,

Другу групу радіонуклідів становлять штучні радіонукліди, тобто радіонукліди техногенного походження. До числа найбільш важливих у сільськогосподарському відношенні радіонуклідів відносять продукти розподілу урану й плутонію – ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs і деякі інші, а також нукліди з наведеною активністю (^{54}Mn , $^{55,59}\text{Fe}$, ^{50}Co , ^{65}Zn і ін.) і трансуранові радіонукліди (^{239}Pu , ^{241}Am і ін.).

Основними джерелами техногенних радіонуклідів в агросфері є залишкові кількості довготривалих радіонуклідів, які надійшли до неї в результаті випробувань ядерної зброї, а також викидів і скидань радіонуклідів при роботі атомних електростанцій і інших підприємств повного ядерного паливного циклу (підприємства по добуванню уранової сировини, заводи по переробці ядерного палива, яке було відроблено, і ін.). Особливу проблему представляє безвідповідальне відношення до радіоактивних відходів на цих підприємствах, у результаті якого радіонукліди надходять у навколишнє середовище й включаються в міграцію по сільськогосподарських ланцюжках. В останні роки росте число ядерних технологій, які використовуються у різних галузях господарської діяльності, з яких радіонукліди поступають в біосферу.

Дуже серйозним джерелом техногенних радіонуклідів для навколишнього середовища є великі радіаційні аварії в атомній промисловості і ядерній енергетиці, аварія на Південному Уралі в 1957 р. (СРСР), в Уіндскейлі (Великобританія) в 1957 р., на Чорнобильській атомній електростанції (СРСР) в 1986 р. і на АЕС Фукусіма-1 (Японія) в 2011 р.

Залишкові кількості радіонуклідів зберігаються на полігонах, де проводилися випробування ядерної зброї та на територіях, що прилягають до них (Семіпалатинський полігон, о. Нова Земля).

Ріст хімізації сільського господарства веде до збільшення застосування добрив і меліорантів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів. Це пов'язано, зокрема, з тим, що деякі види гірської сировини, які використовують при одержанні мінеральних добрив (у першу чергу фосфорних), збагачено ^{238}U , ^{232}Th і дочірніми продуктами їх розпаду [3, 14, 19].

Про кількість радіонуклідів у джерелі судять по їхній активності, одиницею якої є Бекерель ($1\text{Бк}=1\text{з}^{-1}$), у сільськогосподарській радіоекології широко використовують також іншу одиницю цієї величини – кюрі ($1\text{Ки} = 3,7 \cdot 10^{10}\text{Бк}$).

2.1 Забруднення ґрунтового покриву радіонуклідами

Масштаби й інтенсивність забруднення ґрунтів радіонуклідами різко зросла в другій половині 20 століття. Радіоактивні випадання антропогенного походження були пов'язані з бомбардуваннями атомними бомбами міст Хіросіма й Нагасакі, а також випробуваннями США, колишнім СРСР, Великобританією й іншими країнами ядерної зброї. Разом з тим з'явилося багато джерел, де атомна енергія використовується в мирних цілях [3, 19].

Бурхливий розвиток атомної енергетики вимагає великої кількості атомного палива, що привело до екологічних порушень. По оцінках фахівців, на АЕС трохи більше 2% ядерного палива використовується ефективно. Приблизно 98% його йде у відходи, що складають радіоактивні продукти.

Особливо небезпечне забруднення радіонуклідами з катастрофічними наслідками відбувається через вибухи та аварії на об'єктах атом(плутоній, стронцій, цезій, і ін.), які не можна поховати й утилізувати, а тільки зберігати вічно в спеціальних могильниках. Технічно складним є питання про демонтаж АЕС, який слід проводити через 30-50 років після введення станції в дію.

Від аварії, яка відбулася на 4-му енергоблоці Чорнобильської АЕС 26 квітня 1986 р. здригнувся увесь світ. І сьогодні шкода, яку вона нанесла природі й людству, ще до кінця не оцінена, хоча абсолютно ясно, що наслідки від цієї аварії трагічні.

За 15 днів аварії (з 26 квітня по 10 травня 1986 р.) радіоактивне випадання зареєстроване у Швеції, Фінляндії, Великобританії, Польщі, Румунії, Туреччині, Канаді, та в інших країнах світу, але найбільше забруднення було виявлено на Україні, Білорусії, і окремих областях Росії. По оцінках експертів, тільки на Україні забруднено 3,7 млн. га землі. Води Дніпра, Прип'яті, Південного Бугу, Дністра й багатьох малих річок несуть у собі радіонукліди ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu [3,18,19].

Спочатку, потрапивши в атмосферу, радіонукліди випали на ґрунт, рослини, воду. У ряді районів тварини й люди одержали радіоактивне опромінення. Висока міграційна здатність у харчових ланцюжках ґрунт – рослини продукти рослинництва – тварини – продукти тваринництва обумовили їх надходження в організм людини. До зовнішнього опромінення додалося ще і внутрішнє.

На частку зовнішнього опромінення припадає основна частина дози опромінення людини й тварин за короткий проміжок часу, тому воно обумовлене в першу чергу радіонуклідами з коротким періодом напіврозпаду (^{132}Te , ^{132}I , ^{131}I , і ін.).

Наявність радіонуклідів з більшим періодом напіврозпаду (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu і ін.) у харчових ланцюжках приводять до внутрішнього опромінення людини й тварин протягом багатьох десятиліть після забруднення.

Особливість радіоактивного забруднення ґрунтового покриву полягає в тому, що маса радіоактивних домішок дуже мала й вони не приводять до кількісних змін основних властивостей ґрунту. Вміст гумусу, елементів живлення, ємність катіонного обміну, рН, Eh і інші показники не змінюються. Велике значення має розподіл радіонуклідів по профілю ґрунту, їх концентрація в ґрунтовому розчині, ступінь рухливості й доступність рослинам.

Ґрунти важкого гранулометричного складу з високим вмістом гумусу здатні вбирати більшу кількість радіонуклідів, протидіяти їхньому надходженню в рослини. Однак рівень радіаційного забруднення в цих ґрунтах може згодом зростати [18,19].

У легких ґрунтах з низьким вмістом органічної речовини (дерново-підзолисті, сірі, підзолисті) в умовах промивного водного режиму спостерігається значима міграція радіонуклідів по профілю, існує небезпека забруднення підґрунтових вод.

В умовах сильного вітрового режиму, при зниженні вологості ґрунту й відсутності рослинності існує небезпека переносу радіонуклідів потоками вітру. Вони також можуть, змиватися зі схилів, і з водами поверхневого стоку попадати у водойми.

Забруднення рослин триває досить довгий період часу, оскільки ґрунт досить міцно втримує радіонукліди. Тому забруднення ґрунту слід вважати основним джерелом радіонуклідів, що попадають у харчові ланцюжки.

Найбезпечнішими радіонуклідами в цей час є стронцій-90 і цезій-137, які можуть накопичуватися й тривалий час зберігатися в ґрунтах. Вони мають подібні хімічні властивості з кальцієм і калієм, тому інтенсивно поглинаються рослинами. Потім, із продуктами рослинного або тваринного походження вони попадають в організм людини, де стронцій накопичується в кісткових, а цезій – у м'язових тканинах. Маючи період напіврозпаду 28,6 і 30,2 року, ці радіонукліди довгий час зберігаються в зараженому організмі, і нерідко накопичуються в кілках, які завдають шкоди здоров'ю людини. З

літератури відомо [15,16], що в людей, які проживають на забруднених територіях, спостерігається повністю жіноча й частково чоловіча стерильність, збільшується кількість хворих лейкозом і раком, росте смертність серед населення.

2.2 Радіоактивне забруднення вод Дніпровського каскаду

Про наслідки радіоактивного забруднення водних екосистем після аварії на ЧАЕС написано дуже багато [6,11]. Дана проблема вивчалася багатьма фахівцями різних організацій.

На ранньому етапі формування аварійного викиду радіоактивного забруднення зазнали значні водозбірні території в басейні р. Дніпро, а також інші водні об'єкти, вода яких використовується в системі водопостачання й водокористування із дніпровських водоймищ. Найбільшого впливу радіоактивного забруднення зазнали водозбірні й заплавні території р. Прип'ять у близькій зоні ЧАЕС. На цій території сформувався найбільш забруднений слід стронцієвих випадінь. Саме тому заплавні території річки на довгі роки стали одним з головних вторинних джерел радіоактивного забруднення дніпровської водної системи.

Незважаючи на те, що моніторинг забруднення проводився вже у перші дні після аварії, ясна картина про масштаби й структуру радіоактивного забруднення територій як основних вторинних джерел забруднення поверхневих вод була отримана тільки через багато місяців після викиду. У той період було практично неможливо впливати на забруднення водних систем. Початковий період після аварії на ЧАЕС в 1986 р. характеризувався широким спектром радіонуклідів у воді й особливо так званими короткоживучими нуклідами, які й сформували основну дозу опромінення людей у той період.

Починаючи з осені 1986 р., процес формування радіоактивного забруднення вступив у тривалу фазу вторинних ефектів забруднення води

річок і водоймищ за рахунок процесів змиву радіоактивності з поверхні водозборів, заплав річок і інфільтраційних стоків. Підземні стоки не виявляли істотного внеску в забруднення річок у порівнянні із процесами змиву й вторинного обміну вод із забрудненими донними відкладеннями.

Після 1987 р. у складі радіоактивного забруднення стали переважати ^{137}Cs і ^{90}Sr . З 1991 р. винос ^{90}Sr за межі зони відчуження ЧАЕС став збільшуватися, роль же цезієвої компоненти в балансі радіоактивних стоків у дніпровські водоймища поступово зменшувалося [6,11].

Формування рівнів радіоактивного забруднення дніпровських водоймищ відбувалося під впливом двох процесів: за рахунок річкового припливу (причому, чим вище була водність сезону або року, тим більше кількість радіонуклідів виносилася в річки), природними процесами самоочищення водної системи.

Час добігання забруднених вод, змитих із заплави річки до нижніх водоймищ каскаду, становить від 5 до 7 місяців залежно від водності й особливостей регулювання в дніпровському каскаді. Водоймища Дніпра стали своєрідним буфером та ємністю, що акумулює радіонукліди ^{137}Cs . Цей радіонуклід добре сорбується на часточках річкових наносів, значна частина яких осаджується у водоймищах як природних відстійниках. Багаторазове очищення дніпровських вод по шляху їх протікання із зони ЧАЕС до гирлової області стало результатом прояву процесів сорбції радіонуклідів на частках суспензій і їх виведення в дно в процесі седиментації. Так, більш 97% загального припливу ^{137}Cs у дніпровських водоймищах акумульоване в донних відкладеннях каскаду. Більша частина цезію-137 і інших радіонуклідів осіла на дно Київського водоймища.

Радіоекологічна ситуація в дніпровських водоймищах стабілізувалася й у цей час не викликає яких-небудь серйозних побоювань із погляду радіаційної безпеки.

У роки з високим повіддям найбільш забруднені заплавні території зони ЧАЕС можуть затоплюватися й здобувати функції джерела формування радіоактивних стоків у річку [6,11].

2.3 Оцінка забруднення радіонуклідами цезій-137 сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області

Рівень природного фону радіоактивності до аварії на Чорнобильській АЕС становив на території Дніпропетровської області 0,01-0,03 Кі/км² (табл. 2.1). Після аварії на ЧАЕС за рахунок випадання радіоактивних опадів відбулося забруднення ґрунтового покриву Дніпропетровської області радіонуклідами цезій-137. Тому що випадання опадів було плямистим, те й щільність забруднення радіонуклідами цезій-137 території Дніпропетровської області в 1986 році відрізнялося строкатістю (рис. 2.1). Найбільшою щільність забруднення радіонуклідами цезій-137 була у Дніпровському районі – 0,10 Кі/км². У Павлоградському, Петропавлівському, Покровському, П'ятихатському й Томаківському районах забруднення було в межах 0,06 - 0,07 Кі/км². Найменшою щільність забруднення спостерігалася в Васильківському та Межівському районах (0,03 Кі/км²). В останніх районах забруднення становило 0,04 - 0,05 Кі/км².

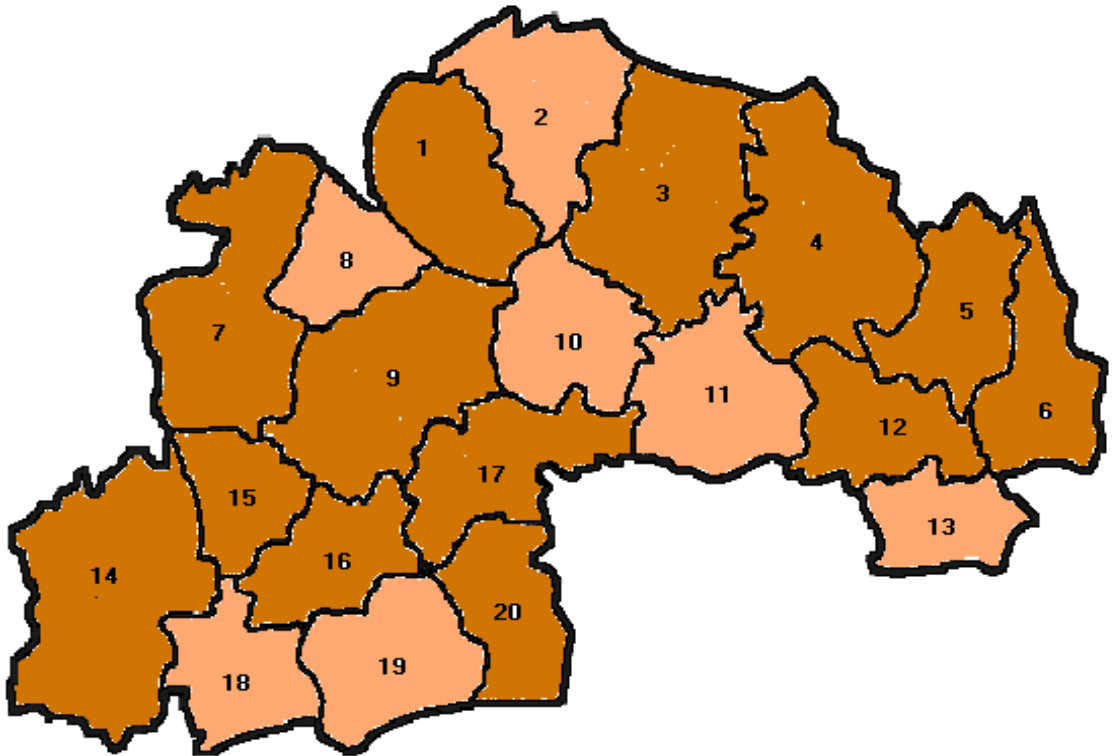
У Дніпровському, Новомосковському й Петропавлівському районах щільність забруднення радіонуклідами цезій-137 в порівнянні з часом до аварії (1981-1985р.р.) збільшилося в 3-4,5 рази, у Павлоградському збільшення було в 7 разів. В 2,5 рази щільність забруднення радіонуклідами цезій-137 зросла в Нікопольському й Магдалинівському районах області. В інших це збільшення становило в 1,5-2 рази.

