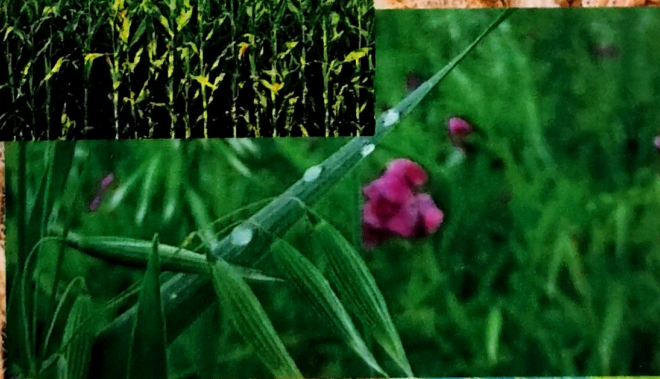


**О. І. Трембіцька, В. Б. Ковальов,
Т. В. Клименко, С. В. Журавель,
С. В. Федорчук**

**АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН
ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ
ТА ВПЛИВ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ
НА РОДЮЧІСТЬ ҐРУНТІВ,
ЗАБРУДНЕНИХ РАДІОНУКЛІДАМИ**



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ
АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

**О. І. Трембіцька, В. Б. Ковальов,
Т. В. Клименко, С. В. Журавель, С. В. Федорчук**

**АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ЖИТОМИРСЬКОГО
ПОЛІССЯ ТА ВПЛИВ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ НА
РОДЮЧІСТЬ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ
РАДІОНУКЛІДАМИ**

Монографія

*За редакцією кандидата сільськогосподарських наук, доцента
Трембіцької О. І.*

Житомир
2020

УДК 631.81:631.452:504.55.054

А 26

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Житомирського національного агроекологічного університету (протокол
№5 від 26.12.2019 р.)*

Автори

О. І. Трембіцька – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
В. Б. Ковальов – доктор сільськогосподарських наук, професор;
Т. В. Клименко – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
С. В. Журавель – кандидат сільськогосподарських наук, доцент;
С. В. Федорчук – кандидат сільськогосподарських наук.

Рецензенти:

М. М. Лісовий – доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри молекулярної біології, мікробіології та біобезпеки (Національний університет біоресурсів і природокористування України);

С. І. Веремеско – доктор сільськогосподарських наук, професор кафедри агрохімії, ґрунтознавства та землеробства (Національний університет водного господарства та природокористування);

М. М. Світельський – кандидат с.-г. наук, доцент кафедри біоресурсів, аквакультури та природничих наук (Житомирський національний агроекологічний університет).

А 26 Агроекологічний стан Житомирського Полісся та вплив систем удобрення на родючість ґрунтів, забруднених радіонуклідами : монографія / О. І. Трембіцька [та ін.]; за ред. О. І. Трембіцька. – Житомир : ЖНАЕУ, 2020. – 168 с.
ISBN 978-617-7684-30-4

У монографії на підставі аналізу джерел опублікованих наукових досліджень та власних авторів висвітлені питання забруднення ґрунтів Житомирської області через 20-25 років після аварії на ЧАЕС та на цьому фоні забруднення ґрунтів важкими металами, зміни родючості ґрунту при переході сільськогосподарського виробництва з 7-8 пільних сівозмін на короткоротаційні (3-4 – пільні). Представлені результати досліджень впливу різних систем удобрення, у тому числі нові промислового виробництва добрива: екобіом та агровіт-кор, на ріст, розвиток, врожай, якість продукції, енергетичну та економічну ефективність вирощування культур у короткоротаційній чотирьохпільній сівозміні на дерново-підзолистому ґрунті, у 3-й зоні радіоактивного забруднення.

У бібліографічний перелік включені видання авторів монографії, вітчизняні та зарубіжні наукові видання по згаданим питанням. Монографія може слугувати в якості науково-методичне видання для науковців і спеціалістів з напрямку екології і землеробства та викладачам, аспірантам і студентам вищих навчальних закладів підготовки спеціалістів агрономічного напрямку.

ISBN 978-617-7684-30-4

© О. І. Трембіцька,
В. Б. Ковальов,
Т. В. Клименко, та ін.
© ЖНАЕУ, 2020

ПЕРЕДМОВА

Наслідком аварії на Чорнобильській АЕС стало забруднення радіонуклідами значної території Українського Полісся. На цій території проживає і зайнята в агропромисловому виробництві значна частина населення. Ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених землях потребує науково-обґрунтованих рекомендацій щодо системи удобрення для вирощування екологічно чистої продукції.

