

Чорна В. І.,
д-р біол. наук, професор, Дніпропетровський державний
аграрно-економічний університет, м. Дніпропетровськ, Україна
Сироватко В. О.,
канд. біол. наук, Дніпропетровська філія Державної
установи «Інститут з охорони ґрунтів України», м. Дніпропетровськ, Україна

МІГРАЦІЯ ^{137}Cs І ^{90}Sr У ҐРУНТАХ І СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКІЙ ПРОДУКЦІЇ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

Визначені зміни радіоекологічного стану сільськогосподарського виробництва Дніпропетровщини. З'ясовані особливості розподілу вмісту радіонуклідів: цезію-137 та стронцію-90 у сільськогосподарських угіддях Дніпропетровщини за 1986 та 2010 рр., де вирощувалась озима пшениця.

Визначено зниження радіоактивності цезію-137 і стронцію-90 в досліджуваних ґрунтах в 2010 році порівняно з 1986р. Показано, що в ріпті зміст цезію-137 зменшився в 1,6 рази, а стронцію-90 в 2,0 рази.

Щільність ґрунту на всіх досліджуваних ґрунтах знаходиться в межах допустимих рівнів (1,15–1,30 г/см³).

Визначені концентрації гумусу, рухомого фосфору, обмінного калію, азоту нітратного та рН у ґрунтах досліджуваних полів можна віднести до факторів, які зумовлюють підвищену рухомість радіонуклідів і впливають на інтенсивність міграції цезію-137 та стронцію-90 з ґрунту в рослини.

Встановлено, що в соломі озимої пшениці накопичення цезію-137 і стронцію-90 відбувається в 1,3 та 1,5 разів інтенсивніше ніж в зерні озимої пшениці.

Ключові слова: ґрунт; радіоцезій; радіостронцій; озима пшениця.

Серед численних антропогенних та природних чинників, які шкідливо впливають на біоценози та на людину, важливим залишається радіоактивне забруднення. Результати багатьох радіологічних досліджень свідчать, що значну небезпеку для людини створюють малі дози іонізуючого випромінювання.

Внаслідок надходження радіонуклідів у навколишнє середовище в процесі виробництва ядерної енергії дослідження міграції радіонуклідів у рослинах і ґрунтах залишаються надзвичайно актуальними [1].

На сучасному етапі розвитку агропромислового виробництва, в умовах техногенного радіоактивного забруднення важливою проблемою залишається пошук шляхів зниження параметрів радіонуклідного забруднення сільськогосподарської продукції, невід'ємною складовою якої є радіоактивне забруднення ґрунтів та сама продукція, яка на них вирощується [2].

Розкриття системи взаємодій «ґрунт-рослина», що обумовлюють радіонуклідне забруднення продуктів харчування, є одним з основних в сучасній системі заходів, направлених на зменшення дозових навантажень людини.

Виявлена значна несталість нагромадження радіонуклідів рослиною та залежність від комплексу фізико-хімічних, кліматичних, геохімічних, та біологічних умов. Разом з тим залишаються маловідомими біологічні механізми, що визначають видоспецифічність нагромадження та його високу пластичність в залеж-

ності від факторів довкілля. Недостатньо визначеними є й радіаційні наслідки ґрунтового надходження радіонуклідів у трофічні ланцюжки за умов розмаїття природних характеристик та рівнів забруднення агроценозів.

Кількісний аналіз внеску ґрунтового шляху у формування потоку радіонуклідів «ґрунт-людина» проведено у ряді сучасних екологічних дозових моделей. Вони застосовувалися для відповідних оцінок у гострому періоді радіоактивних випадів та менш пристосовані до умов тривалої відновлювальної стадії, коли значну роль в формуванні та розвитку радіаційної ситуації починає відігравати різноякісність природних характеристик забрудненого середовища – клімат, тип ґрунту, рівень зволоження [2].

Відомо, що радіонукліди, після надходження у ґрунт, поглинаються його компонентами, в результаті чого їхні концентрації у ґрунті значно знижуються, в той же час, вміст радіонуклідів у рослинності, може зрости. Через це, знаючи основні параметри динаміки формування радіаційної ситуації і розподілу радіонуклідів в компонентах цих екосистем, можна з достатньою ймовірністю визначити розмір і скласти прогноз радіоактивного забруднення рослинності і, у разі необхідності, задіяти комплекс контрзаходів зі зниження існуючого рівня забруднення рослинних об'єктів, що, відповідно, сприятиме зменшенню дозо-

вого навантаження на людину через шлях ґрунт-рослина-продукти харчування [3].

Основними радіонуклідами, підвищений вміст яких в ґрунтах призводить до радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції, є цезій-137 та стронцій-90, якими на легких за гранулометричним складом ґрунтах властива висока міграційна здатність.

Мета роботи – дослідження радіоекологічної ситуації на полях Солонянського р-ну, Нікопольського р-ну, Криничанського р-ну, Покровського р-ну, Томаківського р-ну, на яких вирощувалася озима пшениця, Дніпропетровської області за визначенням щільності забруднення ґрунтів радіостронцієм та радіоцезієм, рН ґрунту, впливом гумусу, нітратного азоту, рухомого фосфору та обмінного калію на рухливість радіонуклідів та радіоекологічний стан розподілу і накопичення радіонуклідів озимом пшеницею.