Через тридцять років після аварії на ЧАЕС в 2016 р. (рис 2.1) в окремих районах спостерігається значне зниження рівня забруднення ґрунтів радіонуклідами цезій-137. Так у Дніпровському й П'ятихатському районах щільність забруднення ґрунтів зменшилось в 3 рази в порівнянні з 1986 роком;

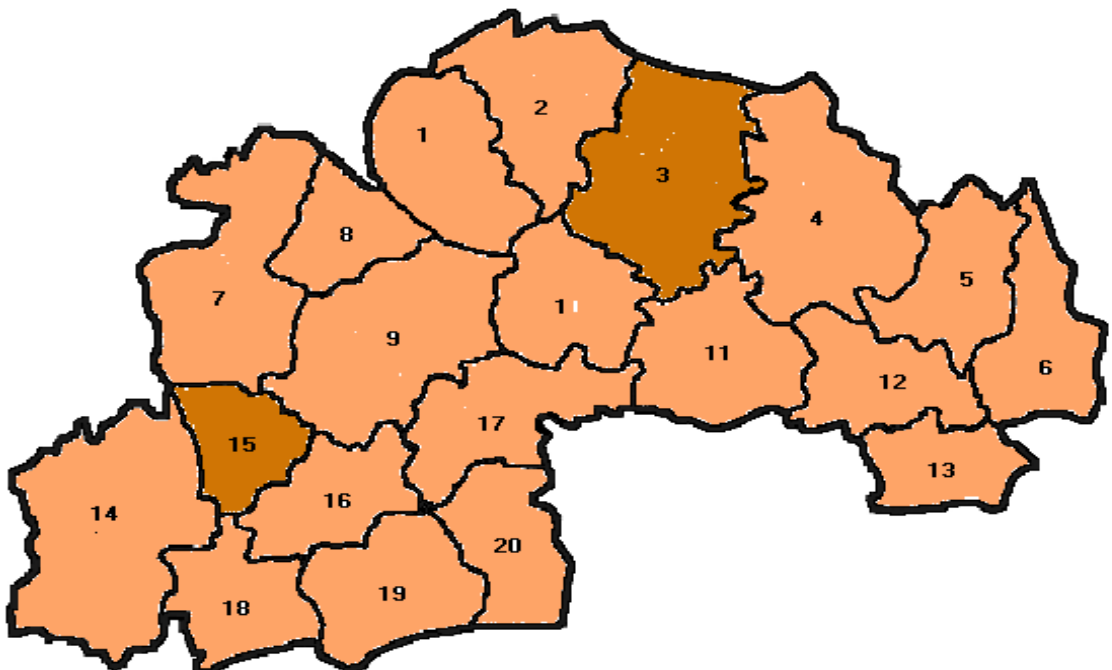

Таблиця 2.1 – Рівень радіоактивного забруднення радіонуклідами цезій-137 сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області.


№ району	Адміністративний район	Щільність забруднення, Кі/км ²		
		1981-85	1986	2016
18	Апостолівський	0,03	0,05	0,03
11	Васильківський	0,02	0,03	0,03
4	Верхньодніпровський	0,02	0,04	0,02
10	Дніпровський	0,02	0,10	0,03
13	Криворізький	0,03	0,05	0,05
9	Криничанський	0,03	0,05	0,03
2	Магдалинівський	0,02	0,05	0,03
12	Межівський	0,02	0,03	0,04
19	Нікопольський	0,02	0,05	0,03
3	Новомосковський	0,02	0,06	0,05
6	Павлоградський	0,01	0,07	0,03
7	Петропавлівський	0,02	0,07	0,03
1	Петриківський	0,04	0,04	0,04
16	Покровський	0,03	0,06	0,03
8	П'ятихатський	0,03	0,06	0,02
5	Синельниківський	0,02	0,05	0,03
15	Солонянський	0,03	0,05	0,02
14	Софіївський	0,03	0,05	0,03
20	Томаківський	0,03	0,06	0,03
17	Широківський	0,03	0,05	0,03

1986 рік



2016 рік



 від 0 до 0,05


 від 0,05 до 0,1


 свйше 0,1

Рисунок 2.1 – Карта-схема питомої щільності забруднення радіонуклідами Cs-137 ґрунтово-рослинного покриву Дніпропетровської області, Кі/км²

у Солонянському й Павлоградському воно стало меншим в 2,5 рази; у Верхньодніпровському, Покровському й Тамаківському – в 2 рази. В останніх районах області залишилося практично без змін.

Слід зазначити, що землеробство Дніпропетровської області в основному розвивається в умовах зрошення. У Дніпропетровській області загальна площа сільськогосподарських угідь становить 2387 тис. га, з них 254 тис. га зрошуються водами Дніпровського каскаду з Дніпродзержинського, Дніпровського (Запорізького) й Каховського водоймищ, що становить приблизно 11 % від загальної площі.

Вживання в їжу продуктів зрошеного землеробства є одним з найбільш значимих факторів формування дози опромінення людей, що проживають у басейні річки, вода яких інтенсивно використовується для поливного землеробства.

2.4 Закономірності радіоактивного забруднення продукції рослинництва в результаті аварії на ЧАЕС

Коли припинилося випадання радіоактивних сухих і мокрих опадів з атмосфери (з 1987 року), основним джерелом забруднення сільськогосподарської продукції є ґрунти. Основними радіонуклідами, підвищений вміст яких приводить до радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції є ^{137}Cs і ^{90}Sr . Тому що їм характерний великий період напіврозпаду, порядку 28-30 років і вони мають високу міграційну здатність в системі ґрунт – рослина – тварина - людина. Ці радіонукліди здатні в значних кількостях накопичуватися в сільськогосподарській продукції та надходити в організм людини [15, 16].

На забруднених у результаті аварії на ЧАЕС територіях у радіоактивних випадіннях переважає ^{137}Cs і в значно менших кількостях присутній ^{90}Sr .

У ґрунтах ^{137}Cs на 90-97 % закріплюється в необмінній формі, слабо мігрує по ґрунтовому профілю й стає практично недоступним рослинам. ^{90}Sr ,

навпаки, на 90-95 % перебуває в ґрунтах в обмінній формі і є більш біологічно доступним.

Радіонукліди в ґрунтах утримуються в ультрамікрокількості, тому надходження їх у рослини при тих самих ґрунтово-кліматичних умовах прямопропорційно щільності забруднення ґрунту. Для оцінки накопичення радіонукліда в урожаї при різній щільності забруднення ґрунту використовується коефіцієнт переходу (КП), який являє собою вміст радіонукліда в даній рослині або частині рослини при щільності забруднення ґрунту рівній одиниці. Показник КП вимірюється в $\frac{nKi / кг \cdot \text{растения}}{Ki \cdot км^2 \cdot \text{почвы}}$ або $\frac{Бк / кг}{кБк / м^2}$. Помноживши значення КП для заданої культури на значення даної щільності забруднення ґрунту, одержимо накопичення радіонукліда в урожаї при заданій щільності забруднення ґрунту для якої значення КП установлене експериментально [15, 16].

Надходження радіонуклідів, і зокрема цезію-137, у рослини залежить не тільки від щільності забруднення ґрунту, але й від ряду інших факторів. Одним з таких факторів є здатність ґрунту сорбірувати радіонукліди в необмінній формі, тобто у формі практично недоступній рослинам.

Установлене, що надходження елементів мінерального живлення в рослини перебувають під генетичним контролем, а саме, поглинання макро- і мікроелементів рослиною носить виборчий характер. Наприклад, такі елементи як *K* і *Ca* накопичуються в рослинах у кількостях, що забезпечують нормальний розвиток рослин і їх вміст у рослинах порівняно слабо корелює зі вмістом цих елементів у ґрунтах (у певних межах)[15].

Радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr не є біологічно значимими, але є хімічними аналогами калію (*K*) і кальцію (*Ca*) відповідно, тобто мають подібні хімічні властивості. При надходженні в рослину ^{137}Cs у ньому спрацьовують ті ж механізми, що при надходженні калію, а при надходженні в рослину ^{90}Sr – працюють ті ж механізми, що й при надходженні кальцію. Тобто ^{137}Cs і ^{90}Sr надходять у рослину попутно із вступом їх хімічних аналогів елементів

мінерального живлення рослин – калієм і кальцієм. З водяних розчинів ^{90}Sr і Ca , ^{137}Cs і K надходять у рослини в тих же співвідношеннях, у яких вони перебувають у розчині. При вирощуванні рослин на різних ґрунтах це співвідношення радіонукліда і його носія в рослинах може змінюватися в порівнянні зі співвідношенням цих елементів у ґрунтах залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунтів і самих радіонуклідів.

Співвідношення радіонукліда і його неізотопного носія (^{137}Cs і обмінного K , ^{90}Sr і обмінного Ca) у ґрунтах є в значній мірі визначальним фактором різних рівнів накопичення радіонуклідів у рослинах на ґрунтах різних типів при однаковій щільності їх забруднення. На чорноземах і дерново-підзолистих ґрунтах накопичення кальцію в рослинах приблизно однаково, однак співвідношення стронцію до кальцію в чорноземах значно нижче, чим у бідних дерново-підзолистих ґрунтах. Отже, при практично однаковому накопиченні в рослинах кальцію стронцій у рослинах, що вирощуються на чорноземах, накопичується в значно менших кількостях, ніж у рослинах, що вирощуються на дерново-підзолистих ґрунтах [15, 16].

Слід зазначити, що якщо для ^{90}Sr основним фактором, що визначають різні рівні накопичення радіонукліда в урожаї однієї й тієї ж культури є вміст у ґрунті обмінного Ca , тобто співвідношення радіонукліда і його носія в ґрунтах, то на надходження ^{137}Cs у рослини поряд із впливом співвідношення радіонукліда й обмінного калію в ґрунтах таке ж або навіть більший вплив можуть виявляти інші фактори.

Кислотність ґрунтового розчину сприяє збільшенню рухливості радіонуклідів у ґрунтах, підвищенню їх біологічної доступності й отже збільшенню накопичення їх у рослинах. Надходження радіонуклідів у рослини залежить і від ряду інших фізико-хімічних властивостей ґрунтів, а так само від кліматичних (погодних) умов.

У табл. 2.2 представлені значення коефіцієнтів переходу ^{137}Cs в урожай з різних ґрунтів України при однаковій щільності забруднення. З наведених даних видно, що рівні радіоактивного забруднення урожаю однієї й тієї ж

культури на різних ґрунтах значно різняться. Простежується закономірність – погіршення родючості ґрунтів, зниження в них вмісту калію й кальцію, значно збільшують рівні накопичення ^{137}Cs в урожаї. З дерново-підзолистих ґрунтів Полісся України, які піддалися радіоактивному забрудненню, перехід радіоцезію в рослини є найвищим [15, 16].

Таблиця 2.2 – Накопичення ^{137}Cs в урожаї культур, що вирощуються на різних ґрунтах

Тип ґрунту	Область	КП, $\frac{\text{Бк} / \text{кг}}{\text{кБк} / \text{м}^2}$		
		горох	пшениця	буряк столовий
Чорнозем типовий	Полтавська	0,01	0,004	0,005
Лучно-чорноземна	Миколаївська	0,015	0,003	0,006
Чорнозем південний	АР Крим	0,032	0,005	0,014
Чорнозем звичайний	Луганська	0,045	0,004	0,014
Чорнозем деградований	Тернопільська	0,088	0,005	0,028
Світла-сіра	Вінницька	0,022	0,007	0,011
Темно-сіра	Ровенська	0,024	0,008	0,020
Темно-сіра	Вінницька	0,033	-	0,023
Дерново-підзолиста	Чернігівська	0,070	0,032	0,034
Дерново-підзолиста	Ровенська	0,100	0,028	0,053
Дерново-підзолиста	Сумська	0,600	0,044	0,063
Дерново-підзолиста	Івано-Франківськ	1,42	0,033	0,022
Дерново-підзолиста	Київська	2,24	0,041	0,38
Піщана	Київська	1,07	-	-
Піщана	Київська	2,35	0,17	-
Кратність відмінностей		23,5	56,6	70

Рівні забруднення врожаю на забрудненій території можуть залежати й від фізико-хімічних властивостей випадінь, від ступеню доступності радіонуклідів у самих випадіннях.

Рівні радіоактивного забруднення продукції рослинництва в значній мірі залежать від біологічних особливостей культур, які вирощуються на забруднених сільськогосподарських угіддях. Вивчення накопичення радіоцезію в урожаї польових, кормових і овочевих культур в умовах Полісся України проводилося в стаціонарних польових досвідах на низькородючому дерново-підзолистому супіщаному ґрунті, який піддався радіоактивному забрудненню в результаті аварії на ЧАЕС.

Проведені дослідження показали [15, 16], що в тих самих умовах рівні забруднення врожаю різних культур мали чітко виражені відмінності залежно від приналежності до різних видів і біологічних особливостей рослин. Злакові зернові культури характеризуються меншим накопиченням радіоцезію у зерні в порівнянні із зернобобовими культурами. Зі злакових зернових культур у найменших кількостях ^{137}Cs накопичується в зерні кукурудзи, у найбільших – у зерні вівса. Відмінності рівнів забруднення урожаю цих культур відрізнялися в 5 разів. Зернобобові культури по рівнях забруднення зерна різнилися в 8, 6 разів, при цьому найменша кількість ^{137}Cs накопичувалося в бобах, найбільше – у зерні люпину жовтого. Відмінності по накопиченню радіоцезію в зерні кукурудзи й люпину жовтого склали 64,3 рази. Слід зазначити, що при щільності забруднення даного ґрунту різних ґрунтах $0,56 \text{ МБк/м}^2$ (15 Ки/км^2) вміст радіоцезію в урожаї всіх злакових культур не перевищує тимчасові допустимі рівні ТДР-91 (370 Бк/кг), у той час як вміст радіоцезію в урожаї бобових культур, за винятком бобів, перевищує тимчасові допустимі рівні (табл. 2.3).

Більшість овочевих культур характеризується порівняно невисоким накопиченням радіоцезія в урожаї. У той же час рівні забруднення різних овочевих культур, які вирощуються на одному й тому ж забрудненому ґрунті, різняться в 66,6 разів. При щільності забруднення дерново-підзолистого

супіщаного ґрунту $0,56 \text{ МБк/м}^2$ (15 Ки/км^2) вміст радіоцезію в урожаї культур, що відносяться до першої групи (баклажани, лук, перець солодкий, гарбуз, патисони, часник, помідори), не перевищує 10% від ТДР-91 і міжнародних норм (табл. 2.4).

Таблиця 2.3 – Коефіцієнти переходу цезія-137 у рослини й вміст його у урожаї при щільності забруднення дерново-підзолистого супіщаного ґрунту $0,56 \text{ МБк/м}^2$ (15 Ки/км^2)

Культура	КП, $\frac{\text{Бк/кг}}{\text{кБк/м}^2}$		Вміст в урожаї, Бк/кг	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Кукурудза	0,07	0,27	39	150
Пшениця озима	0,11	0,43	61	239
Ячмінь	0,13	0,19	72	105
Пшениця яра	0,16	0,33	89	183
Просо	0,24	0,81	133	450
Жито	0,24	0,28	133	155
Овес	0,35	0,81	195	450
Боби	0,52	1,26	289	700
Гречка	0,76	0,80	422	444
Соя	0,88	1,20	484	676
Горох	0,91	1,45	505	805
Вика	1,29	1,48	716	821
Люпин жовтий	4,5	-	2498	-

Кратність відмінностей КП для зерна 64,3 рази

Накопичення радіоцезію в урожаї таких культур, як огірки, фізаліс, шпинат, морква, капуста, картопля й ін. на цьому же ґрунті при такій же щільності забруднення не перевищувало 20% від тимчасово припустимих рівнів [15, 16].

Більш високим накопиченням ^{137}Cs в урожаї характеризуються культури, віднесені до третьої групи – редис сорту «Червоний з білим кінчиком», капуста рання, кріп, салат, буряк столовий й ін. При щільності забруднення $0,56 \text{ МБк/м}^2$ (15 Ки/км^2) вміст радіоцезію в урожаї цих культур склало від 20 до 30 % ТДР-91.

