

Міністерство аграрної політики та продовольства України
Державний науково-технологічний центр
охорони родючості ґрунтів

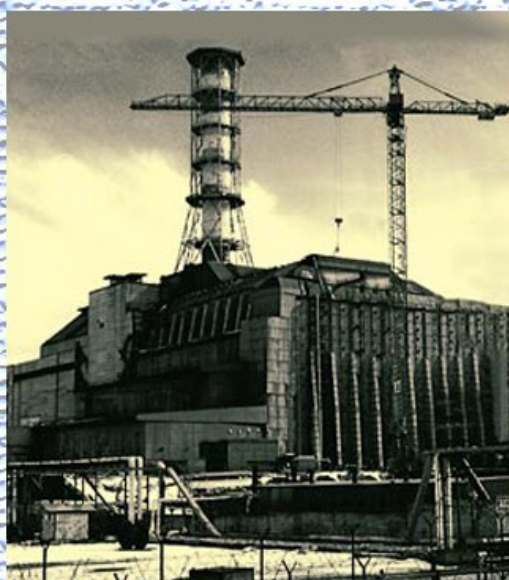


науковий збірник

ОХОРОНА РОДЮЧОСТІ ҐРУНТІВ

Випуск 7

присвячений науково-практичній конференції
«Реабілітація радіоактивно забруднених
територій, як шлях оздоровлення
навколишнього середовища.
Підсумки 25 років»



Міністерство аграрної політики та продовольства України
Державний науково-технологічний центр охорони родючості
ґрунтів

Науковий збірник

ОХОРОНА РОДЮЧОСТІ

ҐРУНТІВ

Випуск 7

Присвячений науково-практичній конференції
«Реабілітація радіоактивно забруднених територій, як шлях
оздоровлення навколишнього середовища. Підсумки 25 років»

КИЇВ - 2011

Минуло 25 років після Чорнобильської катастрофи. За цей час Україною, за активної допомоги світової спільноти, виконано безпрецедентний за масштабами та видами обсяг робіт спрямованих на локалізацію, мінімалізацію та ліквідацію наслідків аварії. Проте наслідки цієї глобальної катастрофи продовжують негативно впливати на економіку країни в цілому і на аграрний сектор зокрема.

Разом з тим природні процеси, що відбуваються на забруднених територіях, також змінюють ситуацію, повільно проходить реабілітація зони, що зазнала впливу радіоактивного навантаження. Тому через чверть століття після аварії на ЧАЕС актуальним для України є аналіз змін і сучасного стану радіаційного забруднення ґрунтів постраждалих територій.

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

Відповідальний редактор – Греков В.О., к.с.-г.н.

Заступник відповідального редактора – Дацько Л.В., к.с.-г.н.

Відповідальний секретар – Панасенко В.М., к.с.-г.н.

Члени редакційної колегії:

Тараріко О.Г., д.с.-г.н., акад. УААН; Майстренко М.І., к.б.н.; Мельник А.І., к.с.-г.н., Зінчук М.І., к.с.-г.н.; Жученко С.І., к.с.-г.н.; Гаврилюк В.Б., к.с.-г.н.

Рекомендовано до друку Методичною комісією Державного науково-технологічного центру охорони родючості ґрунтів Міністерства аграрної політики та продовольства України 22 квітня 2011 року (протокол № 1).

Свідectво про державну реєстрацію КВ 9293 від 28.10.2004 року

Адреса редакційної колегії:

Державний науково-технологічний центр охорони родючості ґрунтів
«Центрдержродючість», 04112, м. Київ-112, вул. Олени Теліги, 8
тел./факс 594-19-61
E-mail: info@gruntrod.gov.ua

© Міністерство аграрної політики та продовольства України, Державний науково-технологічний центр охорони родючості ґрунтів, 2011

ДВАДЦЯТЬ П'ЯТЬ РОКІВ ПІСЛЯ КАТАСТРОФИ НА ЧАЕС: СТАН ЗЕМЕЛЬ НА ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ РЕАБІЛІТАЦІЇ

В.О. Греков, к.с.-г.н., Л.В. Дацько, к.с.-г.н., М.І. Майстренко, к.б.н.

Державний науково-технологічний центр охорони родючості ґрунтів

Висвітлено екологічний стан ґрунтів на радіоактивно забруднених територіях 5 областей України. Обґрунтовано необхідність проведення чергового обстеження ґрунтів щільністю забруднення 37 кБк/м² за ¹³⁷Sr і 0,75 кБк/м² за ⁹⁰Cs з метою здійснення заходів з реабілітації і введення у господарську діяльність земель сільськогосподарського призначення.

За роки, що минули з тієї трагічної події, відбулося глибоке осмислення масштабів великої біди, яка позначилася на долях мільйонів людей, деградації життєво-важливих об'єктів природного середовища та усвідомлення невідворотності трагічних наслідків при використанні недосконалих та екологічно небезпечних технологій на виробництві або порушенні регламентів експлуатації підприємств ЯПЦ, ВПК, хімічної промисловості тощо. Якщо проблему екологічно безпечних технологій сучасна наука у змозі успішно вирішувати, то в умовах нестабільної суспільно-політичної ситуації з проявами тероризму, воєнних конфліктів на різних континентах не може бути гарантоване безпечне функціонування об'єктів, навіть таких, які мають самі високі показники технічної та екологічної безпеки. На кінець, існують такі стихійні лиха, яким неможливо не лише запобігти, а й навіть передбачити. Так незважаючи на, здавалося б, надзвичайно високу надійність японських АЕС, збіг у часі і просторі кількох природних катаклізмів призвів до трагічних наслідків, співставимих хіба що з Чорнобильською катастрофою. У той же час, великі обсяги використання електроенергії і надто обмежені запаси органічного палива на сучасному етапі науково-технічного розвитку суспільства робить атомну енергетику безальтернативною. Тому, нажаль, і в подальшому не

виключається вірогідність виникнення аварійних ситуацій. Проте зменшити цю вірогідність, окрім підвищення надійності роботи енергогенеруючих підприємств, можна шляхом зменшення їх кількості за рахунок впровадження енергозберігаючих технологій. Необхідна глобальна стратегія раціонального і екологічно безпечного природокористування, зорієнтована на виховання у населення розумних потреб, відмови від нині існуючої системи хижацького споживання ресурсів, на створення предметів надмірної розкоші для обмеженого кола членів суспільства.

У процесі проведення робіт із агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення у шести областях, що зазнали найбільш інтенсивного радіоактивного забруднення, виявлено 885 тис. га земель із щільністю забруднення ^{137}Cs 37-185 кБк/м², 96,9 тис.га – 185-555 кБк/м², 27,1 тис.га – понад 555 кБк/м². Площа земель забруднених у цих областях ^{90}Sr становила 3 млн. 59 тис. га із щільністю забруднення 0,75-5,55 кБк/м², 237 тис. га – 5,55 - 111 кБк/м², 1398 га понад 111 кБк/м².

Незважаючи на відносно низьку щільність забруднення дерново-підзолистих піщаних ґрунтів Полісся стронцієм-90 спостерігається забруднення молока з перевищенням ДР-2006, особливо це має місце при випасанні худоби на природних угіддях.

Вміст цезію-137 у зеленій масі природних угідь в окремі роки перевищував ТДР-91 в середньому у 5,7 рази (Березівський р-н., Рівненської обл.). Ця категорія угідь є одним із основних шляхів надходження радіонуклідів в організм людей по харчових ланцюгах. У 26,7 % проб рослинницької продукції 5 населених пунктів Рокитнівського р-ну Рівненської обл. відмічено перевищення ДР-2006, у тому числі у зернових. Відмічено також перевищення ДР-2006 у 1,1 % проб картоплі (Рівненська обл.).

Забруднення молока радіоцезієм при годівлі тварин за типовими для Полісся раціонами досягає 116-127 Бк/л у літній період та 81 Бк/л взимку (ДР – 100 Бк/л).

Окрім радіоактивного забруднення життєво-важливих об'єктів навколишнього середовища на території 5 областей (Волинська, Житомирська, Київська, Рівненська, Чернігівська обл.) має місце інтенсивне забруднення води у колодязях нітратами. Кількість проб з перевищенням ГДК досягає 45 %. Відмічається понад нормативне забруднення поверхневих вод кадмієм.

Тривалий час вважалося, що продукція отримана у приватних дрібних господарствах має вищі медико-біологічні і санітарно-гігієнічні показники, ніж у великих колективних підприємствах. Однак широкомасштабні обстеження присадибних господарств, проведені нами в основних ґрунтово-кліматичних зонах України показали, що ряд видів рослинної продукції з присадибних ділянок мали значно гірші показники, ніж продукція з колгоспів. У першу чергу це стосується високого вмісту нітратів у овочах та підвищеного вмісту важких металів і залишків пестицидів. Після аварії на ЧАЕС виявилось, що продукція із цієї категорії господарств як рослинного, так і тваринного походження має і значно вищі рівні забруднення радіонуклідами. Така ситуація пояснюється, перш за все, особливістю «технологій» вирощування сільськогосподарських культур і утримання тварин у присадибному землекористуванні. Наприклад, відомо, що основним кормом тварин у приватному секторі на Поліссі влітку є трава, а зимою – сіно з лісу, де рівні забруднення ґрунтів і рослин радіонуклідами є значно вищими, ніж на орних землях. Окрім цього, на орних землях колективних сільськогосподарських підприємств у свій час проводились і спеціальні агрохімічні заходи направлені на зменшення переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини. Понад нормоване внесення органічних добрив зумовлює накопичення надзвичайно високого вмісту у ґрунтах присадибних господарств фосфору і калію; високого – міді, цинку та свинцю, а в овочевій продукції – нітратів у кількостях, що суттєво перевищують ГДК [1].