Не менш важливою проблемою ведення сільськогосподарського виробництва на таких ґрунтах є висока активність важких металів. У органічних добривах - підстилковому гної накопичуються радіонукліди та важкі метали. Високі норми їх внесення призводять до забруднення ґрунтів і продукції та підґрунтових вод. У той же час недостатньо використовуються інші сировинні ресурси органічних добрив – торф, осади стічних вод, сапропелі, побічна продукція рослинництва – солома зернових та зерно-бобових культур, посів культур на зелене добриво – сидерати та інші.

Глобальною проблемою в агропромисловому виробництві є збереження та відтворення родючості дерново-підзолистих ґрунтів Полісся України, які є основними у цій зоні. Традиційно основою поповнення гумусу у ґрунті були органічні добрива – підстилковий гній, компости та інші. Однак у зв'язку зі зменшенням в останні роки поголів'я худоби різко зменшились норми внесення цих добрив.

Високі ціни на мінеральні добрива у десятки разів скоротили їхнє використання. Ці види добрив, також містять домішки важких металів, які забруднюють ґрунт та переходять у рослинницьку продукцію.

Розукрупнення великих сільгосппідприємств (колгоспів, радгоспів) призвело до порушення багатопільних та введення короткоротаційних сівозмін, що в поєднанні з вище вказаними факторами призвело до зниження родючості дерново-підзолистих ґрунтів і, як наслідок, урожайності сільськогосподарських культур.

Впровадження короткоротаційних сівозмін має ряд закономірностей, внаслідок чого зростають ризики деградації досліджуваних ґрунтів та погіршення якості рослинницької продукції.

У зв'язку з цим, виникли об'єктивні передумови для альтернативного землеробства, де в якості добрив використовують солому зернових культур, торф, зелену масу сидератів: люпину, редьки олійної, гірчиці та ін., а також нові органо-мінеральні добрива на основі

торфу, пташиного посліду з включенням мінеральних добрив та біологічних добавок.

За умов скорочення обсягів застосування органічних та мінеральних добрив, недотримання сівозмін та агротехніки вирощування сільськогосподарських культур інтенсивність розвитку деградаційних процесів зростає. У зв'язку з цим виникає потреба проведення ряду досліджень з вивчення питань, пов'язаних із впливом добрив на родючість, загальний агроекологічний стан та процеси відтворення родючості ґрунтового покриву в короткоротаційній сівозміні.

Актуальність досліджень впливу добрив на агроекологічний стан дерново-підзолистих ґрунтів, забруднених радіонуклідами, зумовлена процесами різкої диференціації новостворених агроформувань Полісся України за ресурсними і агрономічними можливостями.

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	3
РОЗДІЛ 1 АГРЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТІВ ЗОНИ ПОЛІССЯ ТА ЇХ РОДУЧІСТЬ.....	7
1.1 Агроєкологічний стан ґрунтів за показниками забруднення радіонуклідами.....	9
1.2 Вплив важких металів на агроєкологічний стан ґрунту та якість продукції рослинництва.....	22
1.2.1 Динаміка накопичення важких металів у ґрунті та рослинницькій продукції залежно від систем удобрення.....	26
1.3 Вплив сівозмін на родючість та агроєкологічний стан ґрунтів Полісся.....	38
1.3.1 Вплив систем удобрення на баланс гумусу та елементів живлення у 4-х пільній сівозміні.....	43
1.3.2 Баланс гумусу залежно від систем удобрення культур у 4-х пільній сівозміні.....	44
1.3.3 Вплив систем удобрення на вміст макроелементів живлення в дерново-підзолистому ґрунті	48
1.4 Біологічна активність ґрунту.....	55
1.5 Роль добрив в родючості ґрунту та врожайності сільськогосподарських культур.....	68
1.5.1 Роль мінеральних добрив.....	68
1.5.2 Еволюційні зміни в застосуванні добрив.....	70
1.5.3 Використання органічних добрив, їх вплив на родючість ґрунту та врожай сільськогосподарських культур.....	71
1.5.4 Вплив сидератів на біологічну активність, родючість ґрунту, урожай та якість сільськогосподарських культур....	74
1.5.5 Промислові органо-мінеральні добрива як новий напрямок підвищення родючості ґрунтів.....	76
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	82
2.1 Ґрунтово-кліматичні умови.....	82
2.2 Метеорологічні умови в роки досліджень.....	84
2.3. Програма та методика досліджень.....	86