Матеріали та методи. Радіологічний контроль радіоактивного забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області проводили згідно «Методики агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення» [4].

Визначення активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті та зерні і соломі озимої пшениці проводили на бета-спектрометрі «СЕБ-01» та гамма-спектрометрі «АМА-03Ф». Вміст гумусу визначали за Тюрінім. Доступні форми фосфору досліджували за [5]. Концентрацію обмінного калію – фотометричним методом з «індофеноловою зеленню» по ЦИАНО [6]. Експериментальні дані обробили статистично за допомогою програми Statistica 7.0.

В Солонянському районі радіологічне обстеження проводилось на 81,2 тис. га ріллі. На вміст ^{137}Cs було проаналізовано 150 зразків ґрунту, на вміст ^{90}Sr про-

аналізовано 43 зразки ґрунту. Середній вміст ^{137}Cs в зразках ґрунту становить $0,05 \text{ Ki}/\text{km}^2$, а ^{90}Sr – $0,012 \text{ Ki}/\text{km}^2$. В Нікопольському районі радіологічне обстеження проводилось на 79,8 тис. га ріллі. На вміст ^{137}Cs було проаналізовано 183 зразків ґрунту, на вміст ^{90}Sr проаналізовано 51 зразки ґрунту. Середній вміст ^{137}Cs в зразках ґрунту становить $0,04 \text{ Ki}/\text{km}^2$, а ^{90}Sr – $0,012 \text{ Ki}/\text{km}^2$. В Криничанському районі обстежено 34,4 тис. га ріллі. На вміст ^{137}Cs проаналізовано 108 зразків і на вміст ^{90}Sr – 30 зразків ґрунту. Середній вміст ^{137}Cs в зразках ґрунту становить $0,06 \text{ Ki}/\text{km}^2$, а ^{90}Sr – $0,013 \text{ Ki}/\text{km}^2$. В Покровському районі обстежено 60,1 тис. га ріллі, проаналізовано 130 зразків ґрунту на вміст ^{137}Cs і 43 зразків на вміст ^{90}Sr . Середня щільність забруднення ґрунтів в зразках становить відповідно $0,04 \text{ Ki}/\text{km}^2$ та $0,013 \text{ Ki}/\text{km}^2$. В Томаківському районі обстежено 81,4 тис. га ріллі. На вміст ^{137}Cs проаналізовано 198 зразків і на вміст ^{90}Sr – 54 зразків ґрунту. Середній вміст ^{137}Cs в зразках ґрунту становить $0,04 \text{ Ki}/\text{km}^2$, а ^{90}Sr – $0,013 \text{ Ki}/\text{km}^2$.

Результати та їх обговорення. Фізико-хімічні властивості ґрунту суттєво впливають на характер процесу ґрунтоутворення, родючість ґрунту та розвиток рослин. Значна кількість радіонуклідів уже в перші роки після переміщення у ґрунт досить міцно фіксується. На перший погляд їх міграція має визначатися співвідношенням водорозчинної, обмінної та інших форм. Відомо, що чим більше водорозчинних і обмінних форм радіонуклідів у ґрунті, тим швидше вони рухаються. Але після того, як радіонукліди потрапили у ґрунт, з ними відбуваються різноманітні процеси, що змінюють їх рухливість [8].

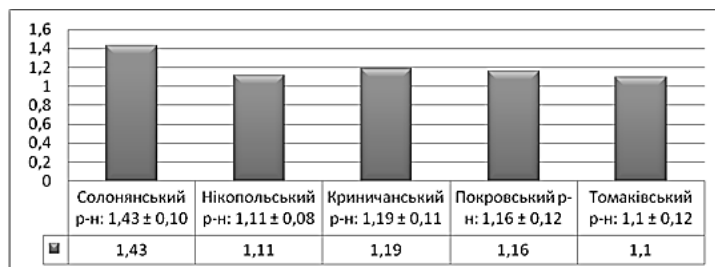


Рис. 1. Щільність ґрунту ($\text{г}/\text{см}^3$) дослідних полів за 1986 рік

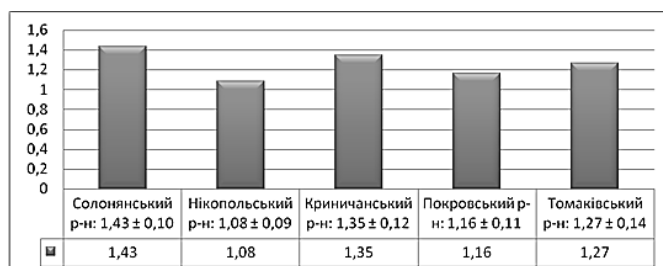


Рис. 2. Щільність ґрунту ($\text{г}/\text{см}^3$) дослідних полів за 2007 рік

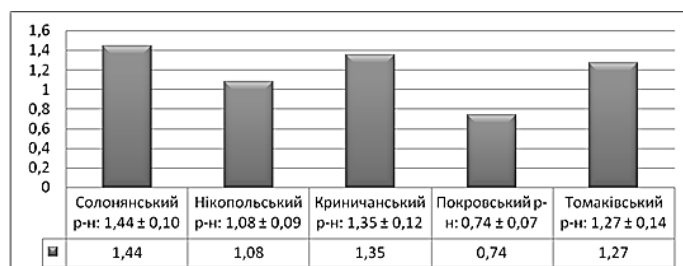


Рис. 3. Щільність ґрунту ($\text{г}/\text{см}^3$) дослідних полів за 2010 рік

Щільність ґрунту майже на всіх майданчиках знаходиться в межах допустимого – 1,15–1,30 г/см³, це пов'язано зі сталими умовами навколишнього оточуючого середовища. Найбільша щільність спостерігається на першому дослідному майданчику як в 1986 так і в 2010 роках – 1,43 та 1,44 г/см³ відповідно.