У значній мірі неблагополучна екологічна ситуація обумовлена особливостями ґрунтово-кліматичних умов зони Полісся. По-перше, низьким забезпеченням основними елементами живлення рослин, низьким вмістом гумусу, підвищеною кислотністю ґрунтів, що зумовлює високі коефіцієнти

переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини і міграції їх у суміжні середовища. У цій ситуації одним із найефективніших заходів реабілітації радіоактивно забруднених земель сільськогосподарського призначення є вапнування кислих ґрунтів і внесення підвищених норм мінеральних добрив. На жаль, в останні десятиріччя обсяги внесення мінеральних добрив різко зменшились, а вапнування кислих ґрунтів практично призупинено. Площі кислих ґрунтів, які потребують першочергового вапнування, становить 624 тис. га, а загальна площа на якій потрібно проводити цей захід досягає 1,5 млн. га [2].

Зменшення обсягів внесення мінеральних добрив у цих областях призвело до від'ємного балансу основних поживних речовин від 90 до 164 кг/га.

Реабілітацію радіоактивно забруднених територій потрібно розглядати у двох основних аспектах:

- створення умов для безпечного проживання людей на забруднених територіях;
- повернення у господарську діяльність земель, які вилучені із землекористування, при цьому, перебування людей у зоні відчуження має бути обумовлене лише необхідністю проведення спеціальних робіт або наукових досліджень.

Відповідно, необхідно вирішувати питання щодо застосування відповідних контрзаходів, направлених на зменшення надходження радіонуклідів в організм людей, що проживають на забруднених територіях. При цьому слід зважати, що менталітет населення «користуватися «дарами лісів» може звести нанівець великовартісні вкладення коштів на проведення контрзаходів.

При вирішенні питання реабілітації земель у зоні відчуження вирішальне значення має економічна доцільність вкладення коштів на проведення заходів з реабілітації територій, взагалі, і сільськогосподарських угідь, зокрема. Слід співставити, що буде більш економічно обґрунтованим: вкладення коштів у створення соціальної і виробничої інфраструктури, вирішення питання

заселення людей у зону відчуження чи виділення їх на заходи з підвищення родючості ґрунтів в екологічно благополучних регіонах. В умовах економічної кризи, обмежених фінансових і енергетичних ресурсах цей критерій має бути одним із пріоритетних.

Науково-дослідними установами Мінагрополітики, НААН розроблені ефективні контрзаходи, які дозволяють отримувати сільськогосподарську продукцію, як рослинного, так і тваринного походження, що відповідає вимогам ДР-2006 [4].

На жаль, в Україні впродовж останніх десяти років фінансування контрзаходів забезпечується лише на 10-25 % від потреби.

За час, що минув після аварії, лише за рахунок природного розпаду активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у ґрунтах сільськогосподарського призначення зменшилась відповідно на 42 і 45 %. Певною мірою зниження активності радіонуклідів у родючому шарі ґрунтів відбувалося завдяки їх вертикальній та горизонтальній міграції. Ці процеси сприяли зменшенню площ із високою щільністю забруднення і перехід їх у зони менш інтенсивного. Так за даними ВНДІ цивільного захисту населення і територій МНС України з 1986 по 2006 р.р. площа територій з рівнем забруднення ґрунту більше 555 кБк/м² зменшилась у 1,5 рази, а з рівнями від 185 до 555 кБк/м² – майже у 2 рази. За прогнозами вчених до 2015 року можуть бути зняті будь-які обмеження на 55 % території [3]. Якщо ж зберегти деякі не дуже обтяжливі обмеження і контрзаходи (головним чином сільськогосподарські), то розмір територій непридатних для переселень зменшиться до 5-10 км зони навколо ЧАЕС [4]. Однак великомасштабне обстеження ґрунтів земель сільськогосподарського призначення не проводилося вже понад 10 років. За цей час у аграрному секторі виробництва, взагалі й на забруднених територіях зокрема, змінилися соціально-економічні умови, серед яких: ліквідація колективних господарств і розпаювання землі, зменшення обсягів внесення мінеральних, органічних добрив та майже повне припинення проведення меліорації ґрунтів. Все це ставить на порядок денний необхідність проведення нового детального

радіоекологічного обстеження ґрунтів земель сільськогосподарського призначення і відповідно до отриманих даних – районування території за щільністю радіоактивного забруднення. Це дозволить не лише зменшити, а й взагалі зняти обмеження на сільськогосподарську діяльність на значних площах.

ЛІТЕРАТУРА

1. Майстренко М.І., Дацько Л.В., Андросович Т.П. Порівняльна характеристика агроекологічного стану ґрунтів і якості продукції у різних типах господарств // Охорона родючості ґрунтів. – № 4. – 2008. – 176 с.
2. Доженчук В.І., Крупко Г.Д. Агрохімічна характеристика ґрунтів Рівненщини // Охорона родючості ґрунтів. – № 4. – 2008. – 176 с.
3. Шестопалов В.М. Радіоактивне забруднення і бар'єрні функції геологічного середовища в зоні відчуження: Бюл. Екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення Чорнобиля. – Інтерінформ. – 2000. – № 15. – С. 25-39.
4. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи / [Надтогій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О., и др.]: за ред. П.П. Надточія. – К.: «Світ», 2003. – 510 с.

ДВАДЦАТЬ ПЯТЬ ЛЕТ ПОСЛЕ КАТАСТРОФЫ НА ЧАЭС: СОСТОЯНИЕ ЗЕМЕЛЬ НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРИТОРИЯХ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИХ РЕАБИЛИТАЦИИ

В.А. Греков, Л.В. Дацько, Н.И. Майстренко

Освещено экологическое состояние почв радиоактивно загрязненных территорий 5 областей Украины. Обоснована необходимость проведения очередного обследования почв с плотностью загрязнения 37 кБк/м² по ¹³⁷Sr и 0,75 кБк/м² по ⁹⁰Cs с целью осуществления мероприятий по реабилитации и введения в хозяйственную деятельность земель сельскохозяйственного назначения.

TWENTY-FIVE YEARS AFTER THE CHERNOBYL DISASTER: STATE LANDS IN CONTAMINATED TERRITORY AND PROSPECTS FOR THEIR REHABILITATION

V. Grekov, L. Datsko, N. Majstrenko

The ecological condition of soils is shined is radioactive the polluted territories of 5 areas of Ukraine. Necessity of carrying out of the next inspection of soils with density of pollution 37 кБк/м2 on ^{137}Sr and 0,75 кБк/м2 on ^{90}Cs for the purpose of actions realisation for rehabilitation and introduction in economic activities of the agricultural land purpose is proved.

УДК 631.438

СУЧАСНИЙ СТАН РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЧЕРЕЗ 25 РОКІВ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС

Л.В.Бойко¹, В.Д.Зосімов¹, М.Г.Василенко², к. с.-г. н., Л.Г.Шило¹, Г.В. Андрійченко¹

¹ Київський державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

² Інститут агроекології і економіки природокористування НААН

Наведені результати досліджень з визначення ступеня радіоактивного забруднення земель сільськогосподарського призначення Київської області. Встановлено, що радіаційна ситуація в області децю поліпшилася.

Вступ. Київська область – один з регіонів України, який зазнав найбільшого забруднення радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи. Глобалізація (інформаційна, технічна, соціально-економічна) висуває перед людством безліч викликів, серед яких ядерно-технічні займають одне з найважливіших. Це насамперед, проблеми енергозбереження, екології, нерозповсюдження та контролю за технологіями та багато інших [1, 4].

Аварія на Чорнобильській АЕС кваліфікується як найбільша катастрофа в світі, що вплинула на всю історію людства, як сама велика техногенна катастрофа, що має глобальні наслідки. Як результат – забруднена дуже велика територія України.

Найбільш суттєва її післядія в радіоактивному забрудненні навколишнього середовища. В Україні загальна площа з підвищеним рівнем радіоактивного забруднення становить більше 5 млн. га земель в 13 областях України [1, 2].

Це породило величезні соціально-економічні та екологічні проблеми, головні з яких є збереження генофонду нації, забезпечення життєдіяльності населення, що проживає на території з підвищеним рівнем радіації, переселення жителів із зони безумовного (обов'язкового) відселення, переорієнтація виробництва, спеціалізації забруднених регіонів і ліквідації чи пом'якшення наслідків катастрофи для всієї України [2].

За словами академіка Ільїна суспільство, нарешті, повинно зрозуміти, що наслідки Чорнобильської катастрофи, яка так негативно вплинула на долі, якість життя та здоров'я людей, обумовлені багато чисельними та взаємопов'язаними обставинами, які були породжені, в тому числі, й злиденністю – злиденністю фізичною та духовною [3].

Неприпустимо будувати й експлуатувати потенційно небезпечні технології у гонитві за так званими «потужностями» для збільшення валових показників виробництва «на душу населення», не вкладаючи значні матеріальні ресурси в їх безпеку для людей та життєвого середовища [4].

Чорнобильська катастрофа поставила перед Україною ряд нових і дуже складних проблем, у тому числі: зв'язування радіонуклідів (деактивація).

За І.З.Кас'яновим зв'язування радіонуклідів – це система технічних процесів, способів і заходів, направлених на зниження радіоактивних забруднень поверхонь, ґрунту, води, повітря і продуктів харчування, зменшення доз навколишнього і внутрішнього опромінення населення,

шляхом збору, видалення і належного захоронення радіоактивних забруднень [2].

Активність всіх радіонуклідів на території зони відчуження в травні-червні 1986 року складала 930 ПБк (25 МКі). До середини літа вона зменшилась до 220 ПБк (6 МКі) за рахунок розпаду короткоживучих радіонуклідів. На сьогодні запаси основних радіологічно значущих радіонуклідів в компонентах наземних екосистем на території зони відчуження складають ^{137}Cs – близько 5,5 ПБк, ^{90}Sr – близько 2,5 ПБк, трансуранових елементів – близько 0,1 ПБк [5].

Об’єкти та методи досліджень. Радіаційний стан територій, забруднених в результаті Чорнобильської катастрофи, на сьогодні стабілізувався і формується в основному під впливом довго живучих радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90.