Таблиця 2.4 – Коефіцієнти переходу радіоцезію в урожай овочевих культур на дерново-підзолистому супіщаному ґрунті й накопичення його в урожаї при щільності забруднення 0,56 МБк/м² (15 Кі/км²)

Група	Культура	КП, $\frac{Бк / кг}{кБк / м^2}$	Вміст у урожаї, Бк/кг	% від ТДР-91
1	Баклажани, цибуля перо, цибуля ріпка, перець солодкий, кабачки, гарбуз, патисони, часник, помідори	0,013-0,11	7,2-60	1,2-10
2	Огірки, фізаліс, шпинат, морква, редис, петрушка, коріандр, капуста білокачанна й кольорова, картопля, топінамбур	0,11-0,21	60-120	10-20
3	Редис, капуста рання, капуста кольрабі, фенхель, кріп, салат, цибуля запашна, буряк столовий	0,21-0,32	120-180	20-30
4	Капуста брюсельська, буряк столовий, щавель, чорнушка	0,32-0,43	180-240	30-40
5	Чабер	0,43-0,54	240-300	40-50
6	Крес-Салат, гірчиця-салатна	0,54-0,86	300-480	50-80

Порівняно невелика кількість культур, що віднесені до 5 і 6 груп характеризуються порівняно високим накопиченням ¹³⁷Cs в урожаї. Вміст цезія-137 в урожаї цих культур у даних умовах становить 40-80 % від ТДР-91 [15].

Результати досліджень із різними культурами в умовах польового дослідження показують, що шляхом підбору культур, що мало накопичують радіонуклідів можна добитися одержання продукції рослинництва з меншим вмістом радіонукліда при більш високій щільності забруднення ґрунту.

3 МОДЕЛЮВАННЯ ТА ОЦІНКА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ В ПРОЦЕСІ ЇЇ ВИРОЩУВАННЯ ТА ПЕРЕРОБКИ

3.1 Математична модель радіоактивного забруднення продукції рослинництва в умовах зрошення

Водокористування в сільському господарстві. У басейні Дніпра зрошується більш ніж 1,8 млн. га сільськогосподарських угідь. У Дніпропетровській області загальна площа сільськогосподарських угідь становить 2387 тис. га, з них 254 тис. га зрошуються водами Дніпровського каскаду, що становить приблизно 11% від загальної площі [9,12].

Моделювання переносу радіонуклідів у сільськогосподарських екосистемах виконувалося на основі модифікованої математичної моделі, розробленої для оцінки забруднення сільськогосподарських продуктів в умовах використання радіоактивно забруднених джерел води для поливного землеробства в моделі ECOSYS, яка запропонована Muller і Prohl.

Загальна структура моделі описується з використанням системного підходу.

Частина I. Вхід – характеристики зовнішнього середовища:

- кліматичні (температура повітря й ґрунту);
- ґрунтові (щільність і запаси вологи орного шару ґрунту, її кислотність, вміст гумусу й рухливого калію);
- біологічні й біофізичні (тривалість вегетаційного періоду, суми ефективних температур, біомаса рослин);
- антропогенні (норма вегетаційного поливу, концентрація радіонуклідів у повітрі, ґрунті й зрошувальній воді).

Частина II представляє внутрішню структуру системи «ґрунт – рослина – атмосфера», яка описується рівняннями балансу біомаси й радіонуклідів у ґрунтово-рослинному покриві.

Частина III. Вихід:

- питома активність радіонуклідів у загальній біомасі й господарсько-корисної частині рослинницької продукції;
- концентрація радіонуклідів у продуктах переробки.

Блок-схема моделі представлена на рис. 3.1.

Наведена схема має блочну структуру й ділиться на блоки:

- вхідної інформації;
- динаміка площі листів;
- динаміка біомаси (загальної й господарсько-корисної частини);
- динаміка накопичення радіонуклідів з урахуванням: а) кореневого поглинання й б) надходження радіонуклідів у рослини з поливними водами;
- накопичення радіонуклідів у загальній біомасі рослин і в господарсько-корисній їх частині;
- вміст радіонуклідів у продуктах переробки;
- агрохімічні заходи зниження рівня забруднення.

Накопичення радіонуклідів у рослинах на зрошуваних землях відбувається внаслідок кореневого надходження радіонуклідів, які перебувають у ґрунті внаслідок первинних випадінь чорнобильського й дочорнобильського походження радіонуклідів, які привносяться в ґрунт при поливі забрудненою водою, а також при безпосередньому надходженні радіонуклідів з поливної води до листя.

3.1.1 Розрахунок активності, що утримується надземною частиною рослин при поливі

Сумарна активність, яка утримується надземною частиною рослин при поливі, може бути представлена як

$$A_i = f_{w,i} A_w, \quad (3.1)$$

де A_i - сумарна питома активність на рослині виду i ; $f_{w,i}$ - фракція утримання для рослини виду i ; A_w - питома поверхнева активність внесена при поливі.

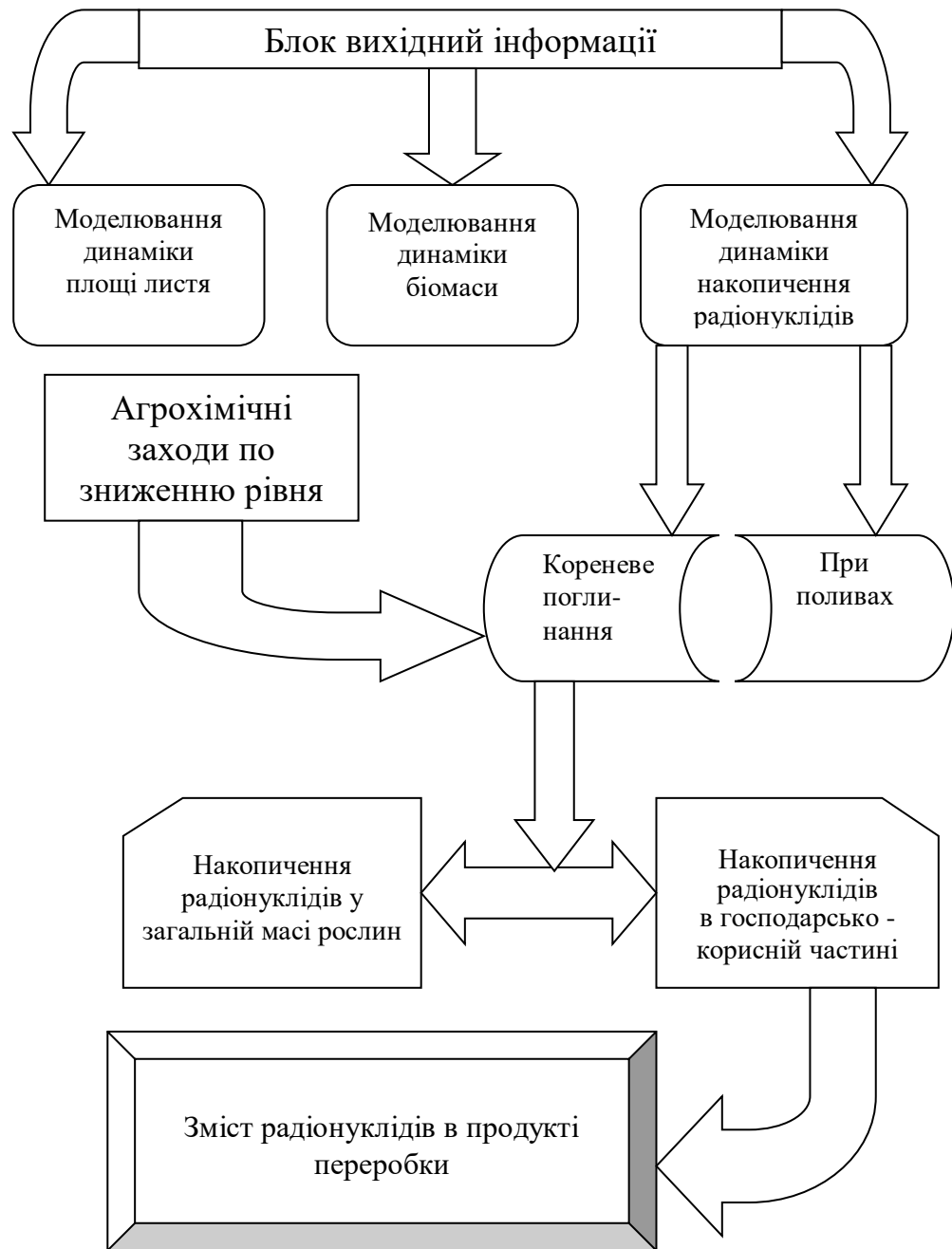


Рисунок 3.1 – Блок - схема моделі формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт [9]

Частина утримуваних рослиною радіонуклідів визначається як:

$$f_{w,i} = \frac{LAI_i S_i}{R} \left[1 - \exp\left(\frac{-\ln 2}{3 \cdot S_i} \cdot R\right) \right], \quad (3.2)$$

де S_i - ефективне утримання води для рослини виду i ; LAI_i - поверхня листової частини рослин, яке припадає на одиницю площі їх росту; R - питомий об'єм поливу на одиницю площі листової поверхні.

У випадку, якщо значення фракції утримання радіонуклідів перевищує 1, значення $f_{w,i}$ приймається рівним 1. Об'єм поливу рослин наведено в табл. 3.1. Значення ефективного утримання води S_i , які використовуються в моделі, ураховуються для ^{137}Cs рівними 0,2-0,3 мм, а для ^{90}Sr – 0,4-0,6 мм залежно від виду рослин. Значення LAI залежать від сезону року.

Таблиця 3.1 – Середні по Україні зрошувальні норми, тис.м³/га за сезон

Рослина	Зрошувальна норма	Рослина	Зрошувальна норма
Трави	0,6-1,5	Кукурудза	1-1,5
Озима пшениця	1-2	Буряк	0,6-1
Яриця	1-2	Картопля	0,6-1
Озимий ячмінь	1-2	Листові овочі	2-3
Яровий ячмінь	1-2	Плодові овочі	1-1,5
Овес	1-2	Овочі-коренеплоди	0,6-2
Жито	1-2		

Для кожного виду розглянутих рослин функції LAI табульовані.

Активність рослинних продуктів формується за рахунок безпосереднього надходження радіонуклідів через листя, а також за рахунок кореневого надходження:

$$C_i(t) = C_{i,l}(t) + C_{i,r}(t), \quad (3.3)$$

де $C_i(t)$ – загальна активність у рослині виду i , Бк/кг; $C_{i,l}(t)$ – активність у рослині виду i від надходження через листя, Бк/кг; $C_{i,r}(t)$ – активність у рослині виду i від кореневого надходження, Бк/кг [9].

3.1.2 Надходження радіонуклідів у рослини через листя

При розрахунку вмісту радіонуклідів у рослинах необхідно розрізнити рослини, що вживаються людиною або тваринами в їжу цілком (листові овочі, трави й т.п.) і рослини, у яких використовується тільки окрема частина (зерно, насіння, бульби, коренеплоди, плоди і т.д.). Концентрація активності $C_{i,l}(t)$ у момент t після поливу визначається початковою активністю в рослинах, втратами активності за рахунок погодних факторів (дощ, вітер), радіоактивним розпадом, а також ефектом "розведення" внаслідок росту біомаси рослин. Для рослин, що вживаються цілком, за винятком пасовищних трав, ріст біомаси враховується в неявному виді, тому активність, яка поглинається листям, залежить від урожайності. Таким чином, концентрація активності може бути виражена як

$$C_{i,l}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} \exp[-(\lambda_w + \lambda_r)\Delta t] , \quad (3.4)$$

де $C_{i,l}(\Delta t)$ – концентрація активності в рослині виду i у період збору врожаю; A_i – загальна питома активність на рослині виду i , що залежить від LAI даної рослини в момент поливу; Y_i – урожайність рослини виду i у період збору врожаю; λ_w – швидкість втрати активності за рахунок впливу погодних факторів; λ_r – константа радіоактивного розпаду; Δt – час, який пройшов з моменту поливу до збору врожаю [9].

Періоди збору врожаю й урожайність різних культур відомі й задаються.

Для рослин, які вживаються в їжу лише частково, необхідно розглядати процес переносу радіонуклідів від листів до їстівної частини рослини. Цей механізм залежить від фізіологічних властивостей розглянутого елемента: він має велике значення при надходженні цезію й практично не впливає на активність у випадку надходження стронцію. В останньому випадку має значення лише безпосереднє надходження у їстівну частину рослини. Крім того, кількість перенесеної активності залежить від тривалості періоду Δt між поливом і збором врожаю.

У моделі переносу описується коефіцієнт переходу $T_i(\Delta t)$, що являє собою фракцію активності, перенесену від листів у їстівну частину рослини до моменту збору врожаю. Коефіцієнт залежить від елемента, виду рослини, а також часу, який пройшов від поливу до збору врожаю [9].

Концентрація радіонукліда в рослинах виду i , зібраних через Δt днів після поливу визначається наступною формулою

$$C_{i,l}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} T_i(\Delta t) \exp(-\lambda_r \Delta t), \quad (3.5)$$

де $T_i(\Delta t)$ – коефіцієнт переходу для рослини виду i ; Y_i – урожайність їстівної частини рослини виду i .

3.1.3 Кореневе надходження радіонуклідів у рослини

Концентрація радіонукліда в рослинах, яка надійшла кореневим шляхом, розраховується з використанням концентрації радіонукліда в ґрунті й коефіцієнтів накопичення TF_i , які виражають співвідношення концентрацій активності в рослині та ґрунті. При цьому враховується вплив агрохімічних властивостей ґрунту, а також внесення калійних добрив і вапнування на процес накопичення радіонуклідів коріннями рослин:

$$C_{i,r}(t) = [TF_i C_s(t)] A_{xim} (1 - F_{ud} / F_{izv}), \quad (3.6)$$

де $C_{i,r}(t)$ – концентрація радіонукліда в рослині виду i від кореневого надходження в момент t після поливу; TF_i – коефіцієнт накопичення в системі ґрунт – рослина для рослини виду i ; $C_s(t)$ – концентрація радіонукліда в прикореневій області ґрунту в момент t , A_{xim} – узагальнена функція впливу агрохімічних властивостей ґрунту на накопичення коріннями радіонуклідів; F_{ud} – функція впливу внесення калійних добрив на накопичення радіонуклідів коріннями рослин; F_{izv} – функція впливу внесення вапна на кореневе накопичення радіонуклідів [9].

Узагальнена функція впливу агрохімічних властивостей ґрунту на накопичення коріннями радіонуклідів визначається з виразу

$$A_{xim} = (F_{pH} F_{gum} F_{KO})^{0,333}, \quad (3.7)$$

де F_{pH} – функція впливу pH сольової витяжки на накопичення радіонуклідів корінням:

$$F_{pH} = 40,699 - 22,372pH + 4,703pH^2 - 0,445pH^3 + 0,016pH^4, \quad (3.8)$$

де F_{gum} – функція впливу вмісту гумусу в ґрунті (G) на накопичення радіонуклідів корінням:

$$F_{gum} = 1,085 - 1,068G + 0,449G^2 - 0,090G^3 + 0,007G^4, \quad (3.9)$$

де F_{KO} – функція впливу вмісту рухливого калію (K) в ґрунті на накопичення коріннями радіонуклідів:

$$F_{KO} = 2,012 - 17,424K + 63,161K^2 - 111,57K^3 + 95,330K^4 - 31,553K^5. \quad (3.10)$$

Ефективність внесення різних доз калійних добрив для зниження накопичення радіонуклідів у рослині багато в чому визначається вмістом рухливого калію в ґрунті, куди вносяться ці добрива. Чим більша кількість рухливих форм калію утримується в ґрунті, тим нижче ефект внесення калійних добрив. Функція ефективності впливу калійних добрив на накопичення рослиною радіонуклідів описується системою рівнянь, яка отримана для різних рівнів вмісту рухливих форм калію в ґрунті. У загальному вигляді ця функція записується як

$$F_{ud} = a_0 + a_1K_{norm} + a_2(K_{norm})^2 + a_3(K_{norm})^3 + a_4(K_{norm})^4 + a_5(K_{norm})^5, \quad (3.11)$$

при $K_{krit1} < K_s \leq K_{krit2}$,

де K_{norm} – доза внесення калійних добрив; K_{krit1} і K_{krit2} – межі інтервалу вмісту рухливого калію в ґрунті; K_s – вміст рухливого калію в ґрунті; $a_0, a_1, a_2, a_3, a_4, a_5$

- параметри рівняння (3.11) при різних інтервалах вмісту рухливого калію в ґрунті, які наведені в табл. 3.2.

