

СУЧАСНИЙ РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ҐРУНТІВ І ЗЕРНОВОЇ ПРОДУКЦІЇ У ДНІПРОПЕТРОВСЬКІЙ ОБЛАСТІ УКРАЇНИ

Чорна В. І., Ананьєва Т. В.

ВСТУП

Значний видобуток паливно-енергетичної (чорне і буре вугілля), уранової, будівельної сировини, залізної і марганцевої руд, накопичення гірничих відвалів, радіоактивних відходів уранодобувної та уранопереробної промисловості у Дніпропетровській області, незадовільні умови зберігання відходів-хвостів на тлі забруднення довкілля тривалоіснуючими радіонуклідами ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{239}Pu внаслідок катастрофи на Чорнобильській АЕС залишаються гострими проблемами, які вимагають здійснення постійного радіаційного моніторингу на прилеглих територіях і агроландшафтах та прийняття системи заходів щодо запобігання подальшому забрудненню¹.

До нагальних завдань радіаційного моніторингу сільськогосподарських комплексів належать²:

– оцінка вмісту основних дозоутворюючих природних і штучних радіонуклідів в основних об'єктах навколишнього середовища: атмосфері, ґрунті, водоймах, сільськогосподарських та лісних угіддях;

– вивчення особливостей міграції радіонуклідів у ґрунтах різних типів та у ланцюгу: ґрунт – рослини – продуктивні тварини – людина; наступна кількісна оцінка накопичення радіонуклідів в окремих ланках трофічних ланцюгів;

– дослідження особливостей формування поглинених доз іонізуючої радіації в рослинах, організмі тварин і людини за

¹ Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2019 рік. Дніпро, 2020. 320 с.

² Гудков І.М., Кашпаров В.О. Актуальні завдання і проблеми сільськогосподарської радіоекології через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 1. Т. 1. С. 27–36.

рахунок внутрішнього опромінення інкорпорованих радіонуклідів, а також їх біологічної дії на окремі види і угруповання;

– розроблення заходів щодо мінімізації накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва і тваринництва і рекомендацій щодо ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях;

– створення математичних моделей і комп'ютерних систем, які інтегрують накопичену експериментальну інформацію і дають змогу здійснювати довгострокове прогнозування поведінки радіонуклідів у природних об'єктах і оцінювати дозові навантаження на живі організми.

Екологічні наслідки радіоактивного і хімічного забруднення навколишнього природного середовища у сільському виробництві визначаються не лише особливостями радіоактивного забруднення, а й генетичними та еволюційними відмінностями окремих ґрунтових різновидів у природних агроєкосистемах³. Швидкість самоочищення довкілля від радіонуклідів залежить від швидкості їх радіоактивного розпаду, вертикальної та горизонтальної міграції у ґрунтах. Нерідко визначальним чинником рівня забруднення рослин є не лише щільність радіоактивного забруднення ґрунту, а його фізико-хімічні та агрохімічні властивості, мінералогічний склад і водний режим. Тому дуже важливо в процесі радіоекологічного моніторингу, моделювання і прогнозування ситуації вивчати й ураховувати всі особливості ґрунтового покриву забруднених територій.

Для обґрунтування та розроблення заходів із поліпшення радіаційного стану забруднених земель необхідні дані про склад і щільність забруднень, їх розподіл та рухливість у профілі ґрунту, зміни цих показників у часі. У літературі існують чисельні результати про міграцію та рухливість радіонуклідів глобальних викидів у різних ґрунтах⁴. Тільки сільськогосподарських угідь забруднено близько 1,3 млн га. Щільність забруднення радіоцезієм для основної маси цих ґрунтів коливається від 1 до 15 Кі/км². Нині ці землі є основними джерелами радіаційного навантаження і

³ Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе. *Агроєкологічний журнал*. 2005. № 3. С. 31–41.

⁴ Перепелятников Г.П. Основы общей радиоэкологии. Київ : Атіка, 2008. 460 с.

платформою для подальшого поширення радіонуклідів у навколишньому середовищі.

В агроєкосистемах на відміну від природних екосистем діють додаткові чинники, що модифікують природну поведінку радіоактивних речовин. Залежно від засобу обробітку ґрунту відбувається механічний перерозподіл радіонуклідів у шарі, що обробляється. Агромеліоративні заходи і технології змінюють властивості ґрунтів.

1. Формулювання проблеми та постановка завдання

Агроєкосистеми відіграють провідну роль у формуванні дози випромінювання для людини внаслідок надходження радіонуклідів в організм із продуктами сільськогосподарського виробництва.