Станом на 01.01.2011 року обстежено 768,15 тис.га земель, в т.ч. 762,29 тис.га ріллі. Техногенне забруднення радіонуклідами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС розподілено таким чином: цезієм-137 вище 1 Кі/км² забруднено 18,30 тис.га, в т.ч. 18,23 тис.га ріллі, стронцієм-90 вище 0,02 Кі/км² – 27,92 тис.га, в т.ч. вся ця площа рілля.

Уточнююче обстеження, які проводяться на протязі останніх років, свідчать про деяке зниження показників щільності забруднення ґрунтів. Дані щільності забруднення обстежених ґрунтів с/г призначення вказують, що з 25 районів області 19 забруднені радіонуклідами (табл. 1).

Найбільшого радіоактивного забруднення зазнали сільськогосподарські угіддя районів, які найближче розташовані до епіцентру катастрофи, а саме це Чорнобильський, Поліський, Іванківський, Вишгородський, Бородянський та Макарівський райони Київської області.

На орні землі поліського регіону Київської області припадають найбільші площі забруднення Sr-90. У Поліському районі з обстежених 17,73 тис.га площі земель з щільністю забруднення Sr-90 від 0,02-0,15 Кі/км² (4 зона) становлять 12,02 тис.га (67,8 %), від 0,15-3,0 кі/км² (3 зона) – 5,71 тис.га

Таблиця 1 - Щільність забруднення сільськогосподарських угідь Київської області радіонуклідами цезію-137 та стронцію-90 станом на 1 січня 2011 року

Назва району	С/г угіддя	Площа, тис.га	Щільність забруднення, Кі/км ²											
			цезієм-137						стронцієм-90					
			до 1	1-5		5-15		більше 15		0,02-0,15		0,15-3,0		більше 3
				всього	в т.ч. торф	всього	в т.ч. торф	всього	в т.ч. торф	всього	в т.ч. торф	всього	в т.ч. торф	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Білоцерківський	Всього	63,52	56,32	7,20										
	в т.ч. рілля	63,52	56,32	7,20										
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Богуславський	Всього	30,08	27,72	2,36						1,26		0,06		
	в т.ч. рілля	30,08	27,72	2,36						1,26		0,06		
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Васильківський	Всього	41,15	38,48	2,67						1,3				
	в т.ч. рілля	41,15	38,48	2,67						1,3				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Володарський	Всього	29,88	29,88							0,12				
	в т.ч. рілля	29,88	29,88							0,12				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Кагарлицький	Всього	45,00	43,24	1,76						1,17				
	в т.ч. рілля	45,00	43,24	1,76						1,17				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Миронівський	Всього	41,87	41,87							0,88				
	в т.ч. рілля	41,87	41,87							0,88				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Обухівський	Всього	23,50	23,50							0,90				
	в т.ч. рілля	23,50	23,50							0,90				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
П.-Хмельницький	Всього	47,09	47,09							1,05				
	в т.ч. рілля	47,09	47,09							1,05				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Рокитнянський	Всього	26,1	21,58	4,52						1,26		0,26		
	в т.ч. рілля	26,1	21,58	4,52						1,26		0,26		
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Сквирський	Всього	50,99	50,54	0,45						1,49				
	в т.ч. рілля	50,99	50,54	0,45						1,49				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Ставищенський	Всього	37,00	37,00											
	в т.ч. рілля	37,00	37,00											
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Таращанський	Всього	31,26	29,54	1,72										
	в т.ч. рілля	31,26	29,54	1,72										
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Тетіївський	Всього	40,69	40,69							0,71				
	в т.ч. рілля	40,69	40,69							0,71				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Фастівський	Всього	32,94	32,87	0,07						0,18				
	в т.ч. рілля	32,11	32,11							0,18				
	Багат нас	0,83	0,76	0,07										
	Сіножаті													
	Пасовища													
Яготинський	Всього	31,08	31,08							0,68				
	в т.ч. рілля	30,49	30,49							0,68				
	Багат нас													
	Сіножаті	0,55	0,55											
	Пасовища	0,04	0,04											
Згурівський	Всього	41,15	41,15											
	в т.ч. рілля	40,73	40,73											
	Багат нас	0,01	0,01											
	Сіножаті	0,07	0,07											
	Пасовища	0,34	0,34											

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Баришівський	Всього	38,82	38,82											
	в т.ч. рілля	38,82	38,82											
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Бориспільський	Всього	49,57	49,57							0,83				
	в т.ч. рілля	49,57	49,57							0,83				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Броварський	Всього	22,80	22,80							0,97				
	в т.ч. рілля	22,80	22,80							0,97				
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Вишгородський	Всього	7,61	7,40	0,21						0,87		2,38		
	в т.ч. рілля	7,56	7,35	0,21						0,87		2,38		
	Багат нас	0,04	0,04											
	Сіножаті	0,01	0,01											
	Пасовища													
К.- Святошинський	Всього	18,59	18,56	0,03										
	в т.ч. рілля	16,47	16,44	0,03										
	Багат нас	1,85	1,85											
	Сіножаті	0,23	0,23											
	Пасовища	0,04	0,04											
Бородянський	Всього	21,53	21,41	0,12						2,32				
	в т.ч. рілля	20,49	20,37	0,12						2,32				
	Багат нас	0,03	0,03											
	Сіножаті	0,44	0,44											
	Пасовища	0,57	0,57											

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Іванківський	Всього	13,07	11,79	1,28						3,64		3,79		
	в т.ч. рілля	13,07	11,79	1,28						3,64		3,79		
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Макарівський	Всього	39,29	39,14	0,15						1,94		0,25		
	в т.ч. рілля	38,49	38,34	0,15						1,94		0,25		
	Багат нас													
	Сіножаті	0,37	0,37											
	Пасовища	0,43	0,43											
Поліський	Всього	17,73	16,49	0,93		0,31				12,02		5,71		
	в т.ч. рілля	17,73	16,49	0,93		0,31				12,02		5,71		
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Тарашанський	Всього	31,26	29,54	1,72										
	в т.ч. рілля	31,26	29,54	1,72										
	Багат нас													
	Сіножаті													
	Пасовища													
Всього по області:	Всього	845,24	821,97	23,47		0,31				32,26		12,45		
	в т.ч. рілля	839,38	816,18	23,47		0,31				32,26		12,45		
	Багат нас	2,76	2,69	0,07										
	Сіножаті	1,68	1,68											
	Пасовища	1,42	1,42											

Загальна площа орних земель в господарствах області зі щільністю забруднення Cs -137 1,0-5,0 Кі/км² становить 23,47 тис.га, 5,0-15,0 Кі/км² – 0,31 тис.га. Площі орних земель зі щільністю забруднення Sr-90 0,02-0,15 Кі/км² (4 зона) становить 32,26 тис.га, 0,15-3,0 Кі/км² (3 зона) – 12,45 тис.га.

Наші спостереження і аналіз літературних джерел медико-демографічної ситуації, що склалась в районах відселення області свідчить про значні відхилення в здоров'ї населення. Значно зменшився рівень народження, зросла захворюваність і смертність.

Із сільськогосподарського обороту повністю чи частково виведені сільськогосподарські угіддя, де до аварії в середньому за рік вироблялось продукції на суму не менше 5-7 млрд. крб. валової продукції в цінах того часу.

Загальний народногосподарський збиток від катастрофи на ЧАЕС складав 230-250 млрд. крб. в цінах 1990 року. Найбільш постраждали від Чорнобильської катастрофи господарства Чорнобильського, Поліського та Іванківського районів. Мешканці Чорнобильського району переселені повністю і район, як адміністративна одиниця ліквідований.

У 2009-2010 роках проведено радіологічне обстеження земель сільськогосподарського призначення Поліського та Іванківського районів Київської області.

Протягом після аварійного періоду радіаційна ситуація має тенденцію до покращення. Цьому приляло диференційоване виконання комплексу контрзаходів. Стан поліпшився також завдяки природним автореабіляційним процесам (природний радіоактивний розпад радіоізотопів, фіксація і перерозподіл радіонуклідів у ґрунті).

У 17 господарствах Іванківського району обстежено 12936,8 га с.-г. угідь. За щільністю забруднення ґрунтів цезієм-137 до 4-ї зони відчуження віднесено ґрунти на площі 1283,6 га, в т.ч.:

м. Іванків, с. Прибірськ – 414,0 га

СГВК ім. Мічуріна с. Дитятки – 67,2 га

СГВК «Мрія» с. Горностайпіль – 802,4 га

За вмістом стронцію-90:

чиста зона ($<0,02 \text{ Кі/км}^2$) – 5605,1 га

4-а зона ($0,02-0,15 \text{ Кі/км}^2$) – 3643,1 га

3-я зона – 3688,6 га.

Максимальна щільність забруднення стронцієм-90 – $0,6063 \text{ Кі/км}^2$. Всі землі с. Горностайпіль 1938,9 га – віднесено до 3-ї зони забруднення стронцієм-90.

У 8 господарствах Іванківського району 3643,1 га. орних земель віднесено до 4 зони.

ВП ТОВ «Зелена Хвиля» с. Термахівка – 993,8 га

СГВК «Мусійки» с. Мусійки – 926,4 га

ВАТ «Жмиївське» с. Жмиївка – 535,5 га

ТОВ «Макарівка» с. Макарівка – 510,0 га

ТОВ «Укрзернопром» Іванків с. Прибірськ – 462,0 га.

У селах Розважів, Заруддя, Макарівка площі земель сільськогосподарського призначення віднесених до четвертої зони за щільністю забруднення стронцієм-90 становлять від 40 до 90 га.

У СГВК с. Горностайпіль Іванківського району щільність забруднення орних земель цезієм-137 у 1-й польовій сівозміні поле № 3 (146,7 га) у 1992 р. становила $2,00 \text{ Кі/км}^2$, у 2005 р. – $1,01 \text{ Кі/км}^2$, у 2009 р. – $1,00 \text{ Кі/км}^2$. У той же час в полі № 3 щільність забруднення ґрунту стронцієм-90 в 2000 р. становила $0,86 \text{ Кі/км}^2$, а в 2009 р. – $0,3537 \text{ Кі/км}^2$.