2.4	Сорти та агротехніка вирощування сільськогосподарських культур у польовому досліді.....	88
2.5	Методики проведення досліджень.....	90
РОЗДІЛ 3. УРОЖАЙ ТА ЯКІСТЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД СИСТЕМ УДОБРЕННЯ У КОРОТКОРОТАЦІЙНІЙ 4-Х ПІЛЬНІЙ СІВОЗМІНІ .		93
3.1	Вплив систем удобрення на особливості росту та морфогенез культур сівозміни.....	93
3.2	Забур'яненість посівів сільськогосподарських культур у сівозміні в залежності від систем удобрення.....	101
3.3	Урожай сільськогосподарських культур в залежності від систем удобрення у короткоротаційній 4-х пільній сівозміні.....	104
3.4	Вплив систем удобрення на якість сільськогосподарської продукції.....	112
РОЗДІЛ 4. ЕКОНОМІЧНА ТА ЕНЕРГЕТИЧНА ЕФЕКТИВНІСТЬ.....		124
4.1	Енергетична ефективність різних систем удобрення у короткоротаційній 4-х пільній зерно-просапній сівозміні...	124
4.2	Економічна ефективність вирощування сільськогосподарських культур за різних систем удобрення в короткоротаційній 4-х пільній сівозміні.....	130
ВИСНОВКИ ТА ПРОПОЗИЦІЇ.....		137
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ.....		138
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ...		139

РОЗДІЛ 1

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТІВ ЗОНИ ПОЛІССЯ ТА ЇХ РОДЮЧІСТЬ

Ґрунтовий покрив Полісся досить різноманітний, що зумовлюється вологим і м'яким кліматом, неоднорідністю хімічного і гранулометричного складу ґрунтотворних і підстилаючих порід, добре розвинутим макро- і мікрорельєфом, близьким та нерівномірним рівнем залягання ґрунтових вод, різноманітністю рослинних формацій і неоднаковим за інтенсивністю впливом господарської діяльності людини [129].

На Поліссі поширені наступні групи ґрунтів: дерново-підзолисті, дерново-підзолисті оглеєні, дерново-карбонатні, дерново-оглеєні, лучні, болотні, сірі лісові, темно-сірі лісові і чорноземи опідзолені. До 67% орних земель зони займають дерново-підзолисті ґрунти, 22% – сірі лісові (різного ступеню опідзоленості), 11% – дернові і лучні оглеєні, 1,2% – торфо-болотні, заболочені; ґрунти автоморфного типу займають 2/3, гідроморфного – 1/3 площі орних земель. У складі дерново-підзолистих ґрунтів 39% – слабо- і середньопідзолисті, глинисто-піщані і піщані; 53% – середньопідзолисті супіщані і 8% – сильнопідзолисті, переважно легкосуглинкові. До 26% дерново-підзолистих ґрунтів перебувають в умовах постійного перезволоження і належать до глейових. Питома вага дерново-підзолистих ґрунтів найбільша в правобережних, менша – в західних і найменша – в лівобережних регіонах. Дерново-підзолистих глейових ґрунтів найбільше в західному (33,6%) і найменше – у лівобережному Поліссі (9,8%) [210].

Фізичні властивості ґрунтів залежать від їх гранулометричного складу. Щільність дерново-підзолистих ґрунтів підвищена – 1,40 – 1,55 г/см³. Вони мають низьку вологоємність від НВ (найменша вологоємність 6 – 15%), підвищену водопроникність (4мм/хв) і досить низьку гігроскопічність (1 – 4%). Маючи низьку ємність вбирання (1,5 – 8,5 мг-екв на 100 г), дерново-підзолисті ґрунти містять мало основ і поживних речовин. Їх ґрунтовий розчин має кислу реакцію: рН сольове становить 4,2 – 5,6, а гідролітична кислотність – 1,5 – 3,5 мг-екв на 100 г ґрунту; насиченість кальцієм слабка.

Вміст гумусу в орному шарі цих ґрунтів досить низький і коливається в межах від 0,7 – 1,0% у піщаних і глинисто-піщаних та 1,5

– 2% – у суглинкових. У складі гумусу фульвокислоти переважають над гуміновими кислотами.

Запаси елементів живлення у дерново-підзолистих ґрунтах дуже низькі: азоту – 0,05 – 0,08%, фосфору – 0,04 – 0,09 і калію – 1,0 – 1,5% від сухої речовини ґрунту. Площа ґрунтів з підвищеною і високою забезпеченістю фосфором становить 13% площі орних земель.

У Житомирській та Волинській областях практично немає ґрунтів з високим вмістом калію. Тут переважають дерново-підзолисті піщані і супіщані ґрунти [74].

За останні роки загрозливих розмірів набула дегуміфікація орних земель, та склався негативний баланс поживних речовин у ґрунті. Їх щорічний винос з урожаєм перевищує надходження на 100 – 120 кг/га NPK. При річній потребі 10 – 15 т/га органічних добрив нині вносять по 1,5 – 3,0 т/га, а мінеральних – 12 – 15 кг/га ріллі [242]. Так, за даними Л.І. Ворони, О.О. Мельничука, О.Ф. Смаглія та інших [118], на Поліссі при внесенні у 1966 – 1975 рр. 7,1 – 7,2 т/га органічних добрив вміст гумусу в ґрунті складав 1,91 – 1,85%. Зменшення внесення органіки у 1996 – 2000 рр. до 3,2 т/га призвело до зниження вмісту гумусу до 1,56%.