Для пшениці озимої оптимальний діапазон щільності становить 1,00–1,30 г/см³. На величину щільності складення ґрунту впливають його мінералогічний і

гранулометричний склад, вміст у ньому гумусу, структурність та ін. Істотно впливає на щільність обробіток ґрунту. Значної шкоди ґрунтам завдає агрофізична деградація, яка проявляється в ущільненні ґрунту і погіршенні його структури. Основними її причинами є: високий ступінь розорюваності ґрунтів; застосування інтенсивного обробітки ґрунту; недотримання чергування культур у сівозміні; недостатня кількість органічних добрив, що вносять у ґрунт [8].

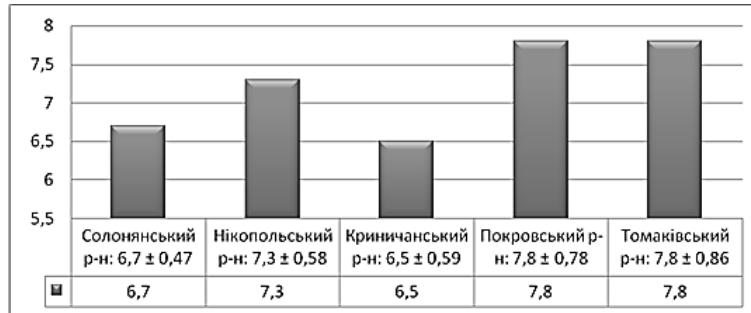


Рис. 4. рН сольової витяжки ґрунтів за 1986 рік

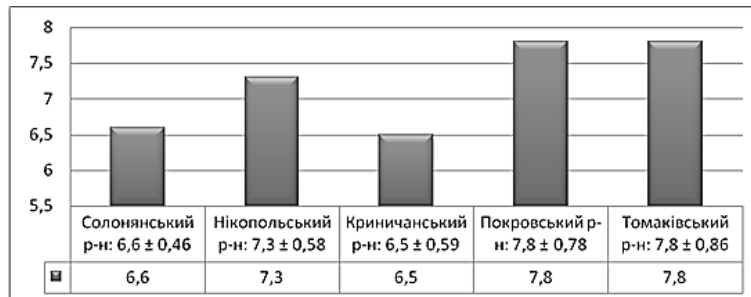


Рис. 5. рН сольової витяжки ґрунтів за 2007 рік

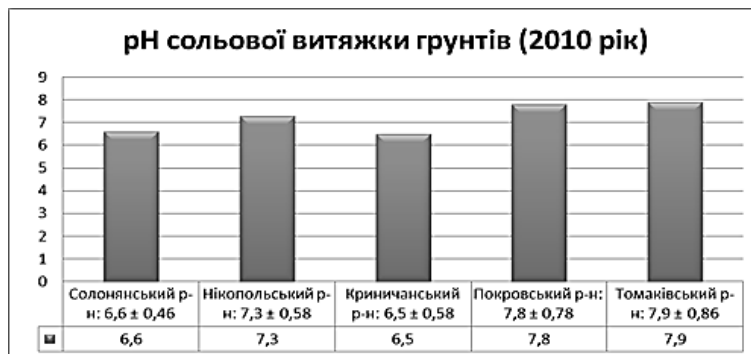


Рис. 6. рН сольової витяжки ґрунтів за 2010 рік

Як бачимо з рис. 4–6 рН сольової витяжки майже не змінюється, коливається в межах 6,6–7,85. В ґрунтах Солонянського та Криничанського районів спостерігається закислення ґрунтів (рН 6,6 та 6,46 відповідно), в Нікопольському р-ні ґрунти близькі до нейтральних (рН 7,3), в Покровському та Томаківському р-нах реакція ґрунтового розчину лужна (рН 7,8 та 7,85 відповідно).

Кислотність ґрунтів неоднозначно впливає на біологічну рухливість радіонуклідів. Для ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини. Кислотність спричиняє і непрямий вплив на сорбцію ґрунтами радіонуклідів, змінюючи ємність катіонного обміну [8].

На території радіоактивного забруднення ґрунти представлені чорноземами звичайними. Вони відрізняються помірною кислотністю, тому тут відмічається

незначне зростання частки водорозчинних і обмінних форм ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs.

У зв'язку з цим, в ґрунтах таких типів рухливість ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs підвищується, знижується міцність їх фіксації у ґрунті і зростає інтенсивність надходження їх у рослини. У той же час ⁶⁰Co, ⁵⁹Fe, ⁶⁵Zn та деякі інші радіонукліди у кислих ґрунтах створюють різноманітні гідролізні та комплексні сполуки, що знижує їх рухливість. Втім, швидкість переміщення радіоактивних елементів у мінеральну частину ґрунту слід відрізнити від рухливості їх у ґрунті та у системі «ґрунт-рослина» [8].