Найважливішим елементом агроєкосистеми є ґрунтовий покрив. Радіонуклідне забруднення ґрунту визначається радіонуклідними випаданнями безпосередньо на поверхню ґрунту і тією частиною радіонуклідів, що змивається з рослин опадами і здувається вітром. Відразу після випадання практично всі радіонукліди зосереджені у верхньому шарі ґрунту 1 см завтовшки. Потім починають діяти механізми фільтрації, вимивання дощем, дифузії і перемішування ґрунту під впливом вітру, дощу і рійних представників біоти. Значну роль у процесі вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті відіграють біогенні чинники: транспортування по кореневих системах, наявність у ґрунті мікроорганізмів і рійних тварин. Унаслідок цього відбувається переміщення радіонуклідів у ґрунті зі швидкістю 1–3 см на рік. При цьому ^{137}Cs мігрує повільніше, а ^{90}Sr – швидше. У цілому ґрунт є найважливішим депо накопичення радіонуклідів. Його роль подвійна: з одного боку, ґрунт міцно сорбує більшість радіонуклідів, знижуючи їхню доступність для рослин; з іншого – закріплення радіонуклідів твердою фазою ґрунту призводить до тривалого утримування їх у верхньому коренезаселеному шарі ґрунту і перешкоджає винесенню радіонуклідів за межі зони коренів. Тверда фаза ґрунту може утримувати радіонукліди, що надходять у нього внаслідок іонного обміну, адсорбції (захоплення колоїдною фракцією ґрунту) та хімічного осадження (утворення самостійних сполук радіонуклідів із колоїдами ґрунту).

Різні типи ґрунту з неоднаковою інтенсивністю поглинають радіоактивні елементи. У чорноземах сорбується більше радіонуклідів, аніж у суглинистих і супіщаних ґрунтах. Це

пояснюється різними чинниками, але головним чином – присутністю у чорноземах значної кількості високодисперсних частинок.

Дослідження міграції ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах агроєкосистем має не лише теоретичне, а й практичне значення у зв'язку з вирішенням проблеми забезпечення населення екологічно чистою продукцією, яка вирощується на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угіддях⁵.

Недостатньо вивченими залишаються процеси міграції радіонуклідів у ґрунтах, які спричиняють особливості розподілу й акумуляції за різних умов, їх кількісна оцінка. Визначення кількісної оцінки процесів кількісного переносу ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах різних агроєкосистем відкриває нові можливі шляхи для підвищення ефективності заходів боротьби із забрудненням ґрунтів і сільськогосподарської продукції радіонуклідами.

Для обґрунтування та розроблення заходів із поліпшення радіаційного стану забруднених земель необхідні дані про склад і щільність забруднень, їх розподіл та рухливість у профілі ґрунту, зміни цих показників у часі⁶.

Метою досліджень був аналіз і узагальнення сучасної радіоекологічної ситуації у сільськогосподарському виробництві Дніпропетровщини.

Розподіл забруднених радіонуклідами сільськогосподарських угідь за типом угідь, типом ґрунту та координатами точки відбору проб 29 моніторингових паспортизованих дослідних ділянок Дніпропетровської області представлено в табл. 1.

⁵ Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Радіоекологія. Херсон : ОЛДІ ПЛЮС. 2013. 468 с.

⁶ Пристер Б.С. Радиоекологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС. *Агроєкологічний журнал*. 2005. № 3. С. 13–21.