За даними шостого туру агрохімічних обстежень встановлено, що в усіх регіонах України зменшився вміст у ґрунтах рухомого фосфору, а на Поліссі підвищився рівень кислотності ґрунтів. На території Полісся ґрунти з кислою реакцією ґрунтового розчину за ступенем кислотності поділяються на три групи: сильнокислі – рН 4,5 і нижче; кислі – рН 4,6 – 5,5; слабкокислі – рН 5,6 – 6. У західних районах понад 70%, а на решті території більше половини ґрунтів мають надмірну кислотність.

Хімічна меліорація, зокрема, вапнування – необхідна умова підвищення родючості дерново-підзолистих і сірих лісових ґрунтів.

За даними Інституту землеробства [118], додатковий врожай від внесення оптимальних норм вапняних добрив на Поліссі становить: озимої пшениці – 2,0 – 5,5 ц/га, озимого жита – 2,0 – 4,0, ячменю – 2,0 – 6,8, вівса – 0,6 – 1,5, кукурудзи на зерно – 3,0 – 9,8, кукурудзи на силос – 55 – 130, люпину на зерно – 0,5 – 2,6, люпину на силос – 15 – 26 ц/га.

Хімічна меліорація є основою раціонального використання добрив. Результати дослідів показують, що при вапнуванні ґрунтів ефективність мінеральних добрив залежно від умов застосування збільшується на 30 – 90, а органічних – на 20 – 40% [49].

Ґрунти Полісся характеризуються низьким вмістом мікроелементів. У дерново-підзолистих, сірих лісових піщаних і супіщаних ґрунтах, які є

основними ґрунтами зони, гранично низький вміст рухомих форм кобальту (0,48–0,96), молібдену (0,15–0,20), міді (0,39–0,92), бору (0,19–0,34 мг на 1 кг ґрунту). Забезпеченість вмісту марганцю та цинку в них середня та висока.

Таким чином, в Поліській зоні Правобережної України переважають дерново-підзолисті ґрунти, які мають низький вміст гумусу, макро- і мікроелементів та показники фізико-хімічних властивостей [74, 129]. Однак інтенсивний розвиток сільського господарства дає можливість не тільки збільшувати виробництво сільськогосподарської продукції і раціонально використовувати ці ґрунти, а й підвищувати їх родючість. Виробнича діяльність людини, спрямована на окультурення ґрунтів, є одним з основних чинників сучасного процесу ґрунтоутворення.

Дерново-підзолисті ґрунти Полісся збагачують на поживні речовини внесенням органічних і мінеральних добрив, вапнуванням кислих ґрунтів, запровадженням осушення, агролісомеліорації. Всі ці заходи забезпечують збереження та підвищення родючості дерново-підзолистих ґрунтів Полісся [49].

1. 1 Агроекологічний стан ґрунтів за показниками забруднення радіонуклідами

В результаті аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року значна частина території Українського Полісся виявилась забрудненою радіонуклідами. Радіоактивного забруднення зазнали значні регіони України, Білорусії і Росії. Всього в Україні виявилася забрудненою територія площею понад 50 тис.км² у 74 районах 12 областей [74].

Обстеження, проведені в 1986-1993 роках, показали, що 977 тис. гектарів Житомирської області опинились у зоні забруднення радіоцезієм, який є основною складовою радіоактивного забруднення : від 1 до 5 Кі/км² (37-185 кБк/м²) - 766.9 тис. га; від 5 до 15 Кі/км² (185-555 кБк/м²) -152 тис. га; понад 15 Кі/км² (>555 кБк/м²)-58тис. га [145].

В зону радіаційного забруднення ¹³⁷Cs > 1 Кі/км² потрапило 327,1 тис. га сільськогосподарських угідь Житомирського Полісся, що становить 52,9 % їх загальної площі, а ⁹⁰Sr>0,02 Кі/км² – 572,8 тис. га, або 92,7 %. Загальна площа сільськогосподарських угідь та міжгосподарських лісів забрудненням понад 1 Кі/км² становить 472,823 тис. га [146].

Радіаційне забруднення завдало великої екологічної шкоди довкіллю Житомирської області, особливо зони Полісся, де призвело до руйнування багатьох біоценозів, унеможливило традиційне природокористування, обмежило ведення сільськогосподарського виробництва [213].