Зростання швидкості міграції радіонуклідів у мінеральну частину ґрунту не завжди збігається із зростанням темпів їх надходження у рослини. У мінеральній частині ґрунту радіоактивні речовини можуть міцно фіксуватися, що зменшує темп їх надходження

у рослини [8]. При визначенні вмісту азоту нітратного, рухомого фосфору та обмінного калію в ґрунтах та їх вплив на розподіл радіонуклідів встановлено, зменшення вмісту азоту нітратного відбулося майже у всіх досліджуваних ґрунтах, окрім Томаківського району. Найбільше зменшення вмісту азоту нітратного спостерігається у Солонянському, Криничанському

та Покровському районах відповідно, а у ріллі Томаківського району навпаки ж, спостерігається підвищення вмісту азоту нітратного в 1,2 рази.

Загальновідомо, що нестача доступного азоту в ґрунті призводить до зниження врожаю, а підвищення дози азотних добрив збільшує накопичення радіонуклідів у рослині [9].

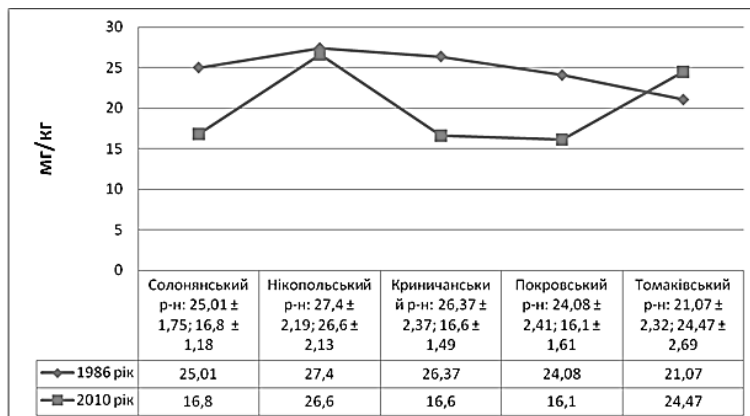


Рис. 7. Вміст азоту нітратного в ґрунті дослідних полів за 1986 рік та 2010 рік

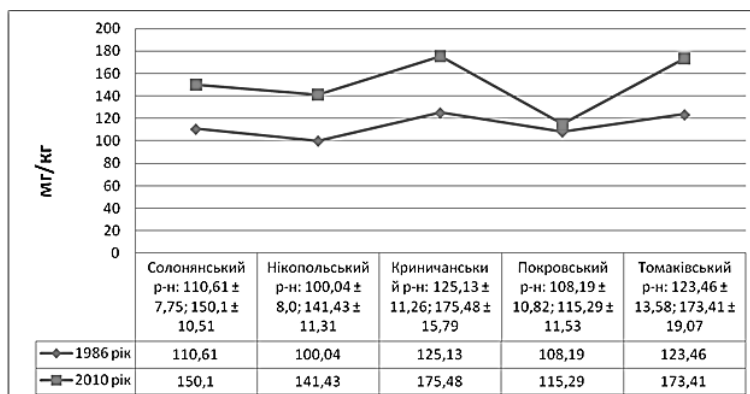


Рис. 8. Вміст рухомого фосфору в ґрунті дослідних полів за 1986 та 2010 рр.

У ґрунтах всіх досліджуваних ділянок спостерігається помітне збільшення вмісту рухомого фосфору – в 1,4 рази. Збільшення може свідчити про те, що застосування фосфорних добрив у 2010 році використовувалося інтенсивніше, ніж в 1986 році.

Фосфорні добрива сприяють зниженню накопичення ¹³⁷Cs в урожаї рослин, особливо в ґрунтах з низьким вмістом рухомого фосфору.

Спостереження за поведінкою ⁹⁰Sr в ланцюзі ґрунт-рослина показує, що внесення фосфорних доб-

рив знижує перехід ⁹⁰Sr в зелену масу пшениці озимої. Це можна пояснити тим, що насиченість ґрунтопоглинаючого комплексу фосфором сприяє утворенню важко розчинних фосфатів стронцію та знижує його доступність для рослин [9].

Внесення фосфорних добрив в дозі 50 кг/га підвищує врожайність на 7,9 ц/га сухої речовини. Також рівень ¹³⁷Cs залишається майже таким же, а рівень ⁹⁰Sr зменшується на 12 %.

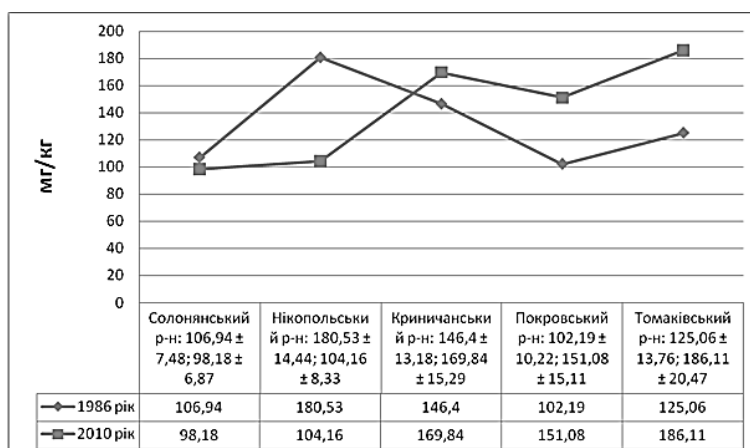


Рис. 9. Вміст обмінного калію у ґрунтах дослідних полів за 1986 та 2010 рр.