Таблиця 1

Характеристика моніторингових ділянок Дніпропетровської області

| № ділянки | Місце розташування | Тип с.-г. угідь | Тип ґрунту | Координати точки відбору проби | | |
|-----------|---|-----------------|--------------------|--------------------------------|-----------|--------|
| | | | | довгота | широта | висота |
| 1 | Солонянський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 34,797239 | 48,007113 | 133 |
| 2 | Нікопольський р-н н/п Дмитрівка | рілля | Чорноземи звичайні | 34,522478 | 47,747856 | 90 |
| 3 | Нікопольський р-н м. Марганець | рілля | Чорноземи звичайні | 34,559064 | 47,663418 | 32 |
| 4 | Нікопольський р-н н/п Чортомлик | рілля | Чорноземи південні | 34,124461 | 47,615781 | 33 |
| 5 | Апостолівський р-н | рілля | Чорноземи південні | 33,686529 | 47,634634 | 94 |
| 6 | Широківський р-н | рілля | Чорноземи південні | 33,299578 | 47,708511 | 75 |
| 7 | Криворізький р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 33,487803 | 47,931813 | 103 |
| 8 | Софіївський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 33,779533 | 48,001414 | 100 |
| 9 | Криничанський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 34,322457 | 48,244855 | 130 |
| 10 | Дніпропетровський р-н н/п Миколаївка | рілля | Чорноземи звичайні | 34,678683 | 48,396041 | 124 |
| 11 | П'ятихатський р-н н/п Суха Балка | рілля | Чорноземи звичайні | 33,543085 | 48,36203 | 120 |
| 12 | П'ятихатський р-н н/п Саївка | рілля | Чорноземи звичайні | 33,889257 | 48,345404 | 103 |
| 13 | Петриківський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 34,676016 | 48,646293 | 56 |
| 14 | Синельниківський р-н н/п Раївка | рілля | Чорноземи звичайні | 35,422291 | 48,351812 | 144 |
| 15 | Синельниківський р-н н/п Роздори | рілля | Чорноземи звичайні | 35,7408 | 48,326458 | 100 |
| 16 | Васильківський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 36,056365 | 48,168415 | 90 |
| 17 | Покровський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 36,277665 | 47,998414 | 110 |
| 18 | Межівський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 36,704787 | 48,245322 | 155 |
| 19 | Петропавлівський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 36,25959 | 48,366967 | 90 |
| 20 | Павлоградський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 35,797965 | 48,538938 | 83 |
| 21 | Верхньодніпровський р-н м. Вільногірськ | рілля | Чорноземи звичайні | 34,274505 | 48,651805 | 145 |
| 22 | Верхньодніпровський р-н н/п Миколаївка | рілля | Чорноземи звичайні | 34,430281 | 48,563991 | 150 |
| 23 | Дніпропетровський р-н сел. Дослідне | рілля | Чорноземи звичайні | 34,804891 | 48,392018 | |
| 24 | Новомосковський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 35,164473 | 48,81622 | 119 |
| 25 | Дніпропетровський р-н н/п Підгородне | рілля | Чорноземи звичайні | 35,095007 | 48,559173 | 56 |
| 26 | Магдалинівський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 34,923471 | 48,889297 | 106 |
| 27 | Солонянський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 35,059067 | 48,186553 | 145 |
| 28 | Дніпропетровський р-н н/п Братське | рілля | Чорноземи звичайні | 35,030426 | 48,32715 | 58 |
| 29 | Томаківський р-н | рілля | Чорноземи звичайні | 34,651443 | 47,93767 | 133 |

Радіологічний контроль радіоактивного забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь Дніпропетровської області проводили згідно з «Методикою агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення». Визначення активності ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті та зерні пшениці проводили на бета-спектрометрі «СЕБ-01» та гамма-спектрометрі «АМА-03Ф». Згідно з чинним законодавством, території, забруднені ^{137}Cs до $1,0 \text{ Ки/км}^2$, вважаються умовно чистими. Ведення сільськогосподарського виробництва на таких територіях можливе без обмежень.

Визначення агрохімічних показників ґрунтів проводили загальноприйнятими уніфікованими методами⁷. Експериментальні дані були опрацьовані статистично за допомогою програми Statistica 7.0.

2. Аналіз фізико-хімічних властивостей сільськогосподарських ґрунтів

Фізико-хімічні властивості 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, із ними відбуваються різноманітні процеси, що змінюють їх рухливість.

Радіоактивні частинки, потрапляючи на поверхню ґрунту, втягуються в процеси вертикальної міграції у глибину ґрунту, які мають суттєве значення. Це зумовлює зниження потужності дози випромінювання радіонуклідів над поверхнею ґрунту, зменшення їх вторинного переносу вітром та поверхневими водами. Водночас може значно змінюватися кількість радіонуклідів, що надходять у рослини, переходять у ґрунтові води.

Швидкість вертикального перенесення радіонуклідів у ґрунті значною мірою визначається властивостями радіонуклідів, механічним та мінералогічним складом ґрунту, його агрохімічними характеристиками, кількістю атмосферних опадів.

⁷ Практикум з ґрунтознавства / Д.Г. Тихоненко та ін. Вінниця : Нова Книга, 2008. 448 с.

Процес вертикальної міграції радіонуклідів йде досить повільно. Так, у зоні аварії на Чорнобильській АЕС на неораних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах легкого механічного складу через 24 роки після випадання радіоактивних продуктів близько 90% кількості радіонуклідів містилося у верхньому 15–20-сантиметровому шарі. На ґрунтах більш важкого механічного складу з багатим ґрунтовим вбирним комплексом вертикальна міграція радіонуклідів відбувається ще повільніше. На всіх типах ґрунтів ^{90}Sr проникає на більшу глибину, ніж ^{137}Cs . Це, безперечно, пов'язане з більшою розчинністю стронцію і «старінням» цезію.