Таблиця 2 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів СТОВ «Прогрес» с.Рагівка Поліського району (Кі/км^2)

Показник	1987 р.	2001-2005 рр..	2010 р.
1-а польова сівозміна, поле № 1; 45 га			
Cs -137	14,20	0,90	0,68
Sr-90	0,07	-	0,036
1-а польова сівозміна, поле № 3; 50 га			
Cs -137	15,70	0,305	0,293
Sr-90	0,20	-	0,008

**Таблиця 3 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів с.Мар'янівка
Поліського р-ну, землі сільської Ради (Кі/км²)**

1-а польова сівозміна

Показник	1986-1990	1995-2000	2001-2005	2005-2010
поле № 1; 87,5 га				
Cs -137	16,0	16,0	5,87	0,726
Sr-90	11,0	11,0	-	0,008
поле № 4; 51,3 га				
Cs -137	80,0	80,0	3,27	0,517
Sr-90	3,0	3,0	-	0,17

У Білоцерківському районі за даними останнього обстеження максимальний показник щільності забруднення орних земель цезієм -137 становив 5,24 Кі/км² в господарстві ТОВ «Надія» с. Йосипівка (табл. 4).

**Таблиця 4 – Забруднення орних земель цезієм-137 в господарствах
Білоцерківського району віднесених до 3 та 4 зон забруднення.**

Господарство	Площа ріллі, га	Цезій -137 Кі/км ²	Площа земель, віднесених до 4-ї зони	Площа земель, віднесених до 3-ї зони
СВК «Розаліївський» с.Розалівка	1902,8	2,15	203,6	
ФГ «Узин-Рой» м.Узин	30,0	1,22	30,0	
ФОП «Янковський Р.С.» м.Узин	1006,0	3,15	816,7	
ПОП Агрофірма «Узинська» м.Узин	1998,6	1,90	885,5	
ФГ «Горизонт-2» с.Михайлівка	621,0	2,38	621,0	
ПП «Агрокс плюс» с.Михайлівка	452,0	1,39	176,0	
ФГ «Праця» с.Михайлівка	210,0	1,78	100,0	
ТОВ ФК «Агро-лідер-Україна» с.Іванівка	3122,1	4,35	2304,6	
ЗАТ ім.О.П.Сем'янівського «Маки» с.Макиївка	1769,2	4,86	533,8	
СФГ «Злагода» с.Іванівка	50,0	4,03	50,0	
ТОВ «Надія» с.Йосипівка	1513,6	5,24	487,7	163,2
По району (обстежено)	54963,15		6472,9	163,2

У Рокитнянському районі динаміка щільності забруднення за кремійними полями господарств приведена в таблицях 5, 6, 7.

Таблиця 5 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів СТОВ «Росія» с. Ромашки (Кі/км²)

Показник	1987 р.	2001-2005	2010 р.
2-га польова сівозміна, поле № 2; 137,3 га			
Cs -137	4,62	-	1,81
2-га польова сівозміна, поле № 8; 139,9 га			
Cs -137	4,24	=	1,60

Таблиця 6 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів СТОВ «Прогрес» с. Савинці (Кі/км²)

Показник	1986-1990	1995-2000	2001-2005	2005-2010
поле № 7; 125,5 га				
Cs -137	2,27	-	-	0,887
поле № 5; 131,1 га				
Cs -137	2,45	-	-	0,892

Таблиця 7 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів ВАТ «Синявське» с. Маківка (Кі/км²)

Показник	1987 р.	2001-2005	2010 р.
1- польова сівозміна, поле № 4; 65 га			
Cs -137	6,25	-	2,69
1- польова сівозміна, поле № 8; 111,1 га			
Cs -137	2,89	=	1,72

Таблиця 8 – Динаміка щільності забруднення ґрунтів СГАТ «Ольшаниця» с. Ольшаниця (Кі/км²)

Показник	1986-1990	1995-2000	2001-2005	2005-2010
поле № 1; 102,5 га				
Cs -137	7,48	-	-	1,079
поле № 8; 99,1 га				
Cs -137	5,26	-	-	1,157

Через недостатнє фінансування програм з радіологічного обстеження земель сільськогосподарського призначення не в повному обсязі проведені дослідження земельних ділянок не тільки орних земель але і багаторічних насаджень, луків та пасовищ.

Аналіз динаміки щільності забруднення ґрунтів Київської області ізотопами Cs -137 та Sr-90 у після аварійний період засвідчує, що навіть через 25 років після трагедії значні площі орних земель за певних умов є потенційно небезпечними для забруднення продукції рослинництва.

Дерново-підзолисті ґрунти Полісся, за винятком ґрунтів органічного походження, у після аварійний період значно зменшили щільність забруднення Cs -137 та Sr-90.

Чорноземні ґрунти Лісостепу завдяки своїм властивостям міцніше утримують в поглинальному комплексі ізомери Cs -137 та Sr-90 тому темпи зниження щільності забруднення значно повільніші, ніж у дерново-підзолистих ґрунтах Полісся.

Висновки:

1. Радіологічна ситуація в Київській області за післяаварійний період покращилась. Цьому сприяло диференційоване виконання комплексу контрзаходів та автореабілітаційні процеси (природний радіоактивний розпад ізотопів, фіксація та перерозподіл радіонуклідів в ґрунті).

2. Найбільш забрудненою територією області лишається поліський регіон ґрунтовий покрив якого представлений малопродуктивними низько буферними ґрунтовими відмінами з підвищеною здатістю щодо переходу радіоізотопів з ґрунту в рослини.

3. Для виробництва на забруднених територіях сільськогосподарської продукції та продуктів харчування, які відповідають вимогам радіаційної безпеки, важливо забезпечити в необхідних об'ємах фінансування контрзаходів, які передбачають проведення хімічної меліорації кислих ґрунтів, на основі ресурсозберігаючих систем удобрення, забезпечення бездефіцитного балансу елементів живлення, що в свою чергу мінімілізує забруднення радіонуклідами продукції рослинництва.

ЛІТЕРАТУРА

1. Доргунцов С.И., В.А. Половкин, А.В. Степаненко Концептуальные подходы к развитию и размещению производственных сил на

территориях с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения // Сб. Социально-экономические проблемы ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы. – Киев: СОПС Украины АН Украины, 1992. – С. 4 -21.

2. Касьян И.З. Проблемы дезактивации и захоронения радиоактивных отходов зоны Чернобыльской катастрофы. – Киев: СОПС Украины АН Украины, 1992. – с. 205-212.

3. Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля. – Alaga, Limited, 1996. – 474 с.

4. Дряпаченко І.П. Цивілізовані виклики, значення та спадщина Чорнобильської аварії / збірка доповідей міжнародної конференції [Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє]. – Київ: Холтех, 2006. – т.1-30.

5. Детеvecь В.В., Кіреєв С.І. та ін. Радіаційно-екологічний моніторинг в зоні відчуження, проблеми, перспективи: / збірка доповідей міжнародної конференції [Двадцять років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє]. – Київ: Холтех, 2006. – т. 17.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ КИЕВСКОЙ ОБЛАСТИ ЧЕРЕЗ 25 ЛЕТ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧАЭС.

Л.В. Бойко, В.Д. Зосимов, М.Г. Василенко, Л.Г. Шило, Г.В. Андрийченко
Приведены результаты исследований по определению степени радиоактивного загрязнения земель сельскохозяйственного назначения Киевской области. Установлено, что радиационная ситуация немного улучшилась.

THE MODERN STATE OF RADIOCONTAMINANT OF SOILS OF THE KIEVAN AREA IN 25 YEARS AFTER A FAILURE ON CHAES.

L.Boyko, V.Zosimov, M.Vasilenko, I.Shilo, G.Andriychenko

The results of studies to determine the extent of radioactive contamination of agricultural lands of the Kiev region. Established that the radiation situation improved slightly.

УДК 631.87: 631.95

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА НОВИХ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ КАРТОПЛІ В УМОВАХ ВОЛИНСЬКОГО ПОЛІССЯ

В.А. Гаврилюк, к. с.-г. н., А.М. Бортнік

Поліська дослідна станція Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства і агрохімії імені О.Н. Соколовського»

Розглянуто можливість використання ферментованих органічних добрив, що виробляються на основі місцевих сировинних ресурсів, при вирощуванні картоплі в умовах радіоактивного забруднення. Проведено екологічну оцінку систем удобрення картоплі за використання даних добрив.

Вступ. Сучасні тенденції розвитку світового землеробства переконливо свідчать про те, що водночас із завданням забезпечення людства продуктами харчування паралельно потрібно вирішувати проблему захисту довкілля, збереження біорізноманіття, відтворення природних ресурсів. Час інтенсивного використання у процесі сільськогосподарської діяльності людини створених природою запасів органічної речовини, поживних елементів, енергетичного матеріалу поступово минає. Людство усвідомило, що без дбайливого ставлення до навколишнього середовища, без відтворення ресурсів, що використовуються, можна дійти до крайньої межі, за якою чекає катастрофа глобального масштабу. Ця проблема є вкрай важливою і для України [3, 7].

Від екологічних знань усього населення, й особливо, спеціалістів сільськогосподарства залежить захист і збереження навколишнього

середовища від деградації природних ландшафтних систем та прямого забруднення, зниження ресурсо-, матеріало- та енергоємності сільськогосподарського виробництва, впровадження маловідходних технологічних систем і процесів, мінімізація втрат сільськогосподарської продукції, впровадження природодоцільних систем ведення землеробства, оптимізація ландшафтів сільськогосподарських районів, виробництво екологічно чистої продукції та ін. [1].

Гарантування екологічної безпеки і радіаційного захисту населення та довкілля, зведення до мінімуму шкідливого впливу наслідків аварії на Чорнобильській АЕС віднесено до національних пріоритетів охорони навколишнього природного середовища і раціонального використання природних ресурсів в Україні.

Внаслідок вибуху в атмосферу потрапили радіоактивні ізотопи багатьох елементів. У даний час найбільшу небезпеку становлять радіоізотопи цезію і стронцію, які мають період піврозпаду 30 років.