Вміст обмінного калію в ріллі Криничанського, Покровського, та Томаківського районів помітно збільшився: в 1,2, 1,5 та 1,5 рази відповідно, а в ґрунтах Солонянського та Нікопольського районах вміст зменшився в 1,1 рази.

Дози калійних добрив на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських землях диференціюються залежно від типу ґрунтів, вмісту в них рухомого калію і щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr . Збільшення вмісту рухомого калію завдяки хімічній схожості калію і цезію призводить до зменшення переходу ^{137}Cs в рослини. Підвищення дози внесення калійних добрив на слабо забезпечених рухомим калієм ґрунтах зменшують надходження ^{137}Cs від 2 до 20 разів, а ^{90}Sr – до 1,5 рази. Додаткове внесення калійного добрива (K_2O) на загальному тлі $\text{N}_{60}\text{K}_{120}\text{P}_{60}$ зменшує накопичення ^{137}Cs в багаторічних травах в 5 разів [9]. В ході польових експериментів встановлено, що найбільше зниження ^{137}Cs з ґрунту в сільськогосподарські рослини помічено при внесенні калійних добрив в складі повного мінерального добрива в суміші з вапном і гноєм ($\text{N}_{60}\text{K}_{120}$ + гній, 50 т/га, $\text{N}_{60}\text{K}_{120}$ + вапно).

Вміст обмінного калію також збільшився, але меншою мірою, ніж фосфору (рис. 8–9). Середньозважений вміст обмінного калію зріс у сільськогосподарських ґрунтах Дніпропетровщини у 2010 році порівняно з 1986 р. на 1,05 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г ґрунту з максимальним значенням 25 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г ґрунту.

Під впливом інтенсифікації землеробства вміст обмінного калію зріс у середньому по Україні на 1,5 мг $\text{K}_2\text{O}/100$ г ґрунту. Залишкові фосфати і калій знаходяться у ґрунті в більш рухомій формі, ніж їх природні аналоги і можуть повністю використовуватися сільськогосподарськими культурами. За даними Інституту ґрунтознавства і агрохімії УААН, збільшення вмісту залишкового фосфору в орному шарі на 1 мг $\text{P}_2\text{O}_5/100$ г ґрунту забезпечує підвищення врожаю зернових на 1,0–1,5 ц/га [9].

Важливий вплив на міграцію радіонуклідів у ґрунті і поглинання їх рослинами створює органічна речовина. Для більшості радіонуклідів збільшення вмісту гумусу в ґрунті є чинником, що знижує їх надходження в рослини [9].

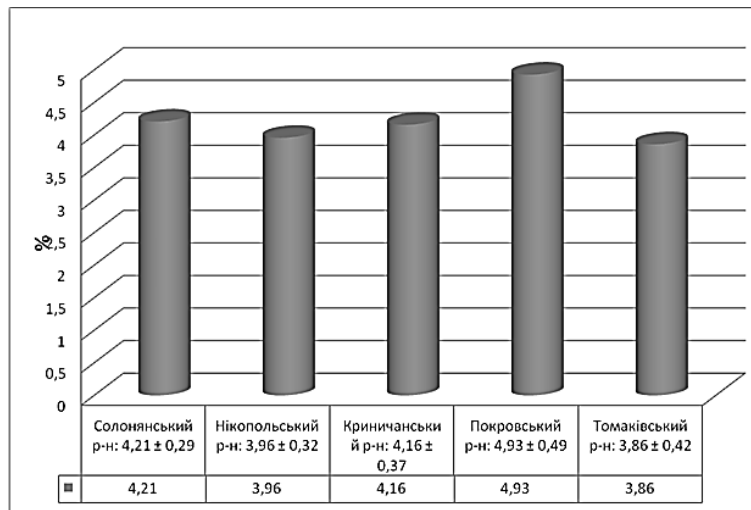


Рис. 10. Вміст гумусу на дослідних ґрунтах за 1986 рік

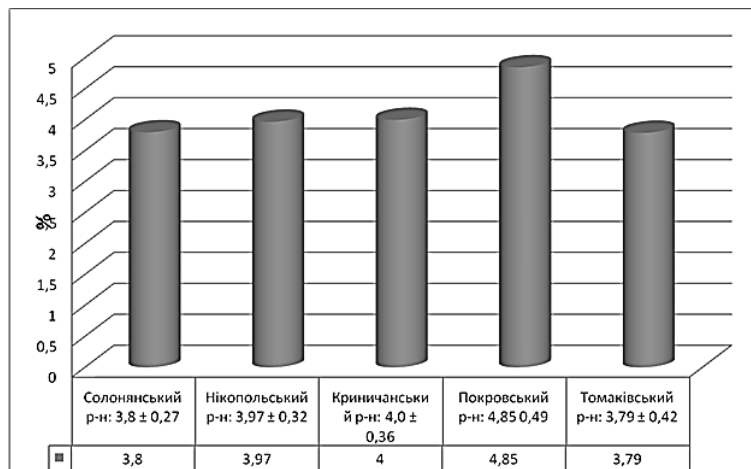


Рис. 11. Вміст гумусу на дослідних полях за 2010 рік

Аналізуючи рисунки 10 та 11, можна зробити висновок, що вміст гумусу в 1986 і по 2010 роки суттєво не змінився. В основному спостерігається незначне зменшення.