Грунтово-хімічні умови забрудненої радіонуклідами території відіграють головну роль у накопиченні радіонуклідів рослинами. Цей висновок зроблено на основі спостережень за накопиченням ^{137}Cs рослинами з ґрунту упродовж усього післяаварійного періоду. За цей час у розподілі радіоактивних часток у ґрунті та рослинності відбулися суттєві зміни, виявлена закономірність – питома активність радіонукліду знижується вглибину по ґрунтовому профілю [37;125;137].

З часом інтенсивність розповсюдження ^{137}Cs зменшується за рахунок фіксації радіонукліду мінеральними компонентами ґрунту [17;207]. Ю.А. Іванова та інші [93] стверджують, що серед найбільш важливих показників, що зумовлюють інтенсивність вертикального переносу ^{137}Cs в ґрунтах, головну роль відіграє вміст у ґрунті вологи та рухомого калію. Більш значну роль зволоженості ґрунту у порівнянні з його трофністю відмічають і інші дослідники [16]. Встановлено, що підвищення вологості ґрунту викликає відповідне підвищення інтенсивності вертикальної міграції цезію-137 по ґрунтовому покриву [125].

Впливає на міграцію ^{137}Cs в ґрунтах і рельєф місцевості [65]. Доведено, що з роками в процесі самоочищення відбувається перерозподіл радіонуклідів по елементах рельєфу. Так, за дослідженнями С.В.Зібцева, В.М. Худолія [89] через рік після аварії найбільш забрудненою ^{137}Cs виявилася вершина пагорба, вниз по схилу вміст радіонукліду у ґрунті зменшувався в напрямку до підніжжя. Через 5 років (у 1991 р.) вміст ^{137}Cs у ґрунті на вершині пагорба та біля підніжжя виявився майже однаковим, а на схилі – набагато меншим у порівнянні з 1987 роком та по відношенню до інших елементів рельєфу [269].

Головним шляхом надходження радіонуклідів у рослини в післяаварійні роки став кореневий [227;236]. Вченими відмічається тісний зв'язок між накопиченням радіонуклідів у надземній фітомасі рослин із глибиною розташування корневих систем у відповідному шарі ґрунту [228].

На рівень забруднення надземної фітомаси рослин ^{137}Cs впливають видова специфічність рослин, погодні умови вегетаційного періоду, фаза онтогенезу, фізіолого-біохімічний стан рослинного організму та інші [154]. Існують різні думки щодо розподілу радіонуклідів у рослинах. На думку одних вчених, цезій – 137 переважно накопичується вегетативними органами рослин і в меншій мірі – генеративними [108]. Інші вчені вважають [153], що найбільша кількість радіонуклідів збирається в кореневій системі, а надземна більш чиста. Деякі вчені розглядають рівень забруднення радіонуклідами в залежності від способу розмноження [171].

Дослідниками відмічається залежність накопичення ^{137}Cs рослинами від кількості K^+ у ґрунті та різних органах рослин [214]. При цьому відмічається, що в період інтенсивного росту, коли рослині більше потрібен K^+ , надходження ^{137}Cs до рослин може зменшуватись. На думку деяких вчених [170], більша кількість ^{137}Cs по відношенню до K^+ міститься у більш старих за віком рослинах, оскільки внаслідок старіння в рослинних тканинах втрати K^+ перевищують втрати ^{137}Cs . Таких же висновків дійшли і вчені Росії [279].

Переважна більшість дослідників вважає, що інтенсивність надходження ^{137}Cs у рослини знаходиться у тісній залежності від щільності забруднення ґрунту радіонуклідом. Дана закономірність відмічалася такими вченими, як В.П. Ананян [10], О.Т. Демків [73], С.В.Зібцев, В.М. Худолій [89], Г.І. Кабашнікова та Т. Н. Блотських [96], К.П. Махонько, Ф.А. Работнова [152], П.І. Собачін та І.В. Мовчанов [232]. Були встановлені також показники, що характеризують інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини – коефіцієнти накопичення (КН) та переходу (КП).

Однак Ю.Н.Пятнов та Е.Н. Цуранков у своїй роботі [219] відмічають відсутність кореляції між вмістом радіонуклідів у ґрунтах та рослинах. Такої ж думки дотримуються і англійські вчені, які вважають, що визначальний вплив на кількість ^{137}Cs в рослинах має не стільки загальна кількість радіонукліду у ґрунті, скільки ступінь його рухомості в даному типі ґрунту.

В стані вивчення та наукових суперечок знаходиться питання кількісного накопичення ^{137}Cs у фітомасі рослин. В літературі наводяться дані про те, що між показниками щільності забруднення та величинами КН та КП існує зворотна залежність [153;232]. Дослідники вважають, що високі значення щільності радіоактивного забруднення

грунту ^{137}Cs зумовлені наявністю у ґрунті “гарячих” частинок, які містять ^{137}Cs , недоступний для кореневого живлення рослин. На площах з меншими показниками щільності радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs радіоактивні частинки знаходяться у доступному стані і легко поглинаються рослинами [17;128].