Радіонукліди з током води можуть проникати у глибину шляхом звичайної фільтрації – руху рідини через пористе середовище під впливом гравітаційних сил. Певну роль грає дифузійний рух – переміщення радіонуклідів у напрямі градієнта концентрації – її вирівнювання; конвекційне перенесення – вертикальне переміщення радіонуклідів із водою, викликане зміною її густини в результаті різниці температури або солоності.

Ґрунт – потужний поглинач різних елементів, у тому числі радіоактивних речовин. Найвищу здатність до поглинання має його поверхневий шар з основною частиною ґрунтового вбирного комплексу.

Висока міцність зв'язування радіоактивних речовин характерна для важких ґрунтів – чорноземів, каштанових, суглинків, багатих на органічні та мінеральні колоїди, які становлять основу вбирного комплексу. Мінімальна вона у легких піщаних ґрунтів. Повнота сорбції радіонуклідів у ґрунтах значною мірою залежить від їх щільності, мінералогічного та гранулометричного складу, присутності у них мулистої фракції і деяких глинистих мінералів.

На обстежуваних територіях Дніпропетровської області ґрунти представлені чорноземами звичайними. Щільність ґрунту майже на всіх майданчиках знаходилася у межах допустимого рівня – 1,15–1,30 г/см³, що пов'язано зі сталими умовами навколишнього оточуючого середовища. Найбільша щільність спостерігалася на першому дослідному майданчику (Солонянський район) – 1,43 та 1,44 г/см³ відповідно. 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 обробітку ґрунту, недотримання чергування культур у сівозміні, недостатня кількість органічних добрив, що вносять у ґрунт⁸ [31].

Значення рН сольової витяжки ґрунту майже не змінювалося на досліджуваних ділянках і коливалася в межах 6,6–7,85. На майданчиках №№ 1, 9 спостерігається закислення ґрунтів (рН 6,6 та 6,46 відповідно), на майданчику № 3 ґрунти близькі до нейтральних (рН 7,3), на майданчиках №№ 17 та 29 реакція ґрунтового розчину лужна (рН 7,8 та 7,85 відповідно).

Кислотність ґрунтів неоднозначно впливає на біологічну рухливість у них радіонуклідів. Для ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs за збільшення кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини.

Кислотність спричиняє і непрямий вплив на сорбцію ґрунтами радіонуклідів, змінюючи ємність катіонного обміну.

На території радіоактивного забруднення ґрунти представлені чорноземами звичайними. Вони відрізняються помірною кислотністю, тому тут відзначається незначне зростання частки водорозчинних і обмінних форм ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs.

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

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

У зв'язку із цим визначали вміст азоту нітратного, рухомого фосфору та обмінного калію в ґрунтах досліджуваних

⁸ Гудков І.М., Лазарев М.М. Проблеми реабілітації та повернення до використання забруднених радіонуклідами територій. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрями та шляхи їх вирішення* : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир, 2018. С. 18–22.

моніторингових майданчиків та їхній вплив на розподіл радіонуклідів.

Зменшення вмісту азоту нітратного за останні 10 років відбулося майже на всіх моніторингових ділянках (№№ 1, 3, 9, 17), окрім ділянки № 29. Найбільше зменшення вмісту азоту нітратного спостерігалось на майданчиках №№ 1, 9 та 17 – у 1,5, 1,6 та 1,5 рази відповідно. На майданчику № 29, навпаки, спостерігалось 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.

Помітне збільшення вмісту рухомого фосфору – в 1,4 рази спостерігалось на майданчиках №№ 1, 3, 9 та 29; на майданчику № 17 уміст збільшився в 1,1 рази. Збільшення вмісту рухомого фосфору може свідчити про те, що застосування фосфорних добрив зросло за останнє десятиріччя.

Фосфорні добрива сприяють зниженню накопичення ^{137}Cs в урожаї рослин, особливо в ґрунтах із низьким вмістом рухомого фосфору.

Спостереження за поведінкою ^{90}Sr у ланцюзі «ґрунт – рослина» показує, що внесення фосфорних добрив знижує перехід ^{90}Sr у зелену масу пшениці озимої. Це можна пояснити тим, що насиченість ґрунтового поглинаючого комплексу фосфором сприяє утворенню важкорозчинних фосфатів стронцію та знижує його доступність для рослин.