Поводження радіонуклідів пов'язане з органічною речовиною ґрунтів специфічної природи – гуміновими і фульвокислотами. Здатність гумінових кислот адсорбувати іони, а також утворювати міцні складні

комплекси з радіонуклідами впливає на сорбцію їх у ґрунті і надходження в рослини.

Порівняльний аналіз вмісту радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 у досліджуваних ґрунтах наведені на рис. 12 та 13.

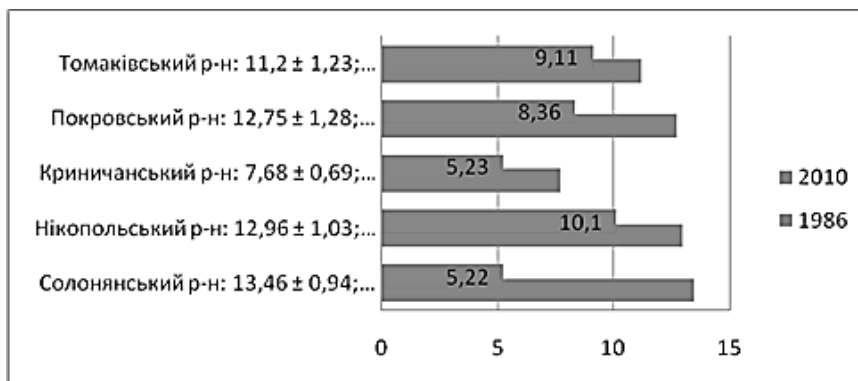


Рис. 12. Вміст цезію-137 (Бк/кг) у досліджуваних ґрунтах за 1986 та 2010 рр.

Вміст цезію-137 в ґрунтах помітно зменшився з 1986 року. Найбільше зниження спостерігається в

ґрунтах Солонянського р-ну – в 2,6 раз. В інших районах – в 1,3-1,5 разів зменшився вміст цезію-137.

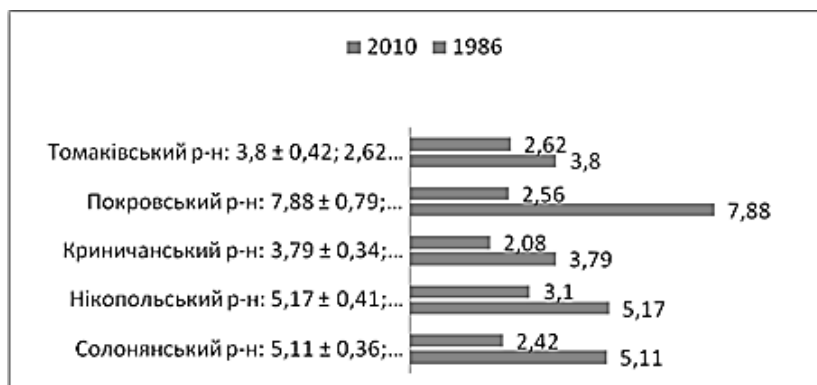


Рис. 13. Вміст стронцію-90 (Бк/кг) у ґрунтах дослідних полів за 1986 рік та в 2010 році

Як видно з рис. 13, істотне зменшення вмісту стронцію-90 спостерігається в Покровському р-ні – в 3,1 рази. В Солонянському р-ні вміст стронцію-90 зменшився у 2,1 рази, в Нікопольському, Криничанському і Томаківському районах в 1,7; 1,8; 1,5 рази відповідно.

Значення вмісту Cs-137 та Sr-90 у 2010 році цілком відповідають прогнозованому зменшенню відповідно до періоду напіврозпаду та міграційним процесам. З ґрунту радіонукліди через кореневу систему надходять в рослини. Радіонукліди протягом багатьох років

можуть залишатися в верхніх шарах ґрунту і тільки якщо ґрунт бідний такими мінералами, як кальцій, калій, натрій, фосфор створюються сприятливі умови для міграції радіонуклідів в самому ґрунті і по ланцюгу ґрунт-рослина [10].

Згідно чинних державних гігієнічних нормативів активність ¹³⁷Cs у продовольчому зерні (пшениця, жито, ячмінь, кукурудза, гречка) не повинна перевищувати 50 Бк/кг і ⁹⁰Sr – 20 Бк/кг.

Порівняльний аналіз вмісту цезію-137 та стронцію-90 у соломі озимої пшениці наведений на рис. 14.