Таблиця 3.2 – Чисельні значення параметрів рівняння (3.11)

Вміст K_2O у ґрунті, мг/100г		Чисельні значення параметрів рівняння (3.11)					
K_{krit1}	K_{krit2}	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5
–	<1,51	$4,34 \cdot 10^{-1}$	$5,16 \cdot 10^{-3}$	$-2,34 \cdot 10^{-5}$	$5,41 \cdot 10^{-8}$	$-6,08 \cdot 10^{-11}$	$2,64 \cdot 10^{-14}$
1,51	3,01	$1,73 \cdot 10^{-1}$	$7,36 \cdot 10^{-3}$	$-3,72 \cdot 10^{-5}$	$1,01 \cdot 10^{-7}$	$-1,38 \cdot 10^{-10}$	$7,25 \cdot 10^{-14}$
3,01	5,01	$5,13 \cdot 10^{-2}$	$5,86 \cdot 10^{-3}$	$-2,33 \cdot 10^{-5}$	$5,27 \cdot 10^{-8}$	$-6,12 \cdot 10^{-11}$	$2,80 \cdot 10^{-14}$
5,01	8,01	$2,80 \cdot 10^{-2}$	$4,51 \cdot 10^{-3}$	$-1,53 \cdot 10^{-5}$	$3,31 \cdot 10^{-8}$	$-3,98 \cdot 10^{-11}$	$1,98 \cdot 10^{-14}$
8,01	15,01	$-1,47 \cdot 10^{-2}$	$3,81 \cdot 10^{-3}$	$-1,43 \cdot 10^{-5}$	$3,77 \cdot 10^{-8}$	$-5,33 \cdot 10^{-11}$	$2,97 \cdot 10^{-14}$
>15,01	–	$-1,40 \cdot 10^{-2}$	$2,04 \cdot 10^{-3}$	$-5,80 \cdot 10^{-6}$	$1,56 \cdot 10^{-8}$	$-2,42 \cdot 10^{-11}$	$1,048 \cdot 10^{-14}$

Вапнування в комбінації із внесенням калійних добрив приводить до значного зниження накопичення радіонуклідів рослиною. Ефективність вапнування визначається багато в чому дозою внесених калійних добрив, функція цього ефекту в загальному виді записується як

$$F_{izv} = P_{izv}, \text{ якщо } (K_{norm})_{krit1} < K_{norm} \leq (K_{norm})_{krit2}, \quad (3.12)$$

де P_{izv} – ефективність вапнування при визначеному діапазоні внесення калійних добрив; $(K_{norm})_{krit1}$ і $(K_{norm})_{krit2}$ – межі діапазону норми внесення калійних добрив. Зменшення надходження радіонуклідів у рослини при вапнуванні залежно від дози внесених калійних добрив наведено в табл. 3.3.

Якщо надходження у ґрунт відбувається в період росту рослини, то для кореневого надходження використовується коригувальний коефіцієнт, який зменшує кореневе надходження. Цей коефіцієнт являє собою відношення проміжку часу від поливу до збору врожаю, тобто до всього періоду тривалості вегетації [9].

Концентрація в прикореновому шарі ґрунту розраховується за формулою

$$C_s(t) = \frac{A_s}{L\delta} \exp[-(\lambda_s + \lambda_f + \lambda_r)t], \quad (3.13)$$

де A_s – загальна питома активність на ґрунті; L – глибина прикореневого шару; δ – щільність ґрунту; λ_s – швидкість зменшення активності через переміщення за межі прикореневого шару; λ_f – швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті.

Значення λ_s розраховується за формулою

$$\lambda_s = \frac{v_a}{L(1 + \frac{K_d\delta}{\Theta})}, \quad (3.14)$$

де v_a – швидкість просочування води в ґрунті; K_d – коефіцієнт розподілу; Θ – вміст води в ґрунті.

Таблиця 3.3 – Зменшення вступу радіонуклідів у рослини при вапнуванні залежно від дози внесених калійних добрив

Доза внесення калійних добрив, кг(д. в.)/Га		Кратність зменшення накопичення радіонуклідів при внесенні вапни
$(K_{norm})_{krit1}$	$(K_{norm})_{krit2}$	
	<61	1,5
61	121	2,0
181	241	3,0
241	301	3,5
301	361	4,0
361	421	4,25
421	481	4,5
481	541	4,75
>541	–	4,85

Ураховується, що глибина прикореневого шару для ріллі й пасовищ становить, відповідно, 0,25 і 0,10 м. Середньорічна швидкість просочування води передбачається близько 2 м/рік, щільність ґрунту – $1,4 \cdot 10^{-3}$ кг/м³ і середній вміст води в ґрунті вважається рівним 20 %. Коефіцієнт розподілу K_d для стронцію рівний 100 см³/г, а для цезію – 1000 см³/г. Швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті λ_f ураховується для ¹³⁷Cs – $2,2 \cdot 10^{-4}$ доб.⁻¹, а для ⁹⁰Sr – $9 \cdot 10^{-5}$ доб.⁻¹ [9].

При виконанні розрахунків були використані відомості про коефіцієнти накопичення ґрунт – рослина TF_i (табл. 3.4), урожайності сільськогосподарських культур в областях басейну р. Дніпро (табл. 3.5), коефіцієнтах переходу радіонуклідів з поливних вод у сільськогосподарські культури (табл. 3.6), а також інформація про значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в сільськогосподарські культури (табл. 3.7) [9,18].

Таблиця 3.4 – Коефіцієнти накопичення ґрунт – рослина TF_i (Бк/кг)/(Бк/кг)

Рослина	^{137}Cs	^{90}Sr
Трави	0,05	0,5
Картопля	0,01	0,02
Злаки	0,02	0,03
Листові овочі	0,02	0,03
Овочі-коренеплоди	0,01	0,02
Плодові овочі	0,01	0,02

Таблиця 3.5 – Урожайність сільськогосподарських культур в областях басейну р. Дніпро, ц/га

Область	Зернові й зернобобові	Пшениця озима яра	Кукурудза	Ячмінь озимий і ярий	Картопля	Овочеві	Цукровий буряк	Плоди і ягоди
Чернігівська	20,3	23,2	33,4	19,9	137	122	233	20,1
Київська	26,6	30,5	39,5	23,3	110	132	269	12,9
Черкаська	28,1	32,9	35,0	25,7	113	120	258	10,6
Полтавська	28,2	31,3	36,7	28,2	93	111	214	30,9
Кіровоградська	26,8	29,3	30,3	28,3	56	87	213	10,4
Дніпропетровська	28,4	32,9	24,7	28,1	76	130	229	23,8
Запорізька	25,8	29,2	26,4	22,1	77	119	153	27,5
Херсонська	25,4	28,6	34,5	20,4	69	149	–	25,8
Миколаївська	27,0	29,1	26,3	28,7	67	128	226	9,2
АР Крим	30,7	31,0	36,9	30,0	105	169	–	36,4

Таблиця 3.6 – Середні коефіцієнти переходу радіонуклідів з поливних вод у сільськогосподарські культури 10^{-3} (Бк/кг сирової маси)/(Бк/м² угідь), коефіцієнт варіації 50-100 %

Елемент	Спосіб поливу	Озима пшениця зерно	Люцерна, зелена маса	Кукурудза, зерно	Буряк, коренеплід	Томати плоди	Огірки, плоди	Капуста, качан
¹³⁷ Cs	По борозні	1,0	2,5	0,4	0,6	0,3	0,4	0,5
¹³⁷ Cs	Дощування	2,0	6,0	0,6	0,8	0,6	0,6	0,8
⁹⁰ Sr	По борозні	3,0	7,0	0,06	0,8	0,3	0,4	0,8
⁹⁰ Sr	Дощування	4,0	7,0	0,13	0,8	1,0	0,4	1,0

Таблиця 3.7 – Середнє значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в сільськогосподарські культури 10^{-3} (Бк/кг)/(Бк/м² угідь)

Продукція	Дерново-підзолистий піщаний ґрунт		Дерново-підзолистий суглинний ґрунт		Сірий лісовий суглинний ґрунт		Чорнозем звичайний		Чорнозем потужний	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Зерно злакових	3,0	0,81	0,72	0,25	0,16	0,12	0,13	0,062	0,056	0,042
Коренеплоди		0,30	0,65	0,8	0,30	0,04	0,12	0,02	0,055	0,01
Картопля	2,0	0,30	0,48	0,10	0,11	0,05	0,09	0,03	0,04	0,02
Вегетативна маса польових та овочевих культур			2,2	0,35	0,50	0,16	0,40	0,10	0,18	0,07
Сіно природних трав	420	13	95	4,4	21	1,9	17	1,1	7,5	0,68

Примітка: коефіцієнт варіації 50 %

3.1.4 Вплив обробки сільськогосподарської продукції на вміст радіонуклідів у продуктах харчування, готових до вживання

Забруднення продуктів харчування й кормів розраховується з урахуванням зміни концентрації активності в процесі обробки й готування, а також часу обробки й зберігання. Концентрацію активності в продукті *k* одержують із концентрації активності в сирому продукті з виразу:

$$C_k(t) = C_{k0}(t-t_{pk})P_k, \quad (3.15)$$

де $C_k(t)$ - концентрація активності в готовому до вживання продукті k у момент t ; $C_{k0}(t)$ - концентрація активності в сирому продукті в момент t ; P_k - коефіцієнт зміни активності при готуванні продукту k . [9,18].

Коефіцієнти зміни активності радіонуклідів при готуванні продуктів наведені в табл. 3.8. При переробці молока зміна концентрації кінцевого продукту не ураховується до уваги.

Таблиця 3.8 – Коефіцієнти зміни активності при обробці й готуванні продуктів

Оброблюваний продукт	Коефіцієнт зміни, концентрація в сирому продукті = 1		
	^{90}Sr	^{137}Cs	Інші
Пшеничне борошно	0,5	0,5	0,5*
Пшеничні висівки	3	3	3**
Житнє борошно	0,5	0,6	0,5*
Житні висівки	3,5	2,7	3**
Очищена картопля	0,8	0,8	0,8
Овочі	0,8	0,8	0,8
Олія соняшникова	0,2	0,2	1
Вершки, 30 % жирності	0,4	0,7	1
Згущене молоко	2,7	2,7	2,7
Сир	0,8	0,6	1

Примітка: * для P_i ураховується значення 0,2; ** для P_i ураховується значення 4.

3.2 Оцінка забруднення радіоцезієм урожаю зерна озимої пшениці та борошна

Модель формування активності радіонукліда в системі вода – ґрунт – рослина – продукт переробки сільськогосподарських культур, що розглянута в підрозділі 3.1, дозволяє дати комплексну оцінку забруднення продукції сільськогосподарського виробництва радіонуклідами.

В роботі за допомогою моделі проводилася комплексна оцінка забруднення продукції озимої пшениці ^{137}Cs в умовах зрошення водами Дніпровського каскаду. Для розрахунку по моделі використовуються метеорологічні, гідрологічні, ґрунтово-фізичні вихідні дані по Дніпропетровській області. Параметри моделі оптимізовані для культури озима пшениця зрошуваною водами Дніпровського водосховища. Всі параметри обрані з літератури.

Завдання оцінки забруднення продукції озимої пшениці вирішувалася з урахуванням:

- накопичення ^{137}Cs в загальній масі культури і господарсько корисної її частини (зерні) за рахунок надходження ^{137}Cs з ґрунту і з поливними водами;
- концентрації ^{137}Cs в продуктах переробки в залежності від концентрації радіоактивного розпаду і терміну зберігання продукту.

3.2.1 Оцінка впливу екологічних факторів на ріст та розвиток озимої пшениці

Основною зерною культурою нашої країни, а так само світового землеробства, є озима пшениця. Її врожайність в середньому по країні становить 35...50 ц/га. При промисловій переробці з озимої пшениці отримують продукти: борошно і крупу, які практично щодня входять в раціон людини.

Для математичного моделювання забруднення рослин радіонуклідами необхідно знати динаміку формування врожаю культури. У процесі росту і розвитку рослини формують окремі вегетативні органи: корені, стебла, листя і плоди. В сумі вони становлять загальну вегетативну масу. Частина вегетативної маси, яка використовується у виробництві сільськогосподарської

продукції, називається господарсько-корисною і є продуктом харчування людини.

Продуктивність сільськогосподарських рослин залежить від асиміляційної поверхні. Чим більше площа листя, тим вище продуктивність сільськогосподарських культур і навпаки.

Кількісні показники зростання і розвитку сільськогосподарських культур визначаються основними екологічними факторами: теплом і вологою. Нами за допомогою математичної моделі ECOSIS - 87 була досліджена динаміка формування асиміляційної поверхні культури озимої пшениці, динаміка накопичення загальної біомаси і господарсько-корисної її частини (зерна) з урахуванням термічного режиму і режиму зволоження в посушливій дуже теплій зоні України в умовах зрошення на території Дніпропетровської області.

Тривалість вегетаційного періоду відновлення вегетації – повна стиглість озимої пшениці становить 93 дні. На період формування колоса сума ефективних температур повітря накопичується в межах 100°C , на кінець вегетаційного періоду становить 900°C . Умови оптимального зволоження (НВ - 40 мм) підтримуються нормами вегетаційного поливу $500 \text{ м}^3/\text{га}$ протягом усього вегетаційного періоду. Загальна зрошувальна норма становила $2500 \text{ м}^3/\text{га}$.

За допомогою моделі були проведені розрахунки динаміки площі листя, загальної біомаси і біомаси зерна озимої пшениці.

Розглянемо динаміку росту і розвитку озимої пшениці в Дніпровському районі (рис. 3.2).