Властивості ґрунтів істотно впливають на накопичення ^{137}Cs рослинами. А.Н. Марей та інші [58], Л.А. Рерих, І.Т. Моїсєєв[221], Е.Б. Тюрюканова, Ф.І. Павлоцька [196] вказують на залежність надходження ^{137}Cs кореневим шляхом у рослини від фізико-хімічних властивостей ґрунтів.

Найбільше накопичення радіонуклідів в рослинах спостерігається на дерново-підзолистих ґрунтах, а найменше – на чорноземах [186]. Ряд дослідників вважає, що органічні речовини ґрунту мають суттєвий вплив на поглинання ^{137}Cs рослинами, помітно обмежуючи рухливість радіонукліду [227]. Існує і протилежна точка зору, згідно з якою ^{137}Cs більш інтенсивно надходить у рослини з ґрунтів, що містять значну кількість органічних речовин [172].

Хімічний склад дерново-підзолистих ґрунтів викликає слабе протікання процесів необхідного поглинання цезію-137. У зв’язку з цим у дерново-підзолистих, а також в органічних (торфо-болотних) і аналогічних їм ґрунтах ^{137}Cs характеризується різко підвищеною міграційною здатністю і біологічною доступністю [243].

Надходження радіонукліду в надземні органи рослин тісно пов’язане з поглинанням рослинами вологи. Перерозподіл радіонуклідів з кореня до стебла відбувається лише з тих місць, з яких корені поглинають вологу [18]. Відомо, що з підвищенням вологості ґрунту надходження радіоіотопів до рослин збільшується.

Відмічається, що виявити кореляцію між надходженням ^{137}Cs у рослини та вологістю ґрунту досить важко, оскільки дана залежність маскується іншими факторами [173]. Разом з тим підкреслюється, що в більш вологих умовах радіонукліди, зокрема ^{137}Cs , більш інтенсивно переходять у доступні для рослин форми.

Також існує думка, що загальний винос радіонуклідів рослинами з підвищенням вологості зростає за рахунок збільшення біомаси рослин, а не концентрації в них радіонуклідів [99].

Температура теж має вплив на накопичення мінеральних речовин та радіонуклідів рослинами. Найбільша активність радіонуклідів відмічається за умов теплої погоди [121].

Підсумовуючи викладене, слід відмітити, що значна частина території Полісся, в тому числі і Житомирської області, після аварії на ЧАЕС виявилась забрудненою радіонуклідами. При вирощуванні сільськогосподарських культур на забруднених ^{137}Cs дерново-підзолистих ґрунтах отримують рослинницьку (зерно, картоплю, кормові) та тваринницьку продукцію, забруднену радіонуклідами. У зв'язку з цим нами проведені дослідження по радіаційному забрудненню ґрунту та накопиченню радіонуклідів сільськогосподарськими культурами залежно від систем удобрення.

Через 25 років після аварії на ЧАЕС радіонукліди і в даний час у незначних кількостях надходять у рослинницьку та у тваринницьку продукцію. За вказаний період забруднені радіонуклідами орні землі були провапновані, що зв'язало більшу частину ^{137}Cs , а в наслідок фізичного розпаду їхній вміст у ґрунті знизився приблизно на 35-38% [179].

Внесення вапна з органічними та мінеральними добривами дало змогу знизити переходу радіонуклідів у продукцію у 2,5-5 разів. В той же час з 1994 р. по даний час об'єми вапнування постійно скорочувались, що сприяє підвищенню рівня радіоактивного забруднення продукції рослинництва [117].

Як показують аналізи санітарно-епідеміологічних станцій з усієї сільськогосподарської продукції найбільш забрудненими залишаються молоко та яловичина в результаті того, що худоба споживає найбільш забруднені радіоцезієм багаторічні трави і сіно. Споживаючи продукцію тваринництва та рослинництва, населення радіоактивно забруднених територій може отримувати до 87% внутрішнього опромінення [285].

У зв'язку з цим виробництво сільськогосподарської продукції на радіоактивно забрудненій території можливе при використанні угідь із забрудненням ґрунту ^{137}Cs нижче допустимого рівня, за якого його активність у сільськогосподарській продукції не буде перевищувати допустимі рівні, встановлені ДР – 2006. Так, для виробництва продовольчого зерна і картоплі забруднення дерново-підзолистого ґрунту ^{137}Cs повинно бути нижчим 344,1 та 444 кБк/м² відповідно, а максимальна щільність забруднення ґрунту для вирощування овочевих культур – нижче 555 кБк/м².