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

Уміст обмінного калію на майданчиках №№ 9, 17 та 29 був помітно збільшений – в 1,2, 1,5 та 1,5 рази відповідно. На майданчику № 3 уміст обмінного калію зменшився в 1,1 рази, а на майданчику № 3 – зменшився в 1,7 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 в ґрунті вмісту обмінного калію знижує міграцію і надходження в рослині ^{137}Cs . З одного боку, це пов'язано з тим, що за великої кількості в ґрунті калію відбувається заміна на нього всіх обмінних катіонів ґрунту, що збільшує сорбцію і закріплення цезію;

з іншого – з тим, що між калієм і цезієм як між хімічними аналогами виникають конкурентні відношення за надходження в рослини, схожі з тими, що проявляються між кальцієм і стронцієм.

Підвищення дози внесення калійних добрив на слабо забезпечених рухомим калієм ґрунтах зменшує надходження ^{137}Cs від 2 до 20 разів, а ^{90}Sr – до 1,5 рази. Додаткове внесення калійного добрива (K_2O) на загальному тлі N60K120P60 зменшує накопичення ^{137}Cs у багаторічних травах у п'ять разів.

У ході польових експериментів встановлено, що найбільше зниження ^{137}Cs з ґрунту у сільськогосподарські рослини помічено за внесення калійних добрив у складі повного мінерального добрива в суміші з вапном і гноєм (N60K120 + гній, 50 т/га, N60K120 + вапно)⁹.

Уміст обмінного калію також збільшився, але меншою мірою, ніж фосфору. Середньозважений уміст обмінного калію зріс у сільськогосподарських ґрунтах Дніпропетровщини в останні 10 років на 1,05 мг $\text{K}_2\text{O}/100\text{г}$ ґрунту з максимальним значенням 25 мг $\text{K}_2\text{O}/100\text{г}$ ґрунту.

Під впливом інтенсифікації землеробства уміст обмінного калію збільшився у середньому по Україні на 1,5 мг $\text{K}_2\text{O}/100\text{г}$ ґрунту. Залишкові фосфати і калій знаходяться у ґрунті в більш рухомій формі, ніж їхні 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 $\text{P}_2\text{O}_5/100\text{г}$ ґрунту забезпечує підвищення врожаю зернових на 1,0–1,5 ц/га.

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.

Уміст гумусу в динаміці останніх 10 років суттєво не змінився. Переважно спостерігалось незначне зменшення (найбільше на ділянці № 1 – в 0,9 рази).

⁹ Данкевич Є.М., Данкевич В.Є. Організація аграрного виробництва на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських землях: вітчизняний та світовий досвід. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир, 2018. С. 216–222.

Поводження радіонуклідів пов'язане з органічною речовиною ґрунтів специфічної природи – гуміновими і фульвокислотами. Гумінові та фульвокислоти адсорбують іони і створюють складні комплекси з радіоактивними елементами. Цим вони перешкоджають надходженню радіонуклідів у рослини. Частина органічних комплексів із радіонуклідами частково доступна для рослин, при цьому з фульватів доступність ^{90}Sr і ^{137}Cs вища, ніж із гуматів. Рухливість радіонуклідів змінюється залежно від того, в розчинній чи нерозчинній формі перебувають новоутворені органічні комплекси. Але найчастіше збільшення вмісту гумусу в ґрунті зумовлює зниження інтенсивності надходження радіонуклідів у рослини. Здатність гумінових кислот адсорбувати іони, а також утворювати міцні складні комплекси з радіонуклідами впливає на сорбцію їх у ґрунті і надходження в рослини.

3. Аналіз вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах і сільськогосподарській продукції

Порівняльний аналіз вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах моніторингових ділянок свідчить, що рівень ^{137}Cs у ґрунтах помітно зменшився за останні 10 років. Найбільше зниження спостерігалось на ділянці № 1 – в 2,6 раз, на ділянках № 3 – в 1,3 рази, № 9 – в 1,4 рази, № 17 – в 1,5 рази та на ділянці № 29 – в 1,3 рази.

Зменшення вмісту ^{90}Sr було помітним на майданчику № 17 – в 3,1 рази. На майданчику № 1 рівень ^{90}Sr зменшився у 2,1 рази, № 3 – в 1,7 рази, № 9 – в 1,8 рази та № 29 – в 1,5 рази.

Значення рівнів ^{137}Cs та ^{90}Sr цілком відповідають прогнозованому зниженню їх вмісту відповідно до періоду напіврозпаду та міграційним процесам.