Радіонукліди, які викидаються в атмосферу, в кінцевому результаті потрапляють у ґрунт, частково вимиваються в ілювіальний горизонт на ґрунтові води. Проте ґрунт досить міцно утримує радіоактивні речовини, які довгий час (протягом десятиріч) знаходяться в орному шарі, звідки постійно мігрують у рослинницьку продукцію. Таким чином, при забрудненні території ґрунт є постійно діючим джерелом надходження радіонуклідів у рослини, корми тварин і їжу людини [10]. Накопичення радіонуклідів у продукції залежить від багатьох факторів, серед яких головним є рівень забруднення ґрунту і його агрохімічні та водно-фізичні характеристики. Вплив цих факторів на інтенсивність міграції радіонуклідів у харчових ланцюгах кількісно оцінюють за допомогою коефіцієнтів пропорційності накопичення радіонуклідів з ґрунту в рослини КП (Бк/кг:кБк/м²). Зменшення рухомості радіонуклідів у ґрунтах з часом зумовлює поступове зниження коефіцієнтів переходу.

У вирішенні цих питань важливе місце займає застосування добрив, які містять мікроелементи в хелатній та біонеорганічній формах, біологічно

активні сполуки у фізіологічно обґрунтованих для рослин дозах. На даний час економічно виправданим напрямком є інкрустація насіння та позакореневе підживлення рослин доступними формами макро- і мікроелементів [8].

Адже, відомо, що мікроелементи мають здатність блокувати надходження окремих хімічних елементів, в тому числі і радіоактивних в рослини. Дослідження інституту картоплярства УААН на дерново-підзолистих ґрунтах із щільністю забруднення цезієм-137 в межах 56-95 кБк/м² довели ефективність внесення мікроелементів у зменшенні коефіцієнта переходу (K_p – в бульби картоплі) із 0,12 (на контролі) до 0,07 у варіанті з внесенням мікродобрів [9].

Враховуючи ситуацію, що склалася, на сучасному етапі розвитку суспільства основним має бути не спостереження і констатація фактів погіршення стану довкілля внаслідок антропогенної діяльності, а вчасне уникнення можливих негативних наслідків від господарської діяльності. У галузі рослинництва досягти цього можна шляхом екологічної оцінки вирощування сільськогосподарських культур, застосування яких може бути причиною зниження родючості ґрунтів та погіршення якості продукції [6].

Попередню оцінку технологій вирощування сільськогосподарських культур, а саме її екологічну експертизу, доцільно проводити на стадії розробки та апробації перед впровадженням у виробництво. Це забезпечить уникнення негативного впливу на стан навколишнього природного середовища та здоров'я людей, дозволить встановити ступінь екологічної небезпеки технологій, які пропонуються сільськогосподарським виробникам.

Матеріали та методи досліджень. Поліською дослідною станцією Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства і агрохімії імені О.Н. Соколовського» проводиться розробка рекомендацій щодо коригування системи контрзаходів у рослинництві та впровадженню нових систем землеробства на радіоактивно забруднених ґрунтах з використанням органічних добрив та препаратів.

У 2006-2010 роках проводилися дослідження з вивчення ефективності використання ферментованих органічних добрив, мікроелементів та

мікробіологічних препаратів при вирощуванні картоплі. За їх результатами був проведений розрахунок екологічної доцільності та ефективності різних систем удобрення картоплі на дерново-підзолистих радіоактивно забруднених ґрунтах Волинської області.

Наші обрахунки екологічної оцінки технологій вирощування картоплі виконувалися відповідно до методики Н.А Макаренко «Екологічна експертиза технологій вирощування сільськогосподарських культур», розробленої в Інституті Агроекології [6].

Виходячи з вище наведеної методики та враховуючи існуючі науково обґрунтовані дані [2, 4, 5, 6, 7], для результатів наших досліджень були підібрані оптимальні показники агрохімічних властивостей дерново-слабопідзолистих ґрунтів, врожайності та якості картоплі для зони Полісся (табл. 1).

Таблиця 1 – Оптимальні показники дерново-підзолистих ґрунтів та врожаю картоплі для зони Полісся

Показники	Картопля сорт «Слов'янка»
pH	5,5
NH ₄ +NO ₃ , мг/кг	75
P ₂ O ₅ , мг/кг	140
K ₂ O, мг/кг	150
Гумус, %	1,6
Врожай, ц/га	325
Крохмаль, %	12,9
Вітамін С, мг/%	9,5
Вміст радіонуклідів, Бк/кг	60

Результати досліджень. Проведені розрахунки свідчать про неоднакову екологічну доцільність застосування ферментованих органічних добрив (ФОД-1 та ФОД-2), мінеральних туків, мікродобрив та біопрепаратів при вирощуванні картоплі.

Так, при вирощуванні картоплі, перед впровадженням у виробництво істотного доопрацювання потребують такі системи удобрення, як внесення 5 т/га ФОД-1 з мікродобривом, 10 т/га ФОД-2 та 10 т/га ФОД-2 в комплексі з біопрепаратами АГАТ-25К і Байкал - ЕМ-1, які набрали 2,3 бали (таблиця 2).

Таблиця 2 – Екологічна оцінка технології вирощування картоплі за комплексом показників

Варіанти дослідів	рН	Вміст, мг/кг			Гумус, %	Врожай, ц/га	Крохмаль, %	Вітамін С, мг/%	Вміст радіонуклідів, Бк/кг	ЕО
		NH ₄ ⁺ NO ₃	P ₂ O ₅	K ₂ O						
Гній 30 т/га + N ₄₅ P ₃₀ K ₆₀	5,9	105,2	120,8	135,6	1,8	311,4	14,1	9,7	40,1	-
	3	3	1	2	3	3	3	2	3	2,6
ФОД-1 – 5 т/га + N ₄₅ P ₃₀ K ₁₀₀	5,9	104	123,3	135,6	1,8	293,8	13,7	10,2	33,2	-
	3	3	1	2	3	2	3	3	3	2,6
ФОД-1 – 5 т/га + акварін	5,9	89,1	113,3	102,5	1,8	279	13,7	10,3	29,9	-
	3	3	1	0	3	2	3	3	3	2,3
ФОД-1 – 5 т/га + N ₄₅ P ₃₀ K ₁₀₀ + акварін	5,9	103,9	123,3	135,83	1,8	325	14,2	10,7	24	-
	3	3	1	2	3	3	3	3	3	2,7
ФОД-1 – 10 т/га + акварін	5,9	123,9	148,8	119,2	1,8	298,8	14,6	11	20,3	-
	3	3	3	1	3	2	3	3	3	2,7
Гній 30 т/га + N ₉₀ P ₆₀ K ₁₂₀	6	121,2	140,5	142,5	1,7	316,9	13,7	10,1	26,1	-
	3	3	3	2	3	3	3	2	3	2,8
ФОД-2 – 10 т/га (фон)	6	89,2	124,5	101,5	1,7	298,6	14,6	10,3	30,7	-
	3	3	1	0	3	2	3	3	3	2,3
Фон + N ₉₀ P ₆₀ K ₁₂₀	6	119,2	144,5	141,5	1,7	312,7	14,8	9,5	23,2	-
	3	3	3	2	3	3	3	2	3	2,8
Фон + АГАТ-25К	6	89,2	124,5	101,5	1,7	304,2	15,4	10,4	29,4	-
	3	3	1	0	3	2	3	3	3	2,3
Фон + Байкал ЕМ-1	6	89,2	124,5	101,5	1,7	303,8	15,4	10,4	30,5	-
	3	3	1	0	3	2	3	3	3	2,3

Примітка: чисельник - показник, згідно якого проводиться оцінка; знаменник – бал, якому відповідає показник.

Потребують вдосконалення і окремі технологічні операції при використанні ФОД-1 та ФОД-2 в поєднанні з мінеральними туками, екологічна оцінка яких становила 2,6 та 2,8 бали, що прирівнюється до традиційних систем удобрення.

Перевищення оцінки традиційної системи удобрення спостерігається на варіантах з внесенням 5 т/га ФОД-1 в комплексі з мікродобривами та мінеральними туками і за внесення 10 т/га ФОД-1 з акваріном – 2,7 бали.

При розрахунку екологічної експертизи для локального способу внесення ферментованого добрива в нормі 5 т/га разом з мінеральними туками та мікроелементами бал екологічної оцінки становив – 2,2, а при 10 т/га в комплексі водорозчинним добривом – 2,4, звідси, згідно результатів розрахунків за досконалістю технологія перед впровадженням у виробництво потребує істотного доопрацювання.

Ці системи удобрення рекомендується застосовувати на дерново-підзолистих ґрунтах з підвищеним вмістом фосфору та калію, або додатковим фосфорно-калійним добривом, оскільки саме ці елементи вплинули на зниження екологічної оцінки.

Висновки. У нашому випадку, з проведеної екологічної експертизи випливає, що найефективнішими, які не потребують значних удосконалень, з досліджуваних систем удобрення виявились для картоплі: ФОД-1 – 5 т/га + $N_{45}P_{30}K_{100}$ + акварін, ФОД-1 – 10 т/га + акварін та ФОД-2 + $N_{90}P_{60}K_{120}$. Для підвищення екологічного балу цих варіантів необхідно додатково вносити вапнякові матеріали та збільшувати дози внесення фосфорно-калійних добрив.

Необхідність застосування таких агрозаходів пов'язана, в першу чергу, з низькою природною родючістю дерново-підзолистих ґрунтів Полісся, а саме, з низьким вмістом у них фосфору та калію і підвищеною кислотністю ґрунтового розчину.

ЛІТЕРАТУРА

1. Агроекологія: Навч. Посібник / О.Ф. Смаглій, А.Т. Кардашов, П.В. Литвак та ін. – К.: Вища освіта, 2006. – 671 с.