Дослідженнями Інституту сільського господарства Полісся НААН доведено [179], що основна кількість радіоцезію через 22 роки після аварії на ЧАЕС на орних землях залишилась в орному шарі ґрунту. Так, у шарі 0 – 20 см дерново-підзолистого супіщаного ґрунту середньозважений показник вмісту радіоцезію становив 67,1 – 78,8%, у 20-30 см горизонті – 10,7 – 17,1% і решта – глибше 30 см відмітки.

Аналіз матеріалів агрохімічного обстеження щільності забруднення ріллі у господарстві Грозинське, с. Грозино Коростенського району, Житомирської області, проведеного Житомирським центром «Облдержзродючість» [250] показав, що у 1981 р. щільність забруднення (фонова) складала 0,93 – 1,3 кБк/м², у 1985 р. (до аварії на ЧАЕС) – 0,59 – 0,81 кБк/м². Відразу після аварії на ЧАЕС у 1986 році щільність забруднення збільшилась у 530 разів і склала 370 кБк/м², що відповідно рівно 10 Ки/км² (рисунок 1.1).

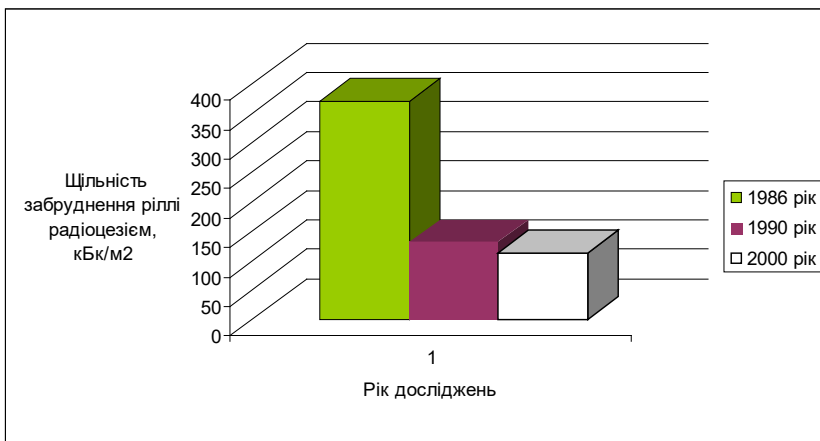


Рис. 1.1. Динаміка щільності забруднення ¹³⁷Cs ріллі у с. Грозино Коростенського району

За період 1986 – 2000 р. землі господарства були провапновані, що зв'язало значну частину радіонуклідів, у цей час відбувся фізичний розпад радіонуклідів. У зв'язку з цим у 1990 р. щільність забруднення ґрунтів ріллі знизилась на 65% і

склала 130 кБк/м². Внесення вапна з органічними добривами, як видно з діаграми понизило щільність забруднення ґрунту до 111 кБк/м² (301,0%). За період 1995 – 2000 рр, тобто через 10-15 років від аварії.

За результатами 7-го туру агрохімічного обстеження, проведеного у 2001 році, щільність забруднення ґрунту нашого дослідного поля, була в межах 75 – 111 кБк/м² (рис.1.2).

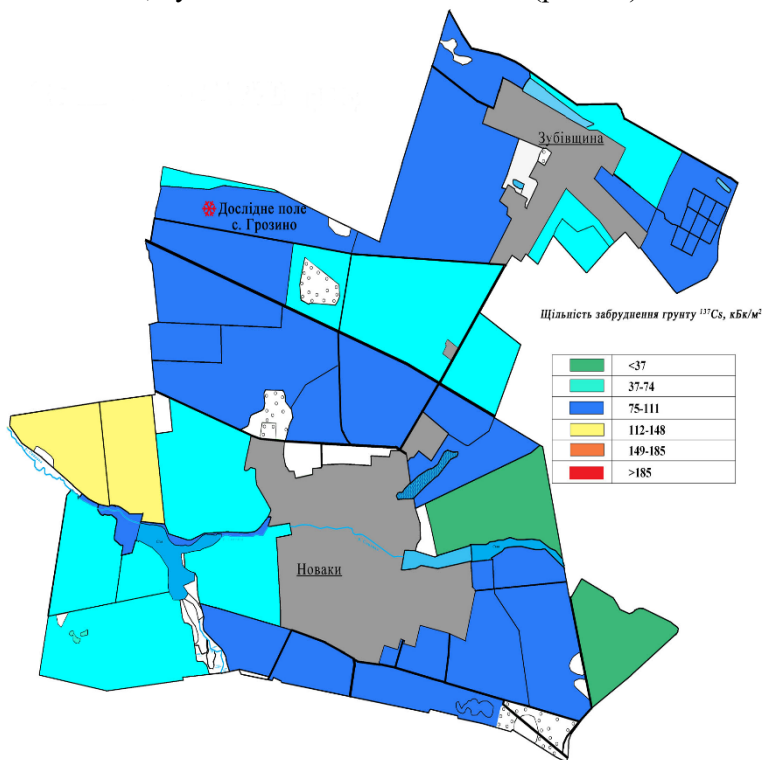


Рис. 1.2. Картограма щільності забруднення ґрунтів ріллі ¹³⁷Cs с. Грозино (станом на 01.01.2001 року)