Випавши на поверхню Землі, радіоактивний цезій і стронцій потрапляють у ґрунт. Із ґрунту радіонукліди через кореневу систему надходять у рослини. Випадаючи на поверхню ґрунту, радіонукліди протягом багатьох років можуть залишатися в її верхніх шарах. І тільки якщо ґрунт бідний такими мінералами, як кальцій, калій, натрій, фосфор, створюються сприятливі умови для міграції радіонуклідів у самому ґрунті та по ланцюгу «ґрунт – рослина».

Від забезпеченості ґрунту обмінним кальцієм залежить надходження до рослин ^{90}Sr . Акумуляція ^{90}Sr у рослинах також залежить від їхньої здатності нагромаджувати кальцій. Рослини-кальцієфіли нагромаджують значно більше кальцію, ніж

індиферентні до нього види, тому можуть набагато більше нагромаджувати ^{90}Sr .

На основі багаторічних досліджень виявлено лінійну залежність концентрацій радіонуклідів у сільськогосподарських культурах від щільності забруднення ґрунтів. Розподіл радіонуклідів у надземних частинах рослини відбувається також по-різному. Близько половини їх кількості нагромаджується у стеблi, значно менше – у листi, ще менше – у колосi і лише кілька відсотків – у зерні. Існує закономірна залежність: чим далі по транспортному ланцюжку від коріння знаходиться орган, тим менше радіоактивних речовин він нагромаджує. Для зернових культур ця залежність позитивна.

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.

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 за кореневого надходження може досягати 10–30 разів. ^{90}Sr у 2–6 разів інтенсивніше поглинається бобовими культурами, ніж злаковими. Уміст ^{137}Cs , як правило, вищий у бобових культурах, аніж у злакових. Накопичення радіонуклідів різними сортами однієї культури може відрізнятись в 1,1–1,3 рази.

Порівняльний аналіз вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в озимій пшениці показав, що в соломі пшениці накопичення ^{137}Cs відбувається інтенсивніше, ніж накопичення в зерні пшениці: на ділянці № 1 уміст ^{137}Cs у соломі пшениці озимої був у 1,5 рази вищий, аніж у зерні, на ділянках №№ 3, 9, 29 – в 1,3 рази, а на ділянці № 17, навпаки, спостерігається зменшення вмісту ^{137}Cs у соломі озимої пшениці в 1,4 рази, ніж у зерні.

Аналогічна тенденція знайдена під час розрахунку коефіцієнтів накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr відносно їх вмісту в ґрунті для основної і побічної продукції пшениці озимої (табл. 2).

Таблиця 2

**Середні значення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів
у пшениці озимій**

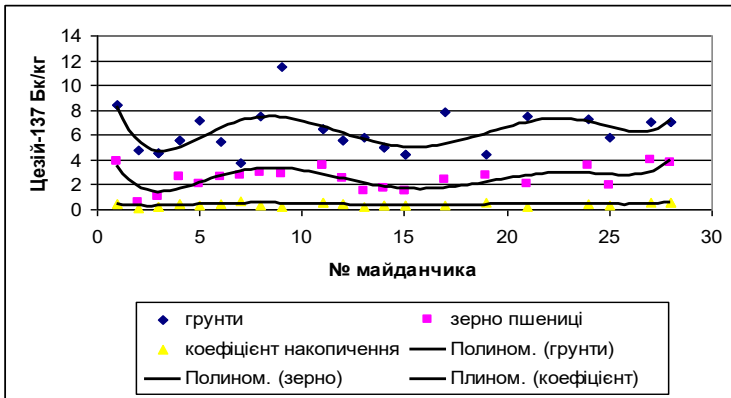
| Культура | Основна продукція (зерно) | | Побічна продукція (солома) | |
|---------------|---------------------------|------------------|----------------------------|------------------|
| | K_n^* Cs-137 | K_n Sr-90 | K_n Cs-137 | K_n Sr-90 |
| Пшениця озима | $0,29 \pm 0.101$ | $0,49 \pm 0.114$ | $0,72 \pm 0.276$ | $0,62 \pm 0.211$ |

* K_n – співвідношення питомої активності радіонукліда (Бк/кг) у біомасі та ґрунті

Уміст ^{90}Sr у пшениці озимій також зменшився на всіх ділянках у середньому в 1,3 рази.

Згідно з чинними державними гігієнічними нормативами, у продовольчому зерні (пшениця, жито, ячмінь, кукурудза, гречка) активність ^{137}Cs не повинна перевищувати 50 Бк/кг і ^{90}Sr – 20 Бк/кг.

Криві апроксимації вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах дуже близькі за формою вмісту їх у зерні (рис. 1, 2). Це свідчить про пряму залежність накопичення від розподілу вмісту радіонуклідів у ґрунтах. Коефіцієнти накопичення апроксимуються практично постійною функцією і мають середні значення для цезію-137 – 0,41, стронцію-90 – 0,56.