Формування площі листя в перші декади після відновлення вегетації йде сповільнено. Найбільш інтенсивний ріст листя йде з четвертої до шостої декади, у 7-й декаді (у фазі цвітіння) формується досить великий фотосинтетичний апарат. Максимальна площа листя спостерігається в фазу цвітіння і становить $6 \text{ м}^2/\text{м}^2$. У 8-й та 9-й декадах площа листя поступово

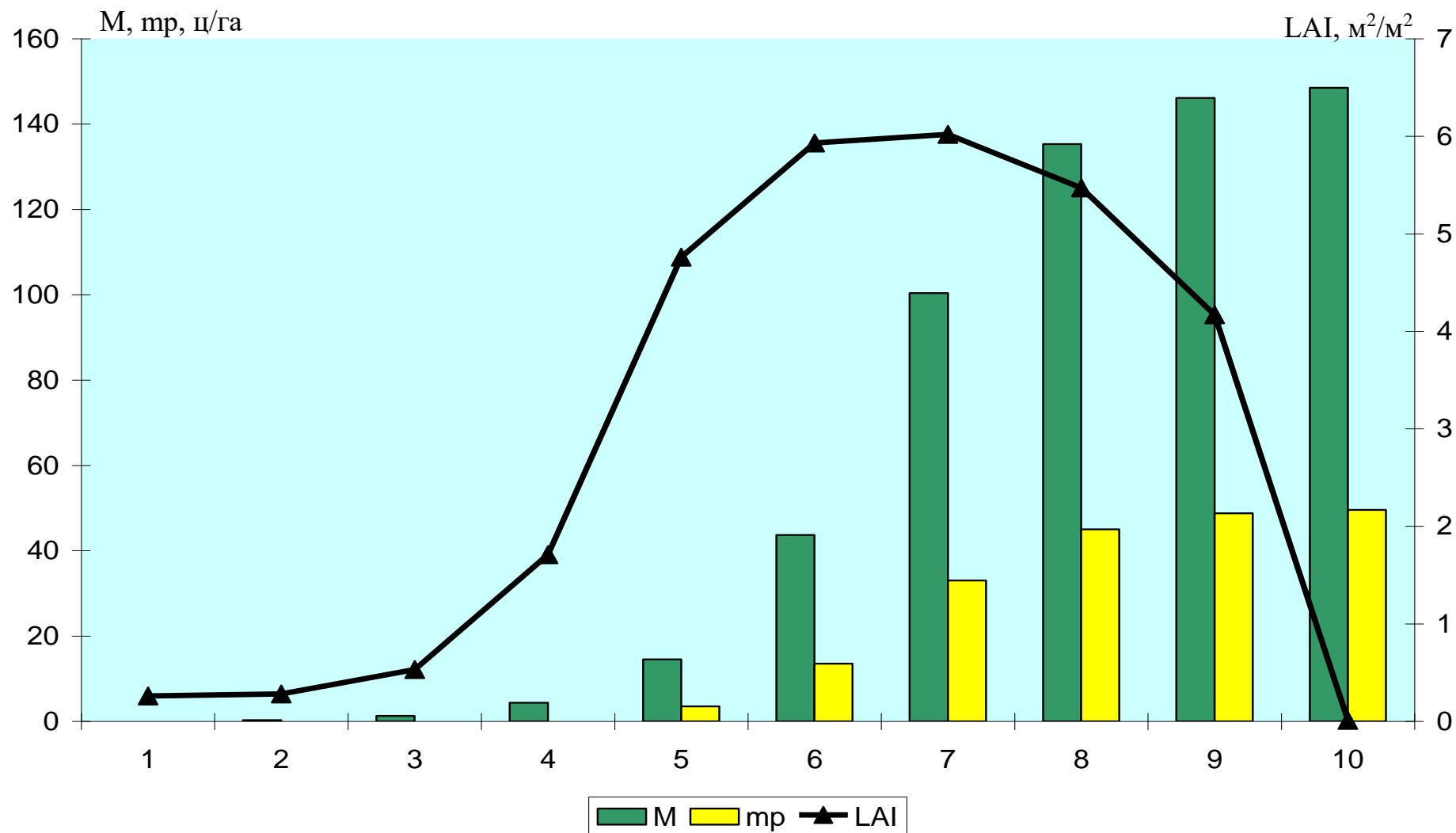


Рисунок 3.2 – Динаміка формування площі листя (LAI) і накопичення загальної біомаси (M) і біомаси зерна (mp) озимої пшениці. Дніпропетровська область. Дніпровський район

знижується до $4 \text{ м}^2/\text{м}^2$ (відбувається відтік асимілятів у зерно). До кінця вегетації площа листя зменшується до $0,82 \text{ м}^2/\text{м}^2$. Такий хід площі листя визначив і динаміку накопичення загальної маси урожаю озимої пшениці. У перші дві декади прирости загальної біомаси були невеликі і становили $0,89 \dots 2,53$ ц/га за декаду. Максимальні прирости, коли йде інтенсивне формування всіх вегетативних органів, спостерігалися в 6-й і 7-й декадах і досягали $27 \dots 56$ ц/га. Після настання фази цвітіння завершується формування вегетативних органів і йде формування урожаю зерна озимої пшениці. Максимальне наростання маси зерна спостерігається в 7-й декаді вегетації і досягає 19 ц/га. У наступні декади приріст маси зерна зменшується. У цей період формується якість урожаю (йде налив зерна).

3.2.2 Оцінка радіоактивного забруднення урожаю озимої пшениці цезієм-137

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС, що надійшли в навколишнє середовище радіонукліди під дією ерозійних процесів, мігрують з прилеглих до місця аварії водозбірних територій в річки Прип'ять, Уж і Дніпро і починають інтенсивну діяльність в агрофітоценозах в зоні зрошення з водосховищ Дніпровського каскаду.

З літератури [15, 18, 19] відомо, що небезпека використання для потреб зрошення вод, що містять радіонукліди, визначається двома, чітко означеними проблемами: накопиченням радіонуклідів у ґрунті зрошуваних угідь; радіоактивним забрудненням сільськогосподарської продукції, що одержується зі зрошуваних угідь.

Основними джерелами забруднення сільськогосподарської продукції, в тому числі і озимої пшениці на досліджуваній території в даний час є ґрунт і поливні води. Основними радіонуклідами, які призводять до радіоактивного забруднення продукції, є ^{137}Cs і ^{90}Sr . Так як ці радіонукліди характеризуються

великим періодом напіврозпаду (28...30 років), мають відносно високу міграційну здатність в ланці ґрунт - рослина - тварина - людина і здатні в значних кількостях накопичуватися в сільськогосподарської продукції і надходити в організм людини.

Встановлено [15], що якщо для ^{90}Sr основним фактором, що визначає рівень накопичення радіонукліда в урожаї, є вміст у ґрунті обмінного кальцію, то на надходження ^{137}Cs в рослини поряд з впливом співвідношення радіонукліда і обмінного калію в ґрунтах також впливають такі фактори, як кислотність ґрунтового розчину, щільність забруднення ґрунту, а також кліматичні (погодні) умови.

За допомогою математичної моделі був проведений чисельний експеримент накопичення активності цезію-137 в загальній біомасі та зерні озимої пшениці в 1986 р і 2016 р. В експерименті проводилися дослідження забруднення рослин озимої пшениці радіоцезієм в рік аварії на Чорнобильській АЕС і через тридцять років після аварії.

В таблиці 3.9 та на рисунках 3.3 и 3.4 наведені розрахунки накопичення питомої активності радіоцезію у прикореневому шарі ґрунту, в загальній біомасі та зерні озимої пшениці в 1986 и 2016 р.р. на сільськогосподарських угіддях Дніпровського району.

При моделюванні забруднення радіоцезієм озимої пшениці береться до уваги, що ґрунти сільськогосподарських угідь в даному районі - чорноземи звичайні; кислотність цих ґрунтів близька до нейтральної (рН - 6,5 - 7,0), вміст гумусу в межах 6%, обмінного калію - 11,6 мг / 100г ґрунту. Зрошувальна норма в експерименті становила 2500 м³/га. Поливи задавалися рівномірно (500 м³/га) протягом вегетації, від відновлення вегетації до дозрівання з інтервалом в дві декади.

- В 1986 році питома активність радіоцезію в ґрунті находилась в межах 0,10 Кі/км²; концентрація в зрошувальній воді – 0,37 Бк/л.

- В 2016 році питома активність радіоцезію в ґрунті находилась в межах 0,03 Кі/км²; концентрація в зрошувальній воді – 0,17 Бк/л.

Таблиця 3.9 – Накопичення активності радіоцезію в ґрунті й в рослинах озимої пшениці . Дніпровський район. Дніпропетровська область

Номер декади	Питома активність цезія-137 в ґрунті після вегетаційного поливу, Бк/м ²	Час від вегетаційного поливу до збору урожаю, доба	Активність цезію-137 в загальній вегетативній масі, Бк/кг	Активність цезію-137 в зерні, Бк/кг
1986 рік				
2	23,51	90	1,39	0,0
4	39,68	70	5,41	0,0
6	52,25	50	37,81	11,17
8	61,23	30	104,44	26,01
10	66,62	10	122,62	30,01
2016 рік				
2	10,47	90	0,72	0,0
4	17,90	70	2,63	0,0
6	23,68	50	17,48	5,09
8	27,80	30	47,89	11,84
10	30,28	10	55,92	14,50

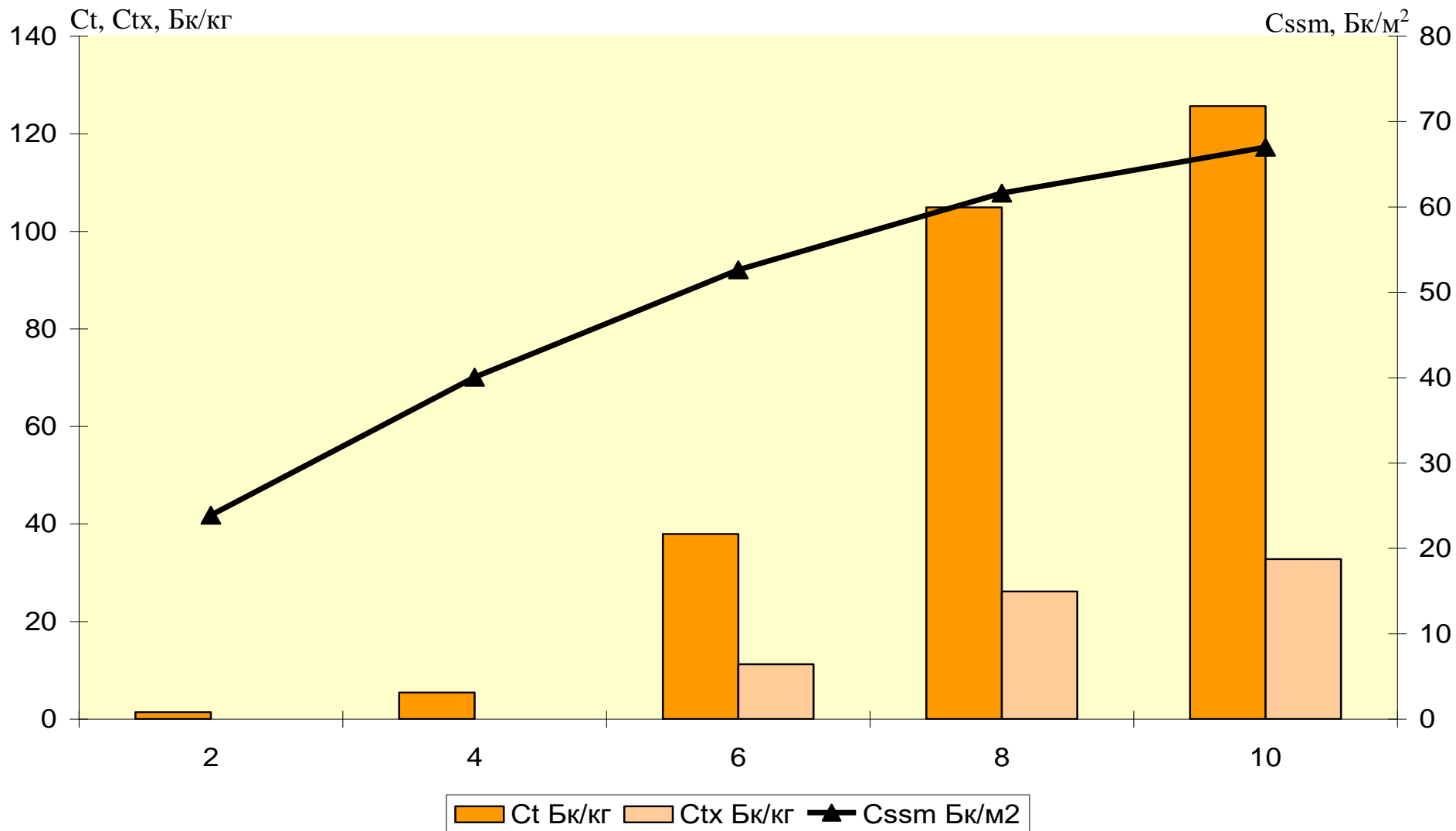


Рисунок 3.3 – Динаміка накопичення активності ^{137}Cs в ґрунті (C_{sm}), Bq/m^2 , в загальній біомасі (St), Bq/kg й біомасі зерна (Stx), Bq/kg озимої пшениці. Дніпровський район Дніпропетровська область. 1986 рік.