2. Агрохімічний аналіз: [підручник] / [Городній М.М., Лісовал А.П., Бикін А.В. та ін.]; за ред. М.М. Городнього. - К.: Арістей, 2005. - 468 с.
3. В.І. Кисіль В.І. Агрохімічні аспекти екологізації землеробства / В.І. Кисіль - Харків: Вид. «13 типографія», 2005. – С. 8-27
4. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України / [Б.С. Носко, Б.С. Прістера, М.В. Лобода та ін.] – К.: Урожай, 1994. – С. 95-280.
5. Золота книга. Сорти картоплі / [упорядники П. Теслюк, Ю. Забела, З. Києнко]. – К.: Богдан, 2006. – С. 58.
6. Екологічна експертиза технологій вирощування сільськогосподарських культур / Методичні рекомендації [за редакцією Н.А. Макаренко]. – Київ, 2008. – С. 14-18.
7. Медведєв В.В. Відновлення еколого відтворювальних і продуктивних функцій ґрунтів як найважливіший етап реалізації сталого розвитку України / В.В. Медведєв // Вісник аграрної науки. – 1997. - №9. – С.16-20.
8. Науково-методичні рекомендації з оптимізації мінерального живлення сільськогосподарських культур та стратегії удобрення / [за ред. М.М. Городнього]. – Київ, 2004. – С. 87.
9. Куновський В.І. Ефективність мікроелементів у зниженні забруднення картоплі ^{137}Cs / В.І. Куновський, О.Г. Тищенко // Науковий збірник. Проблеми радіології. – Київ, 1994. – С. 40-41.
10. Черній Б.Є. Динаміка забруднення сільськогосподарських угідь радіонуклідами цезію-137 та стронцію-90 в Тернопільській області / Б.Є. Черній, Г.М. Дзяба // Науково-методичний журнал. – Т. 82. – Вип. 69. – Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. П. Могили, 2008. – С. 95.

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА НОВЫХ СИСТЕМ УДОБРЕНИЯ КАРТОФЕЛЯ В УСЛОВИЯХ ВОЛЫНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

В.А. Гаврилюк, А.М. Бортник

Рассмотрена возможность использования ферментированных органических удобрений, которые производятся на основе местных сырьевых

ресурсов, при вирощуванні картофеля в умовах радіоактивного забруднення. Проведена екологічна оцінка систем удобрення картофеля при використанні даних удобрень.

THE ECOLOGICAL ESTIMATION OF THE NEW SYSTEMS OF FERTILIZER OF POTATO IN THE CONDITIONS OF VOLYN'SKOGO POLES'YA

V.Gavrilyuk, A.Bortnik

Possibility of the use of the fermented organic fertilizers which made on the basis of local sources of raw materials is considered, at growing of potato in the conditions of radio of active contamination. The ecological estimation of the systems of fertilizer of potato is conducted at the use of these fertilizers.

УДК 631.438 (477.51)

РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН ТЕРИТОРІЇ ХМЕЛЬНИЧЧИНИ ЧЕРЕЗ ЧВЕРТЬ ВІКУ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

В.Б. Гаврилюк¹, к.с.-г. н., В.П. Корнійчук¹, М.В. Гаврилюк²

¹ *Хмельницький обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції*

² *Національний університет біоресурсів і природокористування України*

Досліджено сучасний радіологічний стан територій Хмельниччини після Чорнобильської катастрофи. Обґрунтовано доцільність посиленого моніторингу за наявністю радіонуклідів в різних типах ґрунтів та визначення динаміки переходу їх із ґрунту в товарну й не товарну частину рослинної продукції.

Постановка проблеми. Чверть віку відділяє нас від катастрофи, коли «мирний і покірний» атом Чорнобиля вийшов із під контролю і поставив на карту життя людей і наше майбуття. Ще й зараз важко дати оцінку наслідкам

аварії, що стала для України фатальною, викликала небачене й досі забруднення довкілля, спричинила загрозу генетичному здоров'ю нації [1].

На перших етапах радіологічних досліджень важливо було об'єктивно оцінити масштаби катастрофи, визначити рівень забрудненості ґрунтового покриву, водних ресурсів, встановити ступінь радіологічної небезпеки для людей, рослинного і тваринного світу.

За результатами багаторічних (з 1987 р.) досліджень на території області в просторовому і кількісному відношенні визначено площу радіаційного забруднення угідь, рівень накопичення радіонуклідів в ґрунтах, основній і побічній продукції рослинництва. Суцільне обстеження угідь дозволило виявити в деяких районах так звану радіаційну «плямистість» - окремі різні за величиною і конфігурацією, забруднені ділянки на умовно чистих територіях.

Забруднений ґрунт є постійно діючим джерелом надходження радіонуклідів в рослини, а з них в корм тваринам і їжу людям.

На даний час гостро стоїть питання пошуку і застосування доступних і адекватних контрзаходів, що сприяють зниженню коефіцієнту переходу радіонуклідів з ґрунту в рослину [2, 3].

Радіологічний контроль стану ґрунтового покриву був і залишається невід'ємною складовою екологічного моніторингу. Його результати повинні допомогти вичленити «вину» радіації в низькому віковому рівні життя пересічного громадянина, високому відсотку хворих молодих людей, народжуваності нездорових дітей. Крім цього реальне, об'єктивне висвітлення наслідків Чорнобильської катастрофи допоможе нам усвідомити небезпеку безвідповідального поводження з атомом, визначитись з потребою у будівництві нових атомних станцій в Україні та добудові нових двох блоків на Хмельницькій АЕС.

Завдання досліджень. Аналіз і узагальнення багаторічних досліджень радіологічної ситуації в сільськогосподарському виробництві області.

Об'єкти і методика досліджень. Об'єкти досліджень – ґрунти області, сільськогосподарська продукція, природні луки і пасовища.

Дослідження проводились в процесі суцільного радіологічного обстеження сільськогосподарських угідь за програмою моніторингу і паспортизації земель та на 67 стаціонарних контрольних майданчиках, 15 із яких розташовані по «розі вітрів» в 50-кілометровій зоні Хмельницької АЕС, 2-в зоні посиленого контролю.

На контрольних ділянках визначається рівень радіоактивності ґрунтів і рослин, вміст радіоцезію і радіостронцію, щільність забруднення та коефіцієнти накопичення, цезієві та стронцієві одиниці. У зоні посиленого контролю для визначення забруднення цезієм-137 і стронцієм-90 додатково обстежують луки та пасовища, де випасається приватна худоба.

Лабораторні дослідження велись спектрометричним, радіохімічним методом, математична обробка дисперсійним методом [4]. Для проведення аналізів і фізичних вимірювань використовувались прилади: АМА-03-Ф, СЕГ-05, СЕБ-01, СРП-68-01, КРК-1, РИ-БГ.

Дослідження, відбір ґрунтових і рослинних зразків проводились згідно методичних вказівок [5].

Результати досліджень. Сформований після Чорнобильської аварії західний слід радіоактивних випадів пройшов по південній частині області, де повністю піддались радіаційному забрудненню Кам'янець-Подільський, Чемеровецький, Новоушицький, частково Городоцький та Дунаєвецький райони. Саме територію цих районів можна виділити в окрему (південну) зону, де ґрунти мають порівняно високий рівень забруднення радіонуклідами (таблиця 1).

За результатами досліджень в 1987 році щільність забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь радіоцезієм понад 37 кБк/м^2 (1 Кі/км^2 і більше), було виявлено на площі 23,6 тис. га, з них в Кам'янець-Подільському районі – 13,3 тис. га, в Чемеровецькому районі – 4,3 тис. га, в інших обстежених районах південної зони 1,6 – 2,3 тис. га.

Таблиця 1 – Розподіл площ с/г угідь за щільністю забруднення радіонуклідами території південної зони області, тис. га (1987 р.)

№	Назва району	Вид с/г угідь	Загальна площа	Обстежена площа	Щільність забруднення, Кі/км ² .					
					цезієм-137			стронцієм-90		
					до 1	1 – 5	5,1 – 15	до 0,02	0,02 – 0,15	0,15 – 3,0
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1	Кам'янець-Подільський	всього	99,8	99,8	86,5	13,3	–	8,9	72,2	18,8
		у т.ч. ріллі	90,7	90,7	78,3	12,4	–	8,1	65,9	16,7
		луків і пасовищ	7,8	7,8	7,2	0,6	–	0,6	5,4	1,8
		сад	1,3	1,3	1,0	0,3	–	0,2	0,9	0,3
2	Чемеровецький	всього	66,8	66,8	62,5	4,3	–	33,2	32,6	1,0
		у т.ч. ріллі	62,6	62,6	58,7	3,9	–	30,9	30,8	0,9
		луків і пасовищ	2,0	2,0	1,8	0,2	–	1,3	0,7	–
		сад	2,2	2,2	2,0	0,2	–	1,0	6,2	0,1
3	Новоушицький	всього	51,8	51,8	49,7	2,1	–	6,6	44,4	0,8
		у т.ч. ріллі	42,8	42,8	40,9	1,9	–	5,4	36,8	0,1
		луків і пасовищ	1,7	1,7	1,7	–	–	0,2	1,4	0,1
		сад	7,3	7,3	7,1	0,2	–	1,0	6,2	0,1
4	Дунаєвецький	всього	80,4	80,4	78,8	1,6	–	2,3	78,1	–
		у т.ч. ріллі	74,5	74,5	73,6	0,9	–	2,3	72,2	–
		луків і пасовищ	3,3	3,3	3,2	0,1	–	–	3,3	–
		сад	2,6	2,6	2,0	0,6	–	–	2,6	–
5	Городоцький	всього	81,8	21,8	19,5	2,3	–	1,2	20,6	–
		у т.ч. ріллі	75,3	20,0	18,0	2,0	–	1,0	19,0	–
		луків і пасовищ	4,4	1,2	0,9	0,3	–	0,2	1,0	–
		сад	2,1	0,6	0,6	–	–	–	0,6	–
6	Разом по області	всього	380,6	320,6	297,0	23,6	–	52,2	247,9	20,6
		у т.ч. ріллі	345,9	290,6	269,5	21,1	–	47,7	224,7	18,2
		луків і пасовищ	19,2	16,0	14,8	1,2	–	2,3	11,8	1,9
		сад	15,5	14,0	12,7	1,3	–	2,2	11,4	0,5

Значно складнішою виявилася ситуація із Стронцієм-90. Майже 248 тис. га території забруднені за рівнем щільності $0,02 - 0,15 \text{ Кі/км}^2$ і 20,6 тис. га – за рівнем $0,15 - 3,0 \text{ Кі/км}^2$. Знову ж таки основна маса забруднених радіостронцієм ґрунтів зосереджена у південних районах, з них в Кам'янці-Подільському – 72,2 і 18,8 тис. га відповідно вище згаданим рівням [6].