**Рис. 1. Розподіл вмісту ^{137}Cs по моніторингових ділянках
Дніпропетровської області: 1 – ґрунти; 2 – зерно пшениці;
3 – коефіцієнт накопичення**

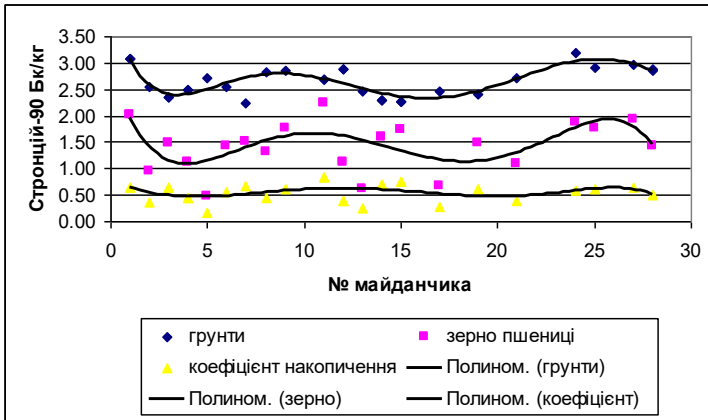


Рис. 2. Розподіл умісту ^{90}Sr по моніторингових ділянках Дніпропетровської області: 1 – ґрунти; 2 – зерно пшениці; 3 – коефіцієнт накопичення

За даними крупномасштабного обстеження сільськогосподарських угідь області було виявлено 1 306,6 га орного шару ґрунту, забруднених ^{137}Cs і ^{90}Sr . Сітка радіологічного контролю розподілена рівномірно, що дало можливість отримати більш детальну інформацію про радіаційне забруднення території. Середня щільність забруднення сільськогосподарських угідь радіоактивним цезієм є неоднорідною і коливається від 0,1 до 1 $\text{Ки}/\text{км}^2$, щільність забруднення радіоактивним стронцієм у середньому становить 0,02 $\text{Ки}/\text{км}^2$. Установлений в Україні гранично допустимий рівень щільності забруднення ґрунтів ^{137}Cs не повинен перевищувати 1 $\text{Ки}/\text{км}^2$. За забруднення ґрунтів радіоактивним цезієм понад 15 $\text{Ки}/\text{км}^2$ землі виводяться із сільськогосподарського використання. Гранично допустима щільність забруднення радіоактивним стронцієм (порівняно із цезієм) набагато нижча – 0,1 $\text{Ки}/\text{км}^2$.

Відомо, що радіоактивні ізотопи цезію мають здатність із часом зв'язуватися ґрунтом, включаючись у кристалічну решітку мінералів, унаслідок чого відбувається процес «старіння» радіонукліду, який переходить у важкорозчинний стан і стає малодоступним для рослин. На відміну від цезію-137 ^{90}Sr зберігає свою рухливість і підвищує коефіцієнт накопичення порівняно з попередніми роками. Сьогодні пріоритетними мають бути контрзаходи, спрямовані на запобігання міграції ^{90}Sr у продукції рослинництва [1; 4].

ВИСНОВКИ

За результатами проведених досліджень виявлено, що радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Дніпропетровщини поліпшується.

Інтенсивність міграції радіонуклідів значною мірою визначається кислотністю ґрунтового розчину, вмістом у ґрунті калію, фосфору та гумусу. Ці чинники зумовлюють підвищену рухливість радіонуклідів, більш інтенсивний їх перехід із ґрунту в продукцію рослинництва. У наших дослідженнях зроблено аналіз чинників, які відбивають особливості 29 ділянок спостережень у Дніпропетровській області. Найбільш впливовими були гумус, уміст обмінного калію і фосфору. Установлено, що їхній вплив є комбінацією прямих адитивних факторів. Гумус є основою родючості будь-якого ґрунту. Тому під час сільськогосподарського використання ґрунтів необхідний постійний контроль над умістом і станом гумусу у ґрунтах. Баланс гумусу на орних землях у цілому по Україні був дефіцитним і досягав 0,1 т/га. При цьому у багатьох областях цей дефіцит перевищує 0,10 т/га.

За останні 10 років поліпилися агрохімічні показники родючості ґрунтів досліджуваних ділянок. Середньозважений уміст рухомого фосфору за цей час підвищився на 3,57 мг $P_2O_5/100g$ ґрунту і досяг максимального значення на 8, 16, 23 і 25 моніторингових ділянках 20,0 мг $P_2O_5/100g$ ґрунту.