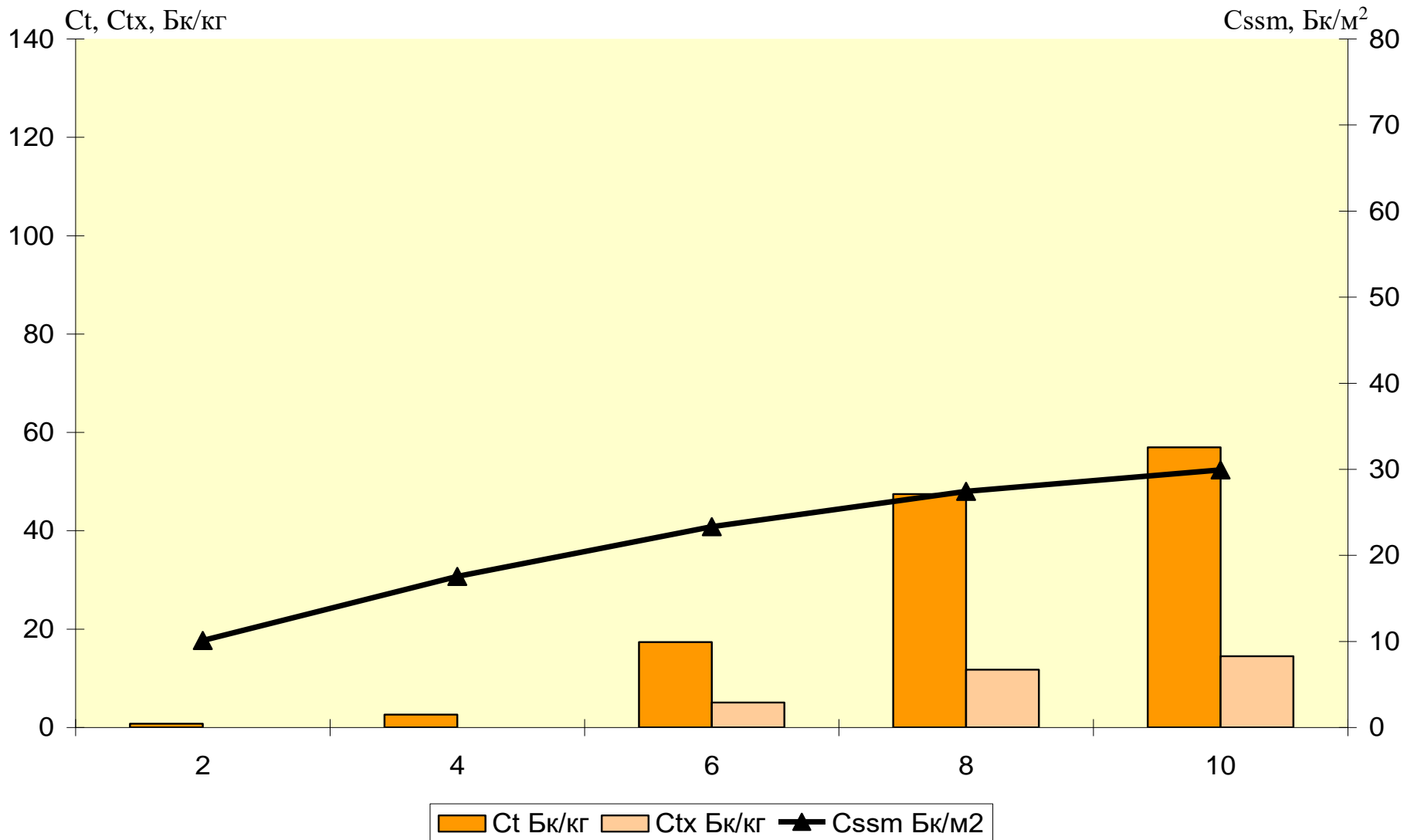


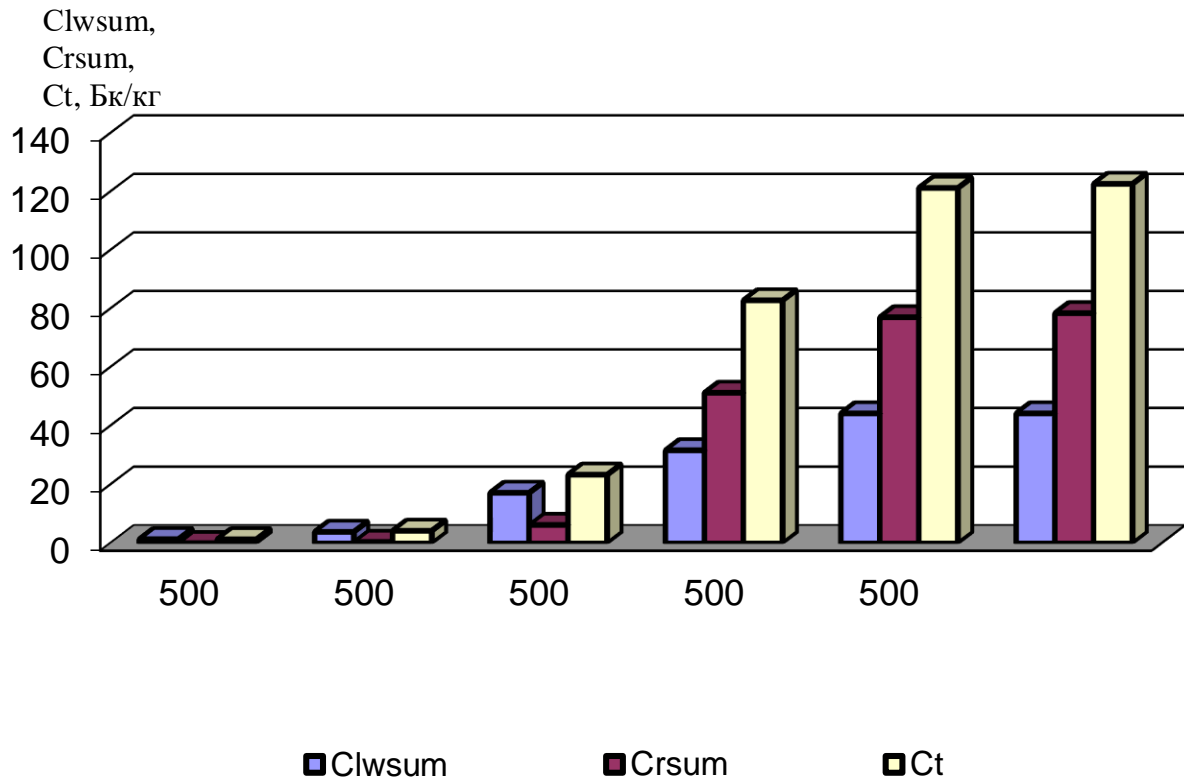
Рисунок 3.4 – Динаміка накопичення активності ^{137}Cs в ґрунті (C_{ssm}), Бк/м², в загальній біомасі (C_t), Бк/кг й біомасі зерна (C_{tx}), Бк/кг озимої пшениці. Дніпровський район. Дніпропетровська область. 2016 рік.

Результати експерименту показали, що в 1986 році через 10 днів після першого поливу активність ^{137}Cs в прикореневому шарі ґрунту склала 17,96 Бк/м², після другого поливу збільшилася до 34,12 Бк/м², при цьому в загальній біомасі озимої пшениці активність радіоцезію збільшилася приблизно в 4 рази (з 1,39 до 5,42 Бк/кг). З кожним поливом активність в прикореневому шарі ґрунту збільшується, на кінець вегетації активність ^{137}Cs збільшується до 61,07 Бк/м². У загальній біомасі пшениці активність радіоцезію в десятки разів перевищує активність в порівнянні з початком вегетаційного періоду (з 1,39 до 125,68 Бк/кг). Значно менше активність радіоцезію в зерні озимої пшениці. З початку формування зерна і до його наливу активність радіоцезію збільшилася приблизно в три рази (з 11,21 до 32,79 Бк / кг).

Аналізуючи аналогічні розрахунки за 2016 рік, можна відзначити наступне: питома активність ^{137}Cs в прикореневому шарі значно знизилася, на кінець вегетації вона майже в два рази нижче, ніж в 1986 році (з 61,07 до 28,06 Бк/м²); спостерігається закономірне зниження активності і в загальній біомасі пшениці з 1,39 до 0,72 на початку вегетації і з 125,68 до 56,95 Бк/кг в період збору врожаю; зниження активності ми відзначаємо і в зерні, з 11,21 до 5,06 в період формування зерна і з 32,79 до 14,46 Бк / кг в кінці вегетації.

Активність радіоцезію в рослинах озимої пшениці, як у загальній її масі, так і в зерні накопичується за рахунок загальної активності радіонукліда (St), яка в свою чергу визначається активністю радіонукліда в рослині після поливу (CLwsum) і від кореневого поглинання (CRsum).

На рисунку 3.5 представлена динаміка накопичення активності цезію-137 рослинами в загальній біомасі озимої пшениці з урахуванням активності радіонукліда в рослині: після поливу; від кореневого поглинання; загальної активності радіонукліда.



(Clwsum) - активність ^{137}Cs після поливів,

Бк/кг; (Crsum)- активність ^{137}Cs від кореневого поглинання, Бк/кг;

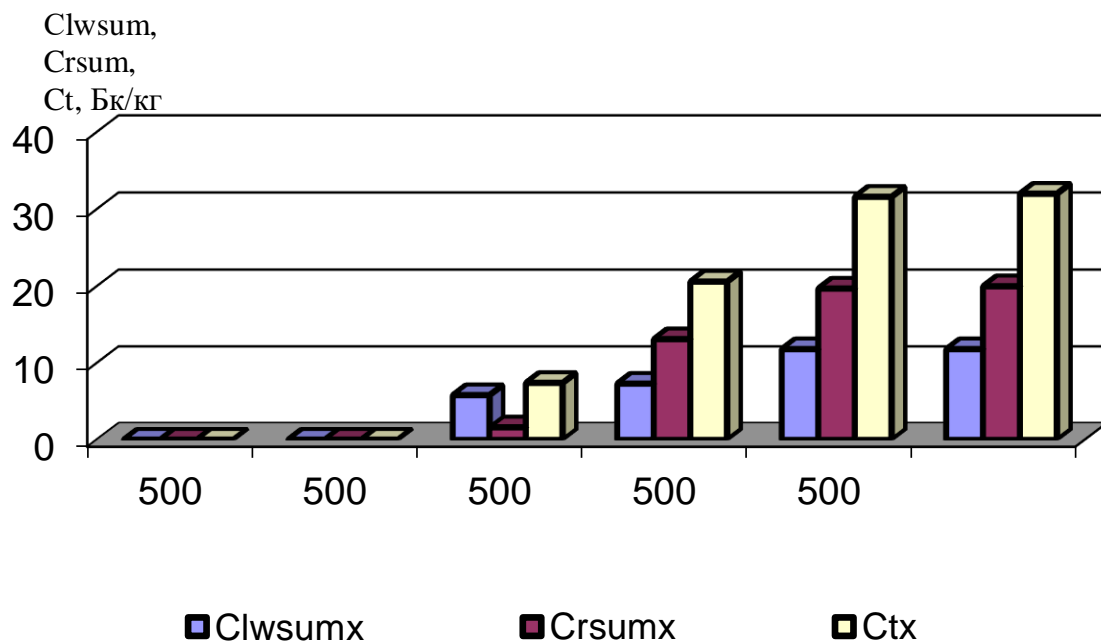
(Ct) – загальна активність ^{137}Cs , Бк/кг.

Рисунок 3.5 – Динаміка накопичення активності радіоцезія в загальній біомасі озимої пшениці

Сумарна активність радіоцезію в загальній масі озимої пшениці в основному накопичується в рослинах за рахунок активності радіонукліда цезію-137 після поливів. Сумарна активність радіоцезію в початковий період розвитку озимої пшениці в загальній масі становить 1,3 Бк/кг, при цьому активність цезію-137 після поливів становить 3,8 Бк/кг, на активність за рахунок кореневого поглинання припадає 0,4 Бк/кг. На період найбільш інтенсивного росту (7 декада вегетації) активність цезію-137 після поливів становить 82,8 Бк/кг. Активність радіонукліда від кореневого поглинання в цей період вже перевищує активність від поливів і становить 51,2 Бк / кг, що очевидно пов'язано з міграцією активності радіоцезію з поливних вод в орний

шар гурту. Ця закономірність простежується до кінця вегетаційного періоду.

На рисунку 3.6 представлена динаміка накопичення активності цезію-137 в зерні озимої пшениці з урахуванням активності радіонукліда в рослині від кореневого поглинання, після поливу і загальної активності радіонукліда.



(Clwsumx) - активність ^{137}Cs після поливів, Бк/кг;

(Crsumx)- активність ^{137}Cs від кореневого поглинання, Бк/кг;

(Ctx) – загальна активність ^{137}Cs , Бк/кг

Рисунок 3.6 - Динаміка накопичення активності радіоцезію в зерні озимої пшениці

У період початку формування зерна в колосі озимої пшениці в загальній активності радіонукліда, на активність радіонукліда цезій-137 після поливів доводиться 5,8 Бк / кг, від кореневого поглинання - 1,6 Бк / кг. У період наливу зерна в колосі на активність цезію-137 після поливів доводиться 7,3 Бк / кг, тобто одна третина загальної активності радіоцезію, від кореневого поглинання припадає дві третини (13,1 Бк / кг) загальної активності радіоцезію, тобто закономірність участі обох складових в загальній активності

радіоцезію зберігається.

Отримані результати дозволяють зробити висновок, що сумарна активність радіоцезію, як в загальній біомасі озимої пшениці, так і в зерні в ранній період розвитку рослин накопичується в більшій мірі за рахунок активності радіоцезію після поливів. Потім, починаючи з формування зерна в колосі, загальна активність формується як за рахунок кореневого поглинання, так і за рахунок поливів, причому перше превалює над другим.

Аналогічні розрахунки виконані для кожного з адміністративних районів Дніпропетровської області за 1986 і 2016 роки, сільськогосподарські угіддя яких зрошуються водами Дніпровського водосховища. Ці результати наведено в табл. 3.10 і 3.11.

Таблиця 3.10 – Забруднення ґрунту, загальної біомаси й зерна озимої пшениці радіонуклідами Cs-137. Дніпропетровська область. 1986 рік

№ району	Адміністративний район	Щільність забруднення ґрунту, Кі/км ²	Питома активність радіонуклідів (Бк/кг)	
			у: загальній біомасі	зерні
18	Апостолівський	0,05	120,06	31,35
10	Дніпровський	0,1	122,62	32,01
9	Криничанський	0,05	120,06	31,35
19	Нікопольський	0,05	120,06	31,35
17	Широківський	0,05	120,06	31,35
20	Томаківський	0,06	120,57	31,48

- Концентрація цезію-137 у зрошувальній воді – 0,37 Бк/л

Розрахунки показали, що в 1986 році у всіх семи районах питома активність радіоцезію в загальній біомасі дорівнювала 120,06 ... 122,62 Бк / кг, в зерні озимої пшениці значення радіоцезію становили 31,35 ... 32,01 Бк / кг.

Через тридцять років після аварії питома активність радіоцезію знизилася більше, ніж в два рази, в загальній біомасі до 55,41 ... 55,92 Бк / кг, а в зерні до 14,5 Бк / кг.

Таблиця 3.11 – Забруднення ґрунту , загальної біомаси й зерна озимої пшениці радіонуклідами Cs-137. Дніпропетровська область. 2016 рік

№ району	Адміністративний район	Щільність забруднення ґрунту, Кі/км ²	Питома активність радіонуклідів (Бк/кг)	
			у: загальній біомасі	зерні
18	Апостолівський	0,03	55,92	14,5
10	Дніпровський	0,03	55,92	14,5
9	Криничанський	0,03	55,92	14,5
19	Нікопольський	0,03	55,92	14,5
17	Широківський	0,02	55,41	14,5
20	Томаківський	0,03	55,92	14,5

- Концентрація цезію-137 у зрошувальній воді – 0,17 Бк/л

3.2.3 Оцінка розподілу радіоцезію в процесі переробки зерна озимої пшениці

Інтерес до поведінки радіонуклідів в процесі переробки харчової сировини протягом тривалого часу був незначним, так як вважалося, що вміст радіонуклідів в кінцевих продуктах (борошні, цукрі, олії) вкрай мало і не представляє небезпеки для людей. Однак недооцінка ролі процесів кулінарної і промислової переробки сільськогосподарської сировини в зниженні вмісту радіонуклідів в продуктах харчування і використання в розрахунках значень загальної активності радіонуклідів в сирих продуктах приводили до завищення прогнозованих величин дозових навантажень [15].

В процесі чисельного експерименту з моделлю були отримані показники: питомої активності ^{137}Cs у прикореневому шарі ґрунту, а також концентрація радіоцезію в зерні озимої пшениці та продуктах переробки.

В таблицях 3.12 и 3.13 представлені кількісні показники забруднення

Таблиця 3.12 – Забруднення цезием-137 зерна озимої пшениці та продуктів її переробки. Дніпропетровська область. 1986 рік

№ району	Адміністративний район	Питома активність ^{137}Cs у прикореневому шарі ґрунту, Бк/м ²	Вміст ^{137}Cs (Бк/кг) у:		
			Зерні пшениці	Пшеничних висівках	Пшеничному борошні
18	Апостолівський	62,92	31,35	93,65	15,61
10	Дніпровський	64,77	32,01	95,61	15,93
9	Криничанський	62,92	31,35	93,65	15,61
19	Нікопольський	62,92	31,35	93,65	15,61
17	Широківський	62,92	31,35	93,65	15,61
20	Томаківський	63,29	31,48	94,05	15,67

зерна озимої пшениці та отриманих в процесі переробки пшеничних висівок і борошна. Аналіз даних показав, що в процесі переробки зерна в пшеничних висівках концентрація цезію-137 збільшується в три рази порівняно з зерном (93,65...95,61 у 1986 р. і 43,30...43,70 у 2016 р.). В борошні концентрація в 1986 році дорівнює 15,61...15,93 Бк/кг, а в 2016 році зменшується до 7,21...7,28 Бк/кг, це в два рази менше ніж у зерні.

Згідно з санітарними правилами і нормами СанПіН 2.3.2. 1078-01 «Допустимі рівні вмісту ^{137}Cs в продовольчій сировині і харчових продуктах» [19] в продовольчому зерні допустимий рівень становить 70 Бк/кг, у висівках він не перевищує 100 Бк/кг, а в борошні повинен бути не більше 50 Бк/кг. За нашими розрахунками концентрація в продуктах одержуваних з пшениці значно нижче допустимого рівня (ДУ), тому вони можуть без обмеження використовуватися в харчуванні людини.

Таблиця 3.13 – Забруднення цезием-137 зерна озимої пшениці та продуктів її переробки. Дніпропетровська область. 2016 рік

№ району	Адміністративний район	Питома активність ^{137}Cs у прикореневому шарі ґрунту, Бк/м ²	Вміст ^{137}Cs (Бк/кг) у:		
			Зерні пшениці	Пшеничних висівках	Пшеничному борошні
18	Апостолівський	29,54	14,63	43,70	7,28
10	Дніпровський	29,54	14,63	43,70	7,28
9	Криничанський	29,54	14,63	43,70	7,28
19	Нікопольський	29,54	14,63	43,70	7,28
17	Широківський	29,17	14,49	43,30	7,21
20	Томаківський	29,54	14,63	43,70	7,28

4 РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ ВМІСТУ РАДІОНУКЛІДІВ В УРОЖАЇ ОЗИМОЇ ПШЕНИЦІ

У розділі три були отримані результати чисельних розрахунків концентрації радіоцезію в загальній біомасі, зерні, висівках і борошні озимої пшениці, вирощеної в умовах зрошення водами Дніпровського каскаду. Аналіз отриманих результатів показав, що продукти небезпеки для людського організму не уявляють. Однак, необхідно пам'ятати, що радіонукліди мають властивість накопичуватися як у рослинах, так і в організмі людини. І можуть призводити до серйозних негативних наслідків у випадку здоров'я.

Тому необхідно ні тільки проводити моніторинг забруднення сільськогосподарської продукції, а й здійснювати заходи щодо зниження радіоактивних речовин. І починати необхідно з ґрунту.