Найбільше постраждали села і територія навколо сіл: Шустівці, Ніверка, Нововолодимирівка, Чернокозинці Кам'янець-Подільського району та Шидлівці, Велика Зелена, Мала Зелена, Вікторівка, Криків Чемеровецького району, які віднесені до IV зони, зони посиленого контролю.

У господарствах с. Шустівці (в т.ч. с. Нововолодимирівка) і с. Шидлівці (в т.ч. с. В. Зелена) закладені стаціонарні контрольні ділянки для визначення рівня забруднення радіонуклідами ґрунту та рослин. Обстеження цих господарств в 1993 році показувало ще досі високий рівень забруднення радіонуклідами (таблиця 2).

Із обстежених в с. Шустівці 1610,4 га забруднених радіоцезієм зі щільністю $1 - 5 \text{ Кі/км}^2$ виявилось 1347,0 га, або 83,6 %, з них ріллі – 1157,0 га; садів – 38,0; сінокосів і пасовищ – 152,0 га. У с. Шидлівці рівнем $1 - 5 \text{ Кі/км}^2$ забруднено 2014,7 га або 58,8 % обстеженої площі, в т.ч. ріллі – 1739,7 га, вся площа садів – 85,0 і сінокосів – 190,0 га.

За вмістом стронцію-90: в с. Шустівці вся обстежена площа – 345,4 га, а в с. Шидлівці – 639,6 г, (80,8 %) забруднена за рівнем щільності більше $0,02 \text{ Кі/км}^2$, з них 164,2 га (25,7 %) – $0,16 - 0,3 \text{ Кі/км}^2$.

Територія центральної та північної частини області радіоактивному забрудненню піддалась в меншій мірі, хоча і тут з часом виявляються окремі плями, де рівні радіації виходять за межі природного фону.

У таблиці 3 відображені зміни в забрудненні орного шару ґрунту, що відбувалися в період з 1987 по 2009 роки на території південної зони.

Таблиця 2 – Розподіл площ с/г угідь за щільністю забруднення радіонуклідами території, що віднесена до 4-ої зони (1993 р.)

Назва господарства	с/г угіддя	обсте- жена площа, га	Щільність забруднення, Кі/км ² .												
			цезієм-137						стронцієм-90						
			до 1		1 – 5		5,1 – 15		обсте- жена площа, га	до 0,02		0,02 – 0,15		0,15 – 3,0	
			га	%	га	%	га	%		га	%	га	%	га	%
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Кам'янець- Подільський район с. Шустівці (в т.ч. с. Но- воволодимирівка)	всього	1610,4	263,4	16,4	1347,0	83,6	–	–	345,4	–	–	109,1	31,6	236,3	68,4
	у т.ч. рілля	1420,4	263,4	18,5	1157,0	81,5	–	–	276,4	–	–	78,1	28,3	198,3	71,7
	сад	38	–	–	38,0	100	–	–	38,0	–	–	–	–	38,0	100
	сінокоси пасовища	158,0	–	–	152,0	100	–	–	31,0			31,0	100	–	–
с. Чорнокозинці	всього	1211,0	1211,0	100	–	–	–	–	316,5	72,5	23	244,0	77	–	–
	у т.ч. рілля	969,0	969,0	100	–	–	–	–	316,5	72,5	23	244,0	77	–	–
	сад	54,0	54,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	сінокоси пасовища	188,0	188,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
По району	всього	2821,4	1474,4	52,3	1347,0	47,7	–	–	661,9	72,5	11	353,1	53,3	236,3	35,7
	у т.ч. рілля	2389,4	1232,4	51,6	1157,0	48,4	–	–	592,9	72,5	12,2	322,1	54,3	198,3	33,5
	сад	92,0	54,0	58,7	38,0	47,3	–	–	38,0	–	–	–	–	38,0	100
	сінокоси пасовища	340,0	188,0	55,3	152,0	44,7	–	–	31,0	–	–	31,0	100	–	–
Чемеровецький район с. Шидлівці (в т.ч. с. В. Зелена)	всього	3427,7	1413,0	41,2	2014,7	58,8	–	–	639,6	123,1	19,2	352,3	55,1	164,2	25,7
	у т.ч. рілля	3152,7	1413,0	44,8	1739,7	55,2	–	–	639,6	123,1	19,2	352,3	55,1	164,2	25,7
	сад	85,0	–	–	85,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	сінокоси пасовища	190,0	–	–	190,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–
По району	всього	3427,7	1413,0	41,2	2014,7	58,8	–	–	639,6	123,1	19,2	352,3	55,1	164,2	25,7
	у т.ч. рілля	3152,7	1413,0	44,8	1739,7	55,2	–	–	639,6	123,1	19,2	352,3	55,1	164,2	25,7
	сад	85,0	–	–	85,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	сінокоси пасовища	190,0	–	–	190,0	100	–	–	–	–	–	–	–	–	–

На контрольних майданчиках КСП „Мукшанське” Кам’янець-Подільського району та КСП „Маяк” Новоушицького району з високим вмістом радіоцезію у 1987 р. – 284,1 та 182,9 Бк/кг ґрунту відповідно, в 2009 році показники значно знизились і склали 45,0 і 50,0 Бк/кг, тобто активність ґрунту знизилась у 6,3 та 3,6 рази.

Всі майданчики по щільності забруднення в 2009 році характеризувались незначними рівнями: цезієм-137, від 0,1 до 0,42, стронцієм-90, від 0,02 до 0,05 Кі/км². Потужність експозиційної дози майже на всіх контрольних майданчиках знизилась в 2 – 2,5 рази і становила в середньому 11-17 мкР/год.

Радіологічний стан на нашу думку, і думку інших дослідників [7] поліпшився в основному завдяки природним автореабілітаційним процесам: радіоактивний розпад, фіксація та перерозподіл радіонуклідів в ґрунті. Позитивний вплив мав також і біологічний винос радіонуклідів з біомасою рослин, які щорічно відчужуються із забруднених територій.

Але не може заспокоювати радіаційний стан зони посиленого контролю території навколо Хмельницької АЕС, що знаходиться під постійним контролем радіологічної служби центру.

Протягом 1994 – 1998 років в зоні посиленого контролю – с. Ніверка та с. Нововолодимирівка Шустовецької сільської ради проводилось радіологічне обстеження луків та пасовищ, де випасається приватна худоба.

Щільність забруднення ґрунтів в 1998 році становила:

по цезію-137 – 6,5-7,3 Кі/км²,

по стронцію-90 – 0,24-0,57 Кі/км².

Вміст радіонуклідів в ґрунтах становив:

цезію-137 – від 206 до 1388 Бк/кг ґрунту;

стронцію-90 – від 13,7 до 57,8 Бк/кг ґрунту;

в кормових травах:

цезію-137 – від 20,9 до 50,4 Бк/кг сирової трави;

стронцію-90 – від 14,1 до 44,7 Бк/кг сирової трави.

Таблиця 3 – Порівняльна характеристика забруднення радіонуклідами контрольних майданчиків в південних районах області (1987-2009 рр.)

№ з/п	Район, населений пункт, господарство	Потужність експозиційної дози		Радіоактивність ґрунту. Вміст, Бк/кг						Щільність забруднення, Кі/км ²					
		Гамма-фон, мкР/год		Цезій-137			Стронцій-90			Цезій-137			Стронцій-90		
				1987 р.	2009 р.	Зниження активності ґрунту, раз	1987 р.	2009 р.	Зниження активності ґрунту, раз	1987 р.	2009 р.	Зниження активності ґрунту, раз	1987 р.	2009 р.	Зниження активності ґрунту, раз
1	Вінковоцький р-н КСП «Маяк» смт. Вінківці	21	13	41,6	35	1,2	4,0	2,7	1,2	0,4	0,29	1,3	0,03	0,02	1,5
2	Дунаєвецький р-н КСП «Маяк» с.Чаньків	18	15	85,8	12	7,1	5,4	2,8	1,9	0,7	0,10	7,0	0,04	0,02	2,0
3	Кам'янець-Подільський р-н КСП «Мукшанське» с.Сл. Кульчієвецька	28	14	284,1	45	6,3	7,1	5,0	1,4	2,3	0,38	6,0	0,06	0,04	1,5
4	Кам'янець-Подільський р-н КСП ім. Суворова с. Грушка	28	11	69,2	12	5,7	5,1	4,0	1,3	0,4	0,10	4,0	0,04	0,03	1,3
5	Новоушицький р-н КСП «Маяк» с.Отроків	42	17	182,9	50	3,6	9,5	5,5	1,7	1,6	0,42	3,8	0,08	0,05	1,6
6	Чемеровецький р-н КСП «Україна» смт. Чемерівці	21	15	46,1	16	2,8	10,9	2,0	5,4	0,4	0,13	3,0	0,09	0,02	4,5
7	Чемеровецький р-н КСП «Жердянське» с. Жердя	21	12	59,7	11	5,4	3,3	2,0	1,6	0,5	0,09	5,5	0,02	0,02	0

Спектрометричний аналіз ґрунту на контрольних ділянках цих господарств в 2009 році показав і досі високий вміст радіонуклідів:

цезію-137	–	187,0 Бк/кг ґрунту – с. Нововолодимирівка
		234,0 Бк/кг ґрунту – с. Ніверка
стронцію-90	–	12,4 Бк/кг ґрунту – с. Нововолодимирівка
		13,1 Бк/кг ґрунту – с. Ніверка

Щільність забруднення відповідно становила:

по цезію-137	– 1,81; 2,11 Кі/км ² ,
по стронцію-90	– 0,10; 0,11 Кі/км ² .