Уміст обмінного калію також збільшився, але меншою мірою, ніж фосфору. Середньозважений уміст обмінного калію зріс у сільськогосподарських ґрунтах Дніпропетровщини на 1,05 мг $K_2O/100g$ ґрунту з максимальним значенням 25 мг $K_2O/100g$ ґрунту. Під впливом інтенсифікації землеробства вміст обмінного калію зріс у середньому по Україні на 1,5 мг $K_2O/100g$ ґрунту. Залишкові фосфати і калій знаходяться у ґрунті в більш рухомій формі, ніж їхні природні аналоги, можуть повністю використовуватися сільськогосподарськими культурами.

Отримані результати дають змогу зробити висновок про неоднакові закономірності розподілу ^{137}Cs і ^{90}Sr на ґрунтах моніторингових ділянок і зерні пшениці.

Біологічні особливості рослин разом з агрохімічними властивостями ґрунтів (уміст гумусу, обмінного калію і фосфору) можна віднести до основних чинників, що впливають на перехід ^{137}Cs і ^{90}Sr із ґрунту в рослини. За рахунок правильного підбору культур можна зменшити накопичення радіонуклідів у

сільськогосподарській продукції. Інтенсивність міграції радіонуклідів значною мірою визначається вмістом у ґрунті калію, фосфору та гумусу.

АНОТАЦІЯ

Розглянуто й узагальнено зміни радіоекологічного стану сільськогосподарського виробництва Дніпропетровської області. З'ясовано особливості розподілу вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr на 29 моніторингових ділянках сільськогосподарських угідь Дніпропетровщини за останні 10 років. Надано загальну оцінку стану ґрунтів за показниками радіоактивності ^{137}Cs і ^{90}Sr . Визначено, що середня щільність забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами є неоднорідною і коливається від 0,1 до 1,0 $\text{Кі}/\text{км}^2$ для ^{137}Cs та до 0,02 $\text{Кі}/\text{км}^2$ для ^{90}Sr . Досліджено розподіл ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунті і пшениці озимій, визначено відповідні коефіцієнти накопичення. Установлено пряму залежність накопичення радіонуклідів у сільськогосподарській рослинній продукції від розподілу їх вмісту у ґрунтах. Визначено динаміку концентрації гумусу, обмінного калію і фосфору в зразках ґрунтів 29 моніторингових ділянок Дніпропетровської області, які зумовлюють підвищену рухливість радіонуклідів. Показано, що інтенсивність міграції радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr значною мірою визначаються агрохімічними властивостями ґрунту.

Література

1. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області за 2019 рік. Дніпро, 2020. 320 с.
2. Гудков І.М., Кашпаров В.О. Актуальні завдання і проблеми сільськогосподарської радіоекології через чверть століття після аварії на Чорнобильській АЕС. *Вісник ЖНАЕУ*. 2012. № 1. Т. 1. С. 27–36.
3. Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе. *Агроэкологический журнал*. 2005. № 3. С. 31–41.
4. Перепелятников Г.П. Основы общей радиоэкологии. Київ : Атіка, 2008. 460 с.
5. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Радіоекологія. Херсон : ОЛДІ ПЛЮС. 2013. 468 с.

6. Пристер Б.С. Радиоэкологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС. *Агроекологічний журнал*. 2005. № 3. С. 13–21.

7. Практикум з ґрунтознавства / Д.Г. Тихоненко та ін. Вінниця : Нова Книга, 2008. 448 с.

8. Гудков І.М., Лазарев М.М. Проблеми реабілітації та повертання до використання забруднених радіонуклідами територій. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир, 2018. С. 18–22.

9. Данкевич Є.М., Данкевич В.Є. Організація аграрного виробництва на забруднених радіонуклідами сільськогосподарських землях: вітчизняний та світовий досвід. *Чорнобильська катастрофа. Актуальні проблеми, напрямки та шляхи їх вирішення* : матер. Міжнар. наук.-практ. конф. Житомир, 2018. С. 216–222.

Information about the authors:

Chorna Valentyna Ivanivna,

Doctor of Biological Sciences, Professor,

Head of the Department of Ecology

Dnipro State Agrarian and Economic University

25, Serhii Efremov str., Dnipro, 49600, Ukraine

Ananieva Tamila Volodymyrivna,

Candidate of Biological Sciences, Associate Professor,

Associate Professor at the Department of Ecology

Dnipro State Agrarian and Economic University

25, Serhii Efremov str., Dnipro, 49600, Ukraine