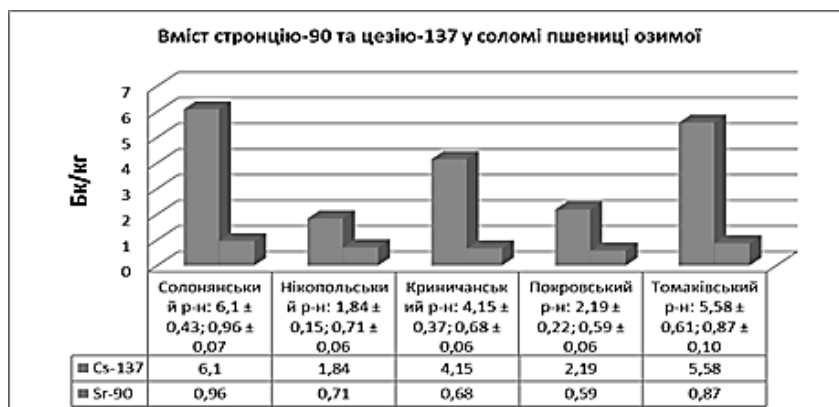


Рис. 14. Порівняльний аналіз вмісту цезію-137 та стронцію-90 у соломі озимої пшениці

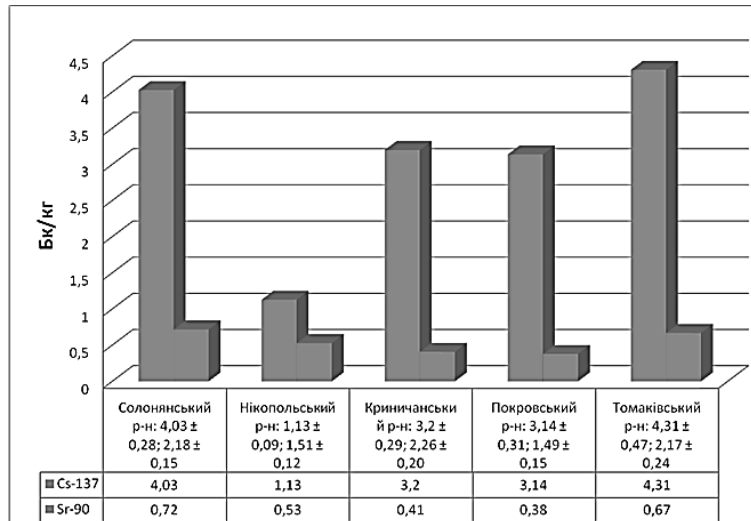


Рис. 15. Порівняльний аналіз вмісту цезію-137 та стронцію-90 у зерні озимої пшениці

Встановлено, що в соломі пшениці накопичення цезію-137 і стронцію-90 відбувається інтенсивніше (в 1,3–1,5 рази), ніж накопичення в зерні пшениці.

Це, можливо, пов'язано з тим, що розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослини відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості нагромаджується в стеблі, значно менше – в листі, ще менше – в колосі і лише кілька відсотків – у зерні. Є така закономірна залежність: чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше радіоактивних речовин він нагромаджує. Для зернових культур ця залежність позитивна [10].

Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження до рослин ^{90}Sr . Акумуляція ^{90}Sr в рослинах також залежить від їх здатності нагромаджувати кальцій. Рослини-кальцієфіли нагромаджують значно більше кальцію, ніж індіферентні до нього види, тому можуть набагато більше нагромаджувати і ^{90}Sr [10].

На основі багаторічних досліджень вченими виявлено лінійну залежність концентрацій радіонуклідів у сільськогосподарських культурах від щільності забруднення ґрунтів.

Таблиця 1.1

Середні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів за результатами досліджень 2010 року

Культура	Основна продукція (зерно)		Побічна продукція (солома)	
	К.Н. Cs-137	К.Н. Sr-90	К.Н. Cs-137	К.Н.* Sr-90
Пшениця озима	0.29 ± 0.101	0.49 ± 0.114	0.72 ± 0.276	0.62 ± 0.211

Незалежно від виду культури та року після аварії, коефіцієнт переходу радіонуклідів із ґрунту у рослину зменшується залежно від типу ґрунту: торф'яно-болотний, дерново-підзолистий, сірий лісовий чорнозем, що свідчить про те, що перехід радіонуклідів залежить від агрохімічних властивостей ґрунтів [34].

Особливості мінерального живлення, різна тривалість вегетаційного періоду, розподіл кореневої системи у ґрунті та інші біологічні особливості рослин впливають на накопичення радіонуклідів різними видами рослин.

Міжвидова різниця в акумуляції радіонуклідів при кореневому надходженні може досягати 10–30 разів.

Висновки. За післяаварійний період радіоактивна ситуація на сільськогосподарських угіддях Дніпропетровщини поліпшилася.

Встановлені неоднакові закономірності розподілу цезію-137 і стронцію-90 в досліджуваних ґрунтах:

- у ґрунтах вміст цезію-137 зменшився в 1,6 рази, а стронцію-90 в 2,0 рази в порівнянні з 1986 роком;
- в соломі озимої пшениці накопичення цезію-137 та стронцію-90 відбувається в 1,5 рази інтенсивніше, ніж в зерні пшениці, а стронцію – в 1,2 рази відповідно.

Щільність ґрунту майже на всіх майданчиках знаходиться в межах допустимого – 1,15–1,30 г/см³, це пов'язано зі сталими умовами природного середовища.

pH сольової витяжки майже не змінилася і коливається в межах 6,6–7,85. Кислотність ґрунтів неодноразово впливає на біологічну рухливість у них радіонуклідів. Для ^{90}Sr , ^{137}Cs при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини. Кислотність впливає на сорбцію ґрунтами радіонуклідів, змінюючи ємність катіонного обміну.

Біологічні особливості рослин, наряду з агрохімічними властивостями ґрунтів (вміст гумусу, азоту нітратного, обмінного калію та рухомого фосфору) можна віднести до основних факторів, що впливають на перехід радіоцезію та радіостронцію з ґрунту в рослини. За рахунок правильного підбору культур можна зменшити накопичення радіонуклідів в сільськогосподарській продукції.