У цьому розділі ми розглянемо деякі прийоми спрямовані на обмеження надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини.

4.1 Загальні принципи використання прийомів по зменшенню переходу радіонуклідів в сільськогосподарські рослини

Для того щоб знизити концентрацію радіонуклідів в сільськогосподарських рослинах можуть бути використані різні прийоми, які поділяють на дві великі групи [3,19]:

- 1) *Загальноприйняті (традиційні)* в агропромисловому виробництві заходи, спрямовані на збереження і збільшення родючості ґрунту, зростання врожайності, підвищення якості рослинницької продукції і одночасно сприяють зменшенню переходу радіоактивних речовин з ґрунту в рослини;
- 2) *Спеціальні прийоми* – видалення верхнього забрудненого радіоактивними речовинами шару ґрунту, внесення в ґрунт спеціальних

меліорантів, що зв'язують радіонукліди в важкодоступні для рослин форми.

Аналогічним образом - на традиційні і спеціальні - можуть бути класифіковані і прийоми по технологічній обробці рослинницької продукції, які використовуються для зниження вмісту в ній радіоактивних речовин.

Рекомендації до практичного впровадження будь-яких прийомів, спрямованих на обмеження надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини, повинні враховувати економічну ефективність і санітарно-гігієнічну значимість цих заходів. Недоцільно використовувати дорогі прийоми, що призводять до незначного зменшення переходу радіонукліда в продукцію рослинництва і далі в раціон людини і, отже, не ведуть до зниження дози його опромінення, якщо ці заходи чи не продиктовані радіаційно-гігієнічними міркуваннями, виходячи з сучасних концепцій радіаційної безпеки ризик - вигода при використанні іонізуючих випромінювань.

Хімізація землеробства (в першу чергу внесення добрив і різних хімічних меліорантів, що поліпшують фізико-хімічні властивості ґрунту і збільшують її родючість) є одним з найважливіших шляхів обмеження надходження радіонуклідів в сільськогосподарські рослини, а потім в продукцію рослинництва і тваринництва. Використання мінеральних і органічних добрив, додавання в ґрунт вапна і торфу, а також інші агрономічні заходи відносяться до числа найбільш ефективних способів зменшення концентрацій радіонуклідів в урожаї. Ці заходи складають основу комплексу засобів захисту щодо профілактики внутрішнього, а іноді і зовнішнього опромінення при ліквідації наслідків радіаційних аварій на забруднених сільськогосподарських угіддях [3,19].

Агрохімічні способи зменшення надходження радіонуклідів в рослини. Для підвищення врожайності сільськогосподарських культур мінеральні та органічні добрива застосовують на підставі загальних рекомендацій для кожної ґрунтово-кліматичної зони країни. Найбільш істотне значення для підвищення врожаю мають добрива, що містять поживний

елемент, нестача якого обмежує урожай на цьому ґрунті. На дерново-підзолистих ґрунтах частіше в мінімумі міститься азот, а на важких за гранулометричним складом ґрунтах різних типів - азот і фосфор. На чорноземах в більшості випадків обмежує підвищення врожаю нестача фосфору, а на вилужених чорноземах - мала кількість азоту. Хороші врожаї на легких піщаних ґрунтах можна отримати при внесенні повного мінерального добрива, так як ці ґрунти бідні на поживні елементи. Крім того, на легких ґрунтах істотне значення при вирощуванні досить високого врожаю мають добрива, що містять магній.

В сучасних умовах інтенсивна технологія вирощування сільськогосподарських культур передбачає обов'язкове систематичне внесення органічних і мінеральних добрив, а при необхідності і вапнування ґрунту. Фосфорні і калійні добрива часто застосовують в дозах, що підвищують потреба рослин в цих елементах [3,19].

В сучасних умовах інтенсивна технологія вирощування сільськогосподарських культур передбачає обов'язкове систематичне внесення органічних і мінеральних добрив, а при необхідності і вапнування ґрунту. Фосфорні і калійні добрива часто застосовують в дозах, що підвищують потреба рослин в цих елементах.

Зниження концентрації радіонуклідів в урожаї при внесенні добрив може бути обумовлено рядом причин:

- поліпшенням умов живлення рослин і пов'язаним з цим збільшенням біомаси і тим самим «розведенням» радіонуклідів;
- поліпшенням умов живлення рослин і пов'язаним з цим збільшенням біомаси і тим самим «розведенням» радіонуклідів;
- підвищенням концентрації в ґрунті обмінних катіонів, в першу чергу калію і кальцію;
- посиленням антагонізму між іонами радіонуклідів і іонами внесених солей при кореновому засвоєнні;

- зміною доступності для корневих систем радіонуклідів в наслідок переведення їх в важко доступні з'єднання і обмінної фіксації в результаті реакцій радіонуклідів з внесеними добривами.

Ефективність внесення мінеральних добрив і вапнування кислих ґрунтів з точки зору зменшення вмісту радіонуклідів у врожаї залежить від родючості ґрунтів: на бідних живильними речовинами ґрунтах, ґрунтах легкого гранулометричного складу, ґрунтах з невеликим вмістом гумусу кратність зниження концентрації радіонуклідів в рослинах (тобто зменшення концентрації радіонуклідів в урожаї) відносно не удобрених контролю істотно вище, ніж на ґрунтах родючих. Ці відмінності в ефективності додавання вапна і мінеральних добрив як прийому, що знижує акумуляцію радіонуклідів в рослинах, потрібно враховувати в оцінці ефективності меліоративних заходів на забруднених ґрунтах з різним рівнем родючості [3,19].

Цезій-137. Агрохімічним прийомом, який обмежує надходження цезію-137 і цезію-134 з ґрунту в рослини, є застосування калійних добрив, що пов'язано з антагоністичним характером відносини цезію і калію в ґрунтового розчині і ефектом «розведення» в надземній масі рослин. Зміст цезію-137 в урожаї рослин різко знижується при внесенні одних калійних добрив і в комбінаціях їх з іншими добривами. За рахунок додавання калійних добрив надходження цезію-137 з ґрунтів різних типів в сільськогосподарські рослини зменшується від 2 до 20 разів [16].

Різноманітні умови калійного харчування не тільки регулюють накопичення цезію-137 рослинами, але і змінюють розподіл цього радіонукліда між зерном і соломою. Так, великі дози калію зменшують концентрацію цезію-137 в зерні в порівнянні з соломою в 2-5 разів, і, отже, калій виступає в ролі захисного фактору для репродуктивної частини рослин. Найбільш ефективною дозою для зменшення накопичення цезію-137 в рослинах на дерново-підзолистому середньосуглинистому окультуреному ґрунті є кількість калію, еквівалентну 12,5% ємності поглинання.

Цезій-137 в рослини надходить з кислих ґрунтів в великих кількостях, ніж з слабокислих або нейтральних ґрунтів. Нейтралізація кислотності ґрунтового розчину вапнуванням зменшує накопичення цезію-137 в урожаї в 2-4 рази. Внесення вапна в кислі дерново-підзолисті ґрунти в кількості 0,5 дози по гідролітичній кислотності, знижує вміст цезію-137 в зерні пшениці і гороху в 2-2,5 рази. Під впливом великої дози вапняного добрива вміст цезію-137 в урожаї зернових зменшується на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах в 2-8 разів. Позитивний ефект вапнування на обмеження переходу цезію-137 в рослини зберігається і після 6 років взаємодії радіонукліда з ґрунтом. На дерново-підзолистих ґрунтах легкого гранулометричного складу збільшення дози фосфорних і калійних добрив на фоні вапнування знижує накопичення цезію-137 в урожаї в 4-5 разів.

При тривалому застосуванні азотних добрив з'являється тенденція до незначного зменшення концентрації цезію-137 в зерні вівса на дерново-підзолистих ґрунтах. Азот, внесений в формі нітратів, практично не впливає на накопичення цезію-137 в урожаї. На ґрунтах з високою родючістю азотні добрива в амонійній формі (90 кг/га) збільшують концентрацію цезію-137 в зерні гороху на 18-52% на чорноземі і на 72-83% на дерново-підзолистому ґрунті. На алювіально-шаруватому ґрунті цей ефект нижче. Додаткове внесення азоту в ґрунт з високим вмістом цього елемента підсилює поглинання цезію-137 рослинами [16].

Внесення фосфорних добрив знижує надходження цезію-137 в рослини. При додаванні фосфору в вилужених чорноземах вміст цезію-137 в надземній масі пшениці зменшується на 30%. Внесення фосфорних добрив (90 кг/га) на вилуженому чорноземі в лісостеповій зоні збільшує концентрацію цезію-137 в зерні гороху. Азотно-фосфорні добрива (N_{90} , P_{90} кг/га) стимулюють надходження цезію-137 в рослини на вилуженому чорноземі, а на дерново-підзолистих і алювіально-шаруватих ґрунтах вплив добрив на вміст цезію-137 з урожаєм не суттєво. Позитивний ефект від внесення фосфорних добрив, що виражається в зменшенні переходу цезію-137 в урожай рослин, помітно

проявляється в нечорноземній зоні на ґрунтах, слабо забезпечених поживними речовинами, особливо доступними для рослин фосфором і калієм. Внесення великих доз фосфорних добрив знижує концентрацію цезію-137 в рослинах на дерново-підзолистих супіщаних і піщаних ґрунтах в 2-2,5 рази.

Внесення в ґрунт органічних добрив зменшує надходження цезію-137 в урожай рослин, причому найбільший ефект відзначається на ґрунтах легкого гранулометричного складу. Накопичення цезію -137 в зерні гороху на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах при внесенні перегною зменшується в 3 рази, а на дерново-підзолистих середньосуглинкових - в 1,5 рази. Відомо, що органічна речовина ґрунту має здатність сорбувати мікрокількості цезію-137, проте радіонуклід при цьому залишається в рухомому стані, тому з торф'яних ґрунтів, багатих органічною речовиною, цезій-137 надходить в рослини інтенсивніше, ніж з ґрунтів з більш низьким вмістом органічної речовини, але важких за гранулометричним складом. Накопичення цезію-137 в урожаї рослин на торф'яно-болотних і дерново-глейових супіщаних ґрунтах, що мають в мулистій фракції багато органічної речовини, значно вище, ніж на таких же ґрунтах, до складу мулистій фракції яких входять монтморилоніт і гідрослюди. При внесенні в ґрунт органічної речовини у вигляді гною, перегною, низинного торфу і торфо-гнойного компосту перехід цезію-137 з ґрунту в рослини зменшується в 2-3 рази. При тривалому застосуванні мінеральних добрив додавання гною збільшує концентрацію цезію-137 в рослинах в 2-4 рази [19].

Всі заходи, що спрямовані на збереження і підвищення родючості ґрунтів і забезпечують отримання максимального врожаю сільськогосподарських культур, одночасно сприяє зниженню накопичення цезію-137 в продукції рослинництва від 2 до 5 разів (табл.4.1). Значне підвищення врожаю досягається в тому випадку, якщо поживні елементи вносяться в співвідношенні, що відповідає потребам рослини.

Таблиця 4.1 – Ефективність заходів до зниження надходження цезія-137 в сільськогосподарські рослини

Типи ґрунтів	Заходи	Кратність зниження надходження цезію-137 в рослини
Підзолисті, дерново-підзолисті	Заглиблена оранка NPK + вапно	10
Сірі лісові, чорноземи	Заглиблена оранка	10
Підзолисті	Вапнування	2
Дерново-підзолисті	N для отримання максимального урожаю+3P+K	3
Сірі лісові	Органічне добриво, ≥ 40 т/га Сумісне проведення всіх заходів	2-3 до 4-5
Чорноземи	NPK для отримання максимального урожаю	2
Лугові ґрунти всіх типів	Поверхнєве поліпшення луків Корінне поліпшення луків і пасовищ	1,5-2 10-12

Для зернових і просапних культур в середньому співвідношення $N: P_2O_5: K_2O$ дорівнює 1: 1: 0,7, для картоплі та столових буряків - 1: 1,2: 1,2, а для овочевих культур - 1: 1,4: 1, 4. На ґрунтах, забруднених цезієм-137, доцільно застосування мінеральних добрив із значним переважанням фосфору і калію над азотом. Внесення азотних добрив потрібно проводити в таких дозах, які забезпечують найбільш високі прирости врожаю в даних ґрунтово-кліматичних умовах.

4.2 Оцінка ефективності внесення мінеральних добрив і вапнування щодо зниження радіоактивного забруднення врожаю озимої пшениці

Внесення мінеральних добрив розглядається як один з ефективних прийомів зниження рівня накопичення радіонуклідів у врожаї сільськогосподарських культур. Особливо ефективно внесення калійних добрив, що обумовлюється зміною в ґрунті співвідношення концентрації

радіонукліда до його неізотопного носію - калію. Поєднання внесення калійних добрив і внесення вапна, буде ще більш ефективним.

Кількісна оцінка цього ефекту виконана нами за допомогою численних експериментів з моделлю. Було виконано дві серії чисельних експериментів.

У першій серії чисельних експериментів вивчалася динаміка вмісту радіонуклідів в загальній масі врожаю при трьох варіантах внесення добрив:

- Варіант АМ-0 – контроль, без внесення добрив;
- Варіант АМ-1 – внесення калійних добрив нормою 120 кг(д.р.)/га;
- Варіант АМ-2 – внесення калійних добрив нормою 120 кг(д.р.)/га та вапнування.

Результати цих розрахунків представлені на рисунку 4.1. Як видно з рисунку, спостерігається значна різниця в динаміці накопичення радіонуклідів в залежності від внесення калійних добрив і вапнування.

Так, якщо у варіанті АМ-0 (без добрив) накопичення радіонуклідів йде досить інтенсивно і до середини вегетації в загальній масі врожаю озимої пшениці вміст радіонуклідів становить 36,11 Бк/кг, то у варіанті АМ-1 (внесення 180 кг д.р./га) ця величина знижується до 27,63 Бк/кг. Внесення вапна і калійних добрив ще більше сприяє зменшенню накопичення радіонуклідів. У загальній масі врожаю у варіанті АМ-2 рівень вмісту радіонуклідів знижується в 2 рази в порівнянні з варіантом АМ-0 і в 1,5 рази по відношенню до варіанту АМ-1.

Надалі продовжувалося накопичення радіонуклідів. При закінченні вегетації культури вміст радіонуклідів в загальній масі врожаю озимої пшениці в варіанті АМ-0 становило 129,8 Бк/кг, в той час як при внесенні 120 кг д.р./га калійних добрив ця величина дорівнювала 99,19 Бк/кг. Найбільший ефект спостерігається при спільному вапнуванні и внесенні калійних добрив.