За фактичним вмістом радіонуклідів у 2010 році щільність забруднення на дослідному полі знаходилась у тому ж самому діапазоні, а за розрахунками напіврозпаду [158] на інших полях ситуація покращилась (рис. 1.3).

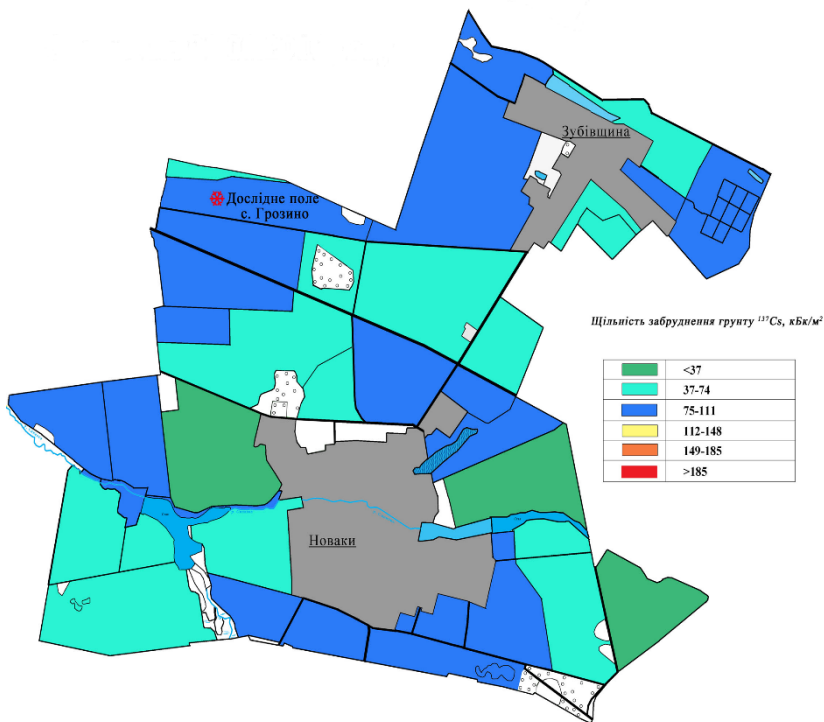


Рис. 1.3. Картограма щільності забруднення ґрунтів ріллі ^{137}Cs с. Грозино (станом на 01.01.2010 року)

Щорічне визначення щільності забруднення радіоцезієм ґрунту у сівозміні показало (додаток 3-5), що вона за роки досліджень 2006–2009 рр. у діапазоні 93,3–124, 4 кБк/м^2 , що згідно ДР – 2006 рівень забруднення дерново-підзолистого супіщаного ґрунту у досліді нижчий допустимого рівня (370 кБк/м^2), при якому його активність у сільськогосподарській продукції не буде перевищувати ДР – 2006.

В той же час у сівозмінах проявилась тенденція зниження щільності забруднення ґрунту радіоцезієм при вирощуванні ячменю – культури, що висівались після кукурудзи на зелену масу (табл. 1.1). В середньому за всіма варіантами зниження щільності радіоцезію склало 15% (16,9 кБк/м^2).

Наукове видання

Трембіцька Оксана Іванівна
Ковальов Віталій Борисович
Клименко Тетяна Вікторівна
Журавель Сергій Васильович
Федорчук Світлана Володимирівна

**АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ЖИТОМИРСЬКОГО
ПОЛІССЯ ТА ВПЛИВ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ
НА РОДЮЧІСТЬ ҐРУНТІВ, ЗАБРУДНЕНИХ
РАДІОНУКЛІДАМИ**

Редагування *О. І. Трембіцька*
Макетування *О. М. В'юнцова*
Дизайн обкладинки *О. М. В'юнцова*

Підписано до друку 07.02.2020 р.
Форма 60x84/16 Гарнітура Times New Roman.
Ум. друк. арк. 9,7
Наклад 300 прим Зам № 388

Свідотство суб'єкта про державну реєстрацію
ДК № 3402 від 23.02.2009 р
Житомирський національний агроекологічний університет, 2020
10008, м. Житомир, бульвар Старий 7