Запобігання, а точніше мінімізація, переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, з урахуванням коефіцієнта накопичення – одне з головних завдань всієї системи ведення сільського господарства на забруднених радіонуклідами угіддях.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гудков І. М. Радіоекологія : [навчальний посібник] / І. М. Гудков, В. А. Гайдаченко, В. О. Кашпаров та інші. – Херсон : ОЛДІ ПЛЮС, 2013. – 468с.
2. Фурдичко О. І. Агроєкологія : [монографія] / О. І. Фурдичко – К. : Аграр. наука, 2014. – 400 с.
3. Кашпаров В. А. Проблеми сільськогосподарської радіології в Україні на сучасному етапі / В. А. Кашпаров, Н. М. Лазарев, С. В. Полищук // Агроєкологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 31–41.
4. Зіванчук Н. В. Екологічна політика в АПК: економічний аспект / Н. В. Зіванчук – Львів : Львівський державний аграрний університет, ННВК «АТБ», 2007. – 194с.
5. Минаев В. Г. Практикум по агрохімії : [учебное пособие] / В. Г. Минаев, В. Г. Сычев и др. – 2-е издательство. – М. : Издательство МГУ, 2001. – 689 с.
6. Тихоненко Д. Г. Практикум з ґрунтознавства / Д. Г. Тихоненко, В. В. Дегтярьов, С. В. Крохін та ін. – Вінниця : Нова Книга, 2008. – 448 с.
7. Гудков І. М. Контрзаходи в агропромисловому виробництві на забруднених радіонуклідами територіях як основа протирадіаційного захисту населення / І. М. Гудков // 36. V Міжнародної конференції (18–20 травня 2006 р.). – Житомир. – С. 228–231.
8. Пристер Б. С. Радиоэкологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС / Б. С. Пристер. // Агроєкологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 13–21.
9. Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006–2007 роки / за ред. В. І. Холоші. – К. : Атіка, 2008. – 112 с.
10. Анненков Б. Н. Радиационные катастрофы: последствия и контрмеры в сельском хозяйстве / Анненков Б. Н. – М. : Санэпидмедиа, 2008. – 372 с.

В. И. Черная,

Днепропетровский государственный аграрно-экономический университет, г. Днепропетровск, Украина

В. А. Сыроватко,

Днепропетровский филиал Государственной учреждения «Институт по охране почв Украины», г. Днепропетровск, Украина

МИГРАЦИЯ ^{137}Cs и ^{90}Sr В ПОЧВЕ И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ОБЛАСТИ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Определены изменения радиоекологического состояния сельскохозяйственного производства Днепропетровской области. Выявлены особенности распределения содержания радионуклидов: цезия-137 и стронция-90 сельскохозяйственных угодьях Днепропетровщины 1986 и 2010 гг., где выращивалась озимая пшеница.

Определено снижение радиоактивности цезия-137 стронция-90 в исследуемых почвах в 2010 году по сравнению с 1986 г. Показано, что в пашни содержание цезия-137 уменьшился в 1,6 раза, а стронция-90 в 2,0 раза по сравнению с 1986 годом.

Плотность почвы на всех исследуемых почвах находится в пределах допустимых уровней (1,15–1,30 г/см³).

Значения концентрации гумуса, подвижного фосфора и обменного калия, азота нитратного и pH в почвах исследуемых полей можно отнести к факторам, которые обуславливают повышенную подвижность радионуклидов и влияют на интенсивность миграции цезия-137 и стронция-90 из почвы в растения.

Установлено, что в соломе озимой пшеницы накопление цезия-137 и стронция-90 происходит в 1,3 и 1,5 раза интенсивнее, чем в зерне озимой пшеницы.

Ключевые слова: почва; радиоцезий; радиостронций; озимая пшеница.

V. I. Chernaya,

Dnepropetrovsk State Agrarian University of Economics, Dnepropetrovsk, Ukraine

V. A. Syrovatko,

Dnepropetrovsk branch of the State institution «Ukrainian Institute for the protection of Soil in Ukraine», Dnepropetrovsk, Ukraine

MIGRATION OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr IN SOIL AND AGRICULTURAL PRODUCTS, DNIPROPETROVSK REGION AFTER THE CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT

Study changes in the radiological status of agricultural production Dnepropetrovsk region. Has clarified the distribution of radionuclides: cesium-137 and strontium-90 agricultural soil Dnipropetrovsk in 1986 and 2010, here grown winter wheat.

Determined decrease in radioactivity of cesium-hundred and thirty-seventh of strontium-90 in the studied soils in 2010 compared to 1986. It is shown that the content of arable land-137 cesium decrease 1.6 times, and strontium -90 in 2.0 times compared to 1986.

The density of the soil in all studied soils is within acceptable levels (1,15–1,30 g/cm³).

The concentrations of humus, mobile phosphorus and exchangeable potassium, nitrate nitrogen and pH in the soil of the fields can be attributed to the factors which cause the increased mobility of radionuclides and influence the intensity of migration of cesium-137 and strontium-90 from soil to plants.

It is found that in winter wheat straw accumulation of cesium-137 and strontium-90 1.3 and 1.5 times more intense than in winter wheat grain.

Key words: soil; radiocaesium; radiostrontium; winter wheat.