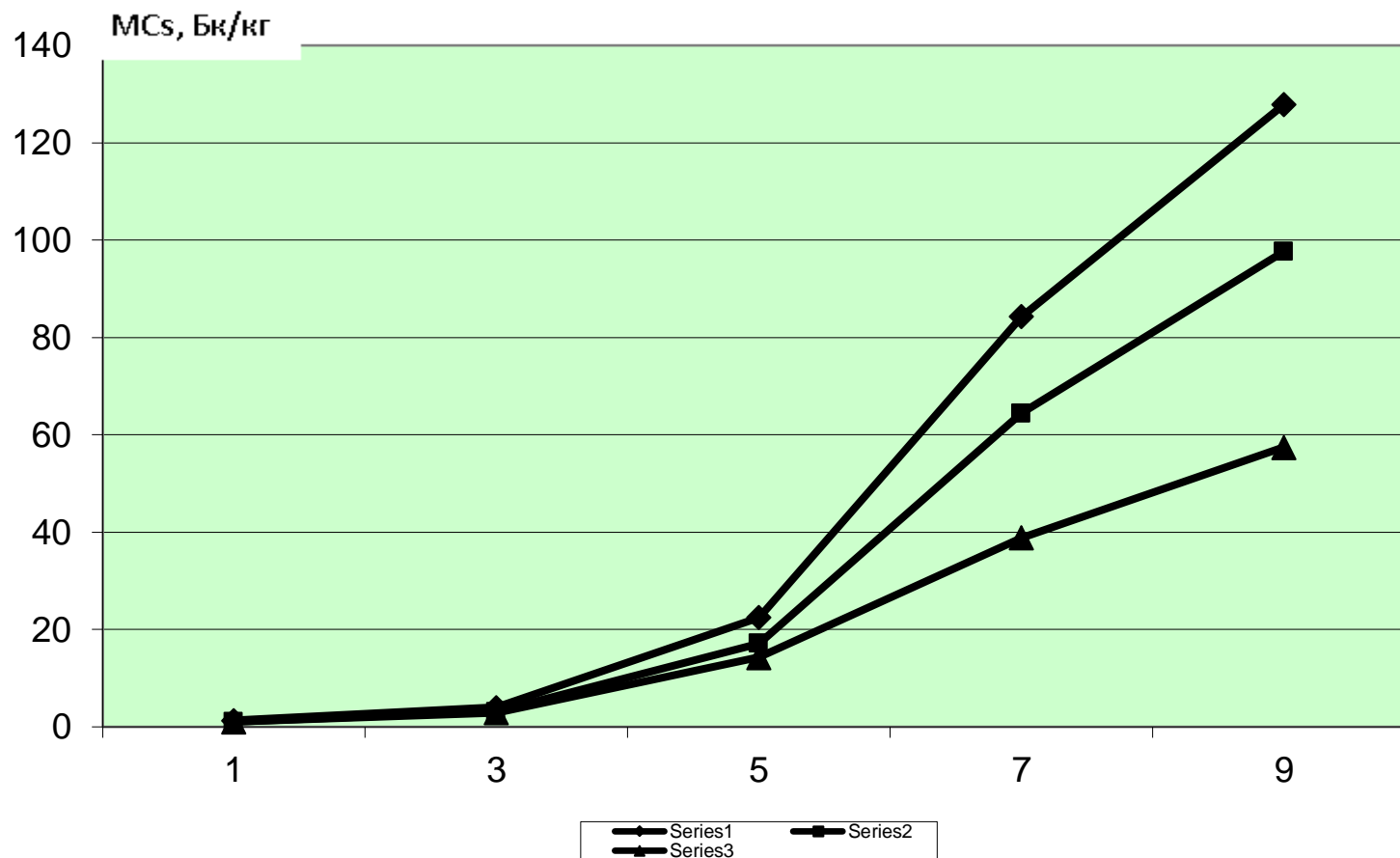


Рисунок 4.1 – Вміст радіонуклідів Cs-137 у загальній біомасі: без внесення добрив (MCs-0); з внесенням калійного добрива (MCs-120) дозою 120 кг(д.р.)/га; з внесенням калійного добрива дозою 120 кг(д.р.)/га та вапнуванням (MCs-120izv)

У варіанті АМ-2 до кінця вегетації в загальній масі врожаю вміст радіонуклідів становило 58,05 Бк/кг, що в 1,7 рази менше, ніж у варіанті з внесенням тільки калійних добрив в дозі 180 кг д.р./га.

У наступній серії чисельних експериментів була зроблена спроба оцінити ефект внесення різних доз калійних добрив як в чистому вигляді, так і одночасно з вапнуванням. Вивчався вміст радіонуклідів в господарсько-корисній частині врожаю – зерні озимої пшениці. Розглядалися два варіанти:

- Варіант МА-3 – внесення калійних добрив з нормою внесення 60, 120, 180, 240 и 300 кг д.р./га;
- Варіант МА-4 – внесення калійних добрив з нормою внесення 60, 120, 180, 240 и 300 кг д.р./га та одночасно з проведенням вапнування.

Результати другої серії чисельних експериментів представлені на рисунку 4.2. Аналізуючи отримані дані можна відзначити наступне, що зі збільшенням дози внесених калійних добрив вміст радіонуклідів у зерні озимої пшениці неухильно знижується особливо це зниження значно при дозах калійних добрив від 180 до 300 кг д.р./га. Вміст радіонуклідів в зерні знижується від 20,78 Бк/кг при внесенні 180 кг д.р./га до 16,34 Бк/кг при внесенні 300 кг д.р./га. Спроби подальшого збільшення дози внесених калійних добрив практично не дає ефекту зниження рівня накопичення радіонуклідів у врожаї зерна озимої пшениці.

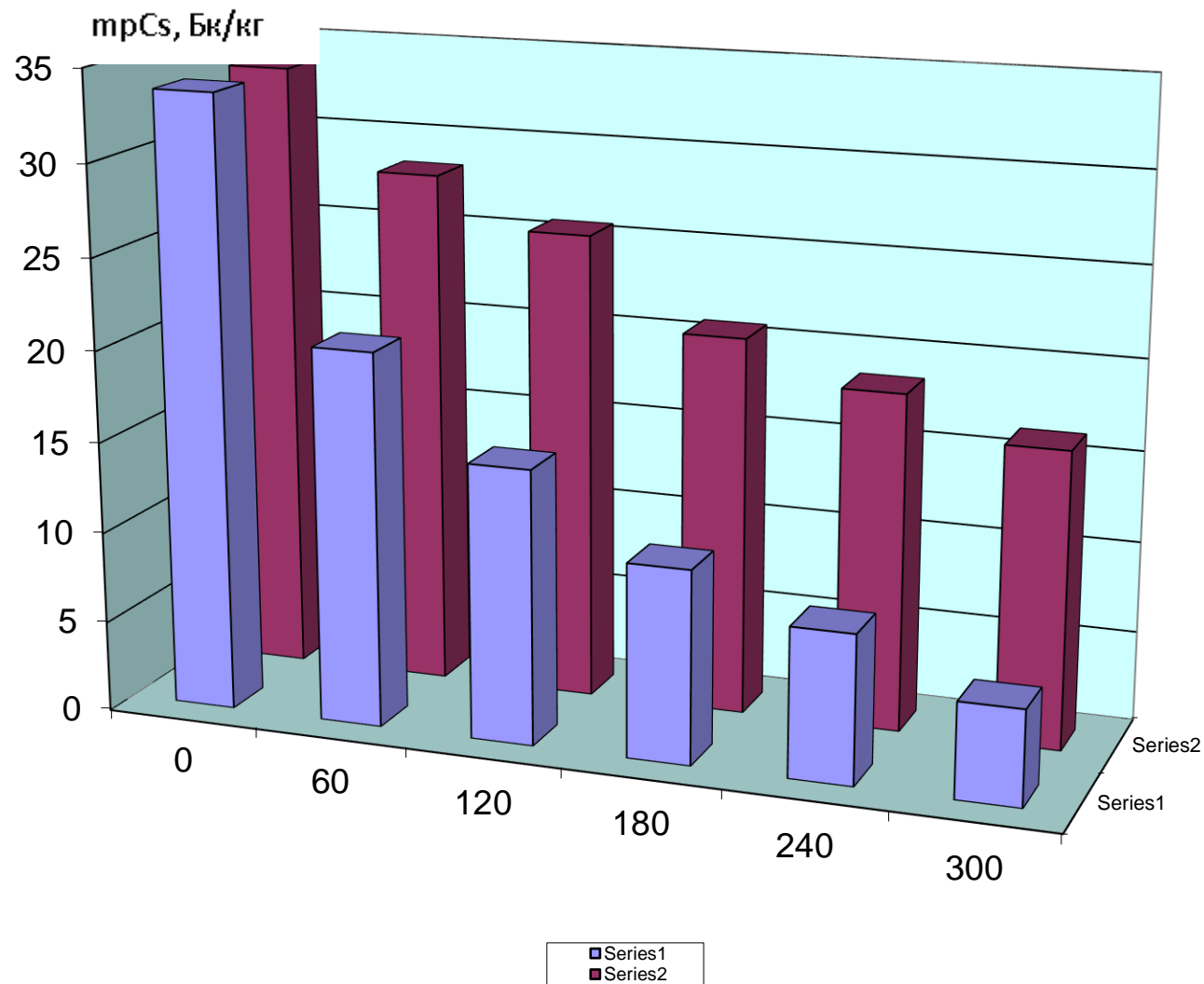


Рисунок 4.2 – Вміст радіонуклідів Cs-137 у зерні озимої пшениці: P₂ – при внесенні різних доз калійного добриву (mBqCs-K) і P₁ – внесення доз калійного добриву в поєднанні з вапнуванням (mBqCs-K+izv). Дніпропетровська область

Внесення вапна одночасно з калійними добривами призводить до ще більш значного зниження рівня накопичення радіонуклідів у врожаї зерна озимої пшениці в порівнянні з внесенням тільки калійних добрив. Так, при вапнуванні і внесенні калійних добрив в дозі 120 кг д.р./га практично досягається такий же ефект зниження вмісту радіонуклідів у врожаї, як і при внесенні лише одних калійних добрив з дозою 300 кг д.р./га.

Спільне внесення вапна і калійних добрив в дозі 120 кг д.р./га дозволить знизити витрати калійних добрив і одночасно в 2,2 рази зменшити вміст радіонуклідів у господарсько-корисної частини врожаю – зерні озимої пшениці.

ВИСНОВКИ

В результаті виконаної бакалаврської кваліфікаційної роботи можна зробити наступні висновки:

1. Вивчено фізико-географічні особливості Дніпропетровської області.
2. Дана оцінка кліматичних, агрокліматичних і ґрунтових ресурсів Дніпропетровської області.
3. Вивчено особливості радіоактивного забруднення ґрунтів та Дніпровської водної системи в результаті аварії на Чорнобильській атомній електростанції.
4. Надано аналіз забруднення сільськогосподарських угідь області радіонуклідами ^{137}Cs після аварії на ЧАЕС. Встановлено, що щільність забруднення радіоцезієм у всіх адміністративних районах області була невисокою: у Дніпровському адміністративному районі вона досягала $0,10 \text{ Кі/км}^2$; в Петропавлівському і Петриківському була на рівні $0,07 \text{ Кі/км}^2$; у Томаківському і П'ятихатському – $0,06 \text{ Кі/км}^2$. Інша частина районів Дніпропетровської області мала забруднення до $0,03 - 0,05 \text{ Кі/км}^2$. Через тридцять років у всіх районах області щільність забруднення ґрунту складає $0,02 \dots 0,05 \text{ Кі/км}^2$. Концентрація радіоцезію у зрошувальній воді після аварії на атомній електростанції становила $0,37 \text{ Бк/л}$, через тридцять років концентрація радіоцезію в воді знизилася до $0,17 \text{ Бк/л}$.
5. Вивчено закономірності забруднення продукції рослинництва, на території що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС.
6. Вивчено модель радіоактивного забруднення продукції рослинництва в умовах зрошення. Освоєно способи підготовки вхідної інформації моделі радіоактивного забруднення.
7. Підготовлено вихідні матеріали для виконання розрахунків по території адміністративних районів і на основі моделі виконано оцінку забруднення урожаю озимої пшениці та продукції її переробки в Дніпропетровській області.

8. Встановлено, що питома активність радіоцезію в загальній біомасі в 1986 р. дорівнювала 120,06...122,62 Бк/кг, в зерні озимої пшениці значення радіоцезію становили 31,35 ... 32,01 Бк/кг. Через тридцять років після аварії питома активність радіоцезію знизилася більше, ніж в два рази, в загальній біомасі до 55,41 ... 55,92 Бк/кг, а в зерні до 14,5 Бк/кг. В борошні концентрація в 1986 році дорівнювала 15,61...15,93 Бк/кг, а в 2016 році зменшилася до 7,21...7,28 Бк/кг, це в два рази менше ніж у зерні.

9. Вивчено загальні принципи використання прийомів по зменшенню переходу радіонуклідів в сільськогосподарські рослини. Дано кількісну оцінку ефективності внесення мінеральних добрив і вапнування щодо зниження радіоактивного забруднення урожаю озимої пшениці та продукції її переробки в Дніпропетровській області.

10. Встановлено, що одночасне внесення вапна і калійних добрив призводить до значного зниження концентрацій радіонуклідів у зерні озимої пшениці в порівнянні з внесенням тільки калійних добрив. Спільне внесення вапна і калійних добрив в дозі 120 кг д.р./га дозволить знизити витрати калійних добрив і одночасно в 2,2 рази зменшити вміст радіонуклідів як у зерні, так і борошні.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Агрокліматичний довідник по Дніпропетровській області / Гол. ред. Т.І. Адаменко – Кам’янець-Подільський: ПП Буйницький О.А., 2010. 184 с.
2. Агроекологія: термінологічний та довідковий матеріал. Навчальний посібник. К. : «Аграрна освіта», 2009. 328 с. [Електронний ресурс] – Режим доступу:
<http://www.agroosvita.com/sites/default/files/libery/ecology/Zharinov.pdf>–
Назва з екрана.
3. Агроэкология / под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. М.: Колос, 2000. – 536 с.
4. Вернандер П.Б., Тютюнин Д.А. Природа УССР Почвы. К.: Наукова Думка, 1986. – 214 с.
5. Вольвач О.В, Вольвач В.В. Агрометеорологічні вимірювання. Одеса: «Екологія», 2006. 150 с.
6. Войцехович О.В., Шестопапов В.М., Скальський А.С., Канивец В.В. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после Чернобыльской аварии. К.: УкрНИГМИ, 2001. 147 с.
7. Геохимия техногенных радионуклидов. / под. ред. Э.В. Соботович, Г.Н. Бондаренко. К.: Наукова думка, 2002. 332с.
8. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України./ под ред. Б.С. Носка, Б.С. Прістера, М. В. Лободи. К.: “Урожай”, 2006. 334 с.
9. Жигайло О.Л. Моделирование антропогенного загрязнения грунтово-растительного покрова та методи контролю: конспект лекцій. Дніпропетровськ: „Економіка”, 2005. 107с.
10. Жигайло Е.Л. Моделирование загрязнения зерна озимой пшеницы радиоцезием в условиях орошения на территории Херсонской области. // Матеріали наради-семінару «Погода і зернове господарство України» Дніпропетровськ, 2004, с. 92-103.

11. Лось И.П., Войцехович О.В., Шепелевич К.И. Радиация и вода: опыт обеспечения радиологической защиты в управлении качеством воды после аварии на Чернобыльской АЭС. К.: УкрНИГМИ, 2001. 103 с.
12. Полевой А.Н. Моделирование процесса формирования продуктивности зерновых культур в условиях радиоактивного загрязнения агроэкосистем. // Метеорология и гидрология. 1993, №3. С. 97 –105.
13. Польовий А.М. Сільськогосподарська метеорологія: підручник. Одеса: «ТЕС». 2012. 630 с.
14. Писаренко В.М., Писаренко П.В., Писаренко В.В. Агроєкологія: навчальний посібник. Полтава, 2008, 255.
15. Проблемы сельскохозяйственной радиологии. / под ред. Н.А. Лоцилова. Киев: Укр. НИИСХР, Вып. 1, 1991. 223 с.
16. Проблемы сельскохозяйственной радиологии. / под ред. Б.С. Пристера. Киев: Укр. НИИСХР, Вып. 4, 1996 240 с.
17. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля: Пер. с англ./ Под ред. Ф.Уорнера и Р. Харрисона. М.: Мир, 1999. 512с.
18. Сафранов Т.А., Польовий А.М., Коніков Є.Г., Ротар М.Ф., Ільїна В.Г., Паєвська Л.А., Сучков І.О. Антропогенне забруднення геологічного середовища та ґрунтово-рослинного покриву. Одеса: “ТЕС”, 2003. 260с.
19. Фокин А.Д., Лур'є а А.А, Торшин С.П. Сельскохозяйственная радиология. М.: Дрофа, 2005. -367с.
20. Холоша В.І. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення. Розроблено ТОВ «Інтелектуальні системи ГЕО» на замовлення Міністерства України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://radatlas.isgeo.com.ua/> – Назва з екрана.