Вимірювання потужності дози гамма-випромінювання (експозиційна доза) над по верхньою ґрунту показало коливання від 20 до 25 мкР/год.

Пройшло 24 роки після аварії на ЧАЕС. Радіонукліди, якими було забруднено сільськогосподарські угіддя (цезій-137 та стронцій-90) мають період піврозпаду 30 та 28 років.

Приймаючи до уваги ці обставини, в центрі продовжуються радіаційні дослідження згідно прийнятої програми.

Висновки і рекомендації. Накопичені аналітичні данні впродовж 25 років не дають підстави вважати радіологічні дослідження завершеними. Навпаки, посилений контроль за наявністю радіонуклідів цезію-137 та стронцію-90 в різних типах ґрунтів та визначення динаміки переходу їх з ґрунту в товарну й не товарну частину рослинної продукції зобов'язують нас і надалі проводити такі спостереження, шукаючи шляхи до реабілітації забруднених територій та оздоровлення навколишнього середовища.

Слідуючим етапом в дослідженнях слід вважати пошук і вивчення впливу контрзаходів по мінімізації шкідливого впливу увібраних ґрунтом небезпечних радіонуклідів на якість сільськогосподарської продукції, корми для тварин, їжу для людини.

Такими заходами сучасні дослідники вважають: вапнування ґрунтів, внесення підвищених норм фосфорних і калійних добрив, органіки, відходів переробної промисловості.

ЛІТЕРАТУРА

1. Пристер Б.С. Уроки Чернобыля // Вісник аграрної науки. – 1996. – № 4. – С. 5-10.
2. Пристер Б.С., Кашпаров В.А., Перепелятнікова Л.В, Лазарев Н.М. Реабилитация сельскохозяйственных территорий, загрязненных при аварии на ЧАЭС // Вісник аграрної науки (спеціальний випуск). – 2001. – С. 69-76.
3. Мельник А.І. Екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи для сільськогосподарського виробництва Чернігівщини: Доповіді учасників п'ятої Міжнародної науково-практичної конференції. – Житомир, 2006. – С.144-155.
4. Доспехов Б.А., Приходько А.Н. Методика полевого опыта. – М: Колос, 1985. – 352с.
5. Методические указания по проведению радиологических исследований по контрольных участках. – М., 1982 – 28 с.
6. Звіти Хмельницького центру «Облдержродючість» про проведення проектно-технологічних та наукових робіт. – Кам'янець-Подільський, 1987-2009.
7. Мельник А.И., Приходько А.Н., Бурдело Н.С., Олейник С.И. Динамика радиоэкологического состояния территории обязательного отселения в Чернобыльской области: Международный научный семинар . Тезы докладов – Славутич, 2006. – 187-189.

РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИИ ХМЕЛЬНИЧЧИНЫ ЧЕРЕЗ ЧВЕРТЬ ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ

В.Б. Гаврилюк, В.П. Корнийчук, М.В. Гаврилюк

Исследовано современное радиологическое состояние территорий Хмельницкой области после Чернобыльской катастрофы. Обоснована целесообразность усиленного мониторинга за наличием радионуклидов в различных типах почв и определения динамики перехода их из почвы в товарную и не товарную части растительной продукции.

RADIOLOGICAL HEALTH TERRITORY KHMELNYTSKY OBLAST CHVERT THROUGH AFTER CHERNOBYL KATASTROFFY

V. Gavrilyuk, V. Korniychuk, M. Gavrilyuk

Purposes the current state of radiological areas Khmelnytsky region after the Chernobyl disaster. The necessity of enhanced monitoring by the presence of radionuclide's in different types of soil and determining the dynamics of their transition from soil to trade and no trade of plant products.

УДК 631.438

РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

А.М.Демчишин, В.М.Віщак

Львівський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

На основі багаторічних досліджень висвітлено радіологічний стан сільськогосподарських угідь Львівської області та їх розподіл за щільністю забруднення. Встановлено відсутність радіаційного забруднення ґрунтів та рослин. Ґрунти придатні для вирощування екологічно чистої продукції.

Вступ. Терміни «радіоактивність», «радіоактивні речовини», «радіоізотопи», «радіація», «ядерна радіація», «ядерні випромінювання» останнім часом зайняли чільне місце як у специфічних виданнях, так і у масовій свідомості. Незважаючи на те, що саме явище радіоактивності відоме людству уже понад століття (радіоактивність була відкрита французьким фізиком А. Беккерелем у 1896 р.), широкого розповсюдження використання цих понять набуло у другій половині минулого століття, після успішних спроб практичного використання енергії ядра – спочатку у вигляді ядерної зброї, а пізніше – і як джерела енергії для задоволення енергетичних потреб людства [1].

Значною мірою зростанню кількості радіоактивних матеріалів у навколишньому середовищі сприяло і широке використання ядерних

технологій у різних галузях народного господарства, а особливо – в енергетиці. Причиною є те, що існуючі сучасні ядерні технології не гарантують непопадання радіоактивних матеріалів у зовнішнє середовище – навіть при нормальному (штатному) режимі роботи ядерних електростанцій, не кажучи вже про можливі ядерні інциденти та аварії, передбачаються дозовані викиди радіоактивних матеріалів у довкілля [1].

Особливої актуальності проблема радіоактивного забруднення довкілля набула після низки аварій на підприємствах ядерної галузі у різних країнах світу. Однак найважчою за масштабами свого впливу на довкілля була аварія на четвертому блоці Чорнобильської АЕС (1986 р.), що визнана найбільшою техногенною катастрофою в історії людства, і, яка суттєво вплинула на умови проживання мільйонів людей. Найбільше постраждали внаслідок викидів аварійного блоку Україна, Білорусія та Росія. Значно менше були забруднені постчорнобильськими радіонуклідами території інших європейських країн – Австрії, Англії, Болгарії, Греції, Італії, Німеччини, Норвегії, Польщі, Румунії, Туреччини, Угорщини, Фінляндії, Швеції, Югославії. Якщо відразу після аварії основними дозоутворюючими радіонуклідами були короткоживучі ізотопи (насамперед ізотопи йоду), то сьогодні, через майже два десятки років після аварії, основну роль відіграють Cs-137, Sr-90 та ізотопи плутонію [1].

Наслідки аварії на Чорнобильській атомній електростанції стали довготривалим фактором радіаційної загрози для населення на значній території. Внаслідок аварії на ЧАЕС забруднено 8,4 млн га сільськогосподарських угідь, зокрема 3,5 млн ріллі, близько 400 тис. га природних кормових угідь та понад 3 млн га лісів. Значно забрудненими на даний час є Житомирська (11439 км²), Київська (9479 км²), Рівненська (9508 км²), Чернігівська (2349 км²), Кіровоградська (2454 км²) області [2].

Найчистішими щодо присутності в ґрунтах радіоцезію є території Запорізької, Херсонської та частини Миколаївської областей, степового Криму на півдні, частини території Сумської та Чернігівської областей – на півночі та

частини західних регіонів країни, включаючи Львівщину, частина Тернопільської, Хмельницької областей [1].

Об'єкти і методи досліджень. Об'єкти досліджень – ґрунти, сільськогосподарська продукція.

Радіологічні дослідження ґрунтів, як основної складової агроценозу, проводилися на стаціонарних ділянках та в процесі виконання програм агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення, а з 1996 року показники щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами є обов'язковими в агрохімічному паспорті поля чи земельної ділянки.

У лабораторних дослідженнях використовували спектрометричні та радіохімічні методи. Визначення активності Cs-137 і Sr-90 в ґрунті проводили за загальноприйнятими методиками: цезію із застосуванням селективного сцинтиляційного радіометра РУГ-91 «Адані»; стронцію – радіохімічним методом на низькофоновому радіометрі УМФ-1500М.

Результати досліджень. Питання радіологічного контролю в природі необхідно розглядати значно ширше, ніж перелік заходів збереження стабільності навколишнього середовища. Сьогодні – це глобальний моніторинг, тобто система спостережень за станом природного середовища і запобігання небезпечних для людини критичних ситуацій. Важливим елементом даної системи є підвищення екологічної освіти населення і його інформованість про стан радіологічної ситуації (радіонуклідної міграції) середовища безпосередньо в зоні проживання.

З цією метою на території Львівської області було закладено двадцять стаціонарних ділянок (по одній в кожному районі області), з яких періодично відбираються зразки ґрунту і рослин та визначається вміст радіонуклідів Cs-137 і Sr-90.

Радіологічна ситуація на сільськогосподарських угіддях стабілізувалась. Поодинокі уточнюючі дослідження проведені на кормових угіддях вказують на незначне зниження щільності забруднення ґрунту Cs-137 і відносну стабільність цього показника відносно Sr-90.

За останні п'ять років не виявлено перевищень допустимих норм за Cs-137 і Sr-90. Вміст радіонуклідів Cs-137 в ґрунтах знаходиться в межах 37-142 пКі/кг, Sr-90 – 17-69 пКі/кг.

Потужність експозиційної дози гама випромінювання на контрольних ділянках області коливається від 7 до 15 мкР/год (ГДР – 30 мкР/год). Дозиметричний контроль проводиться дозиметром СРП 68-01.

Щільність забруднення ґрунтів радіонуклідами Cs-137 та Sr-90 в господарствах та населених пунктах усіх районів Львівської області є доволі однорідною. Так, щільність забруднення Cs-137 знаходиться в межах від 0,01 Кі/км² до 0,05 Кі/км², а Sr-90, відповідно, від 0,01 до 0,02 Кі/км² (табл.1) [3,4].

Таблиця 1 – Щільність забруднення сільськогосподарських угідь Львівської області радіонуклідами цезію і стронцію

Назва угідь	Обстежена площа, тис. га	Площа угідь за щільністю забруднення, Кі/км ²					
		цезієм - 137			стронцієм - 90		
		1 - 5	5 - 15	>15	0,02 – 0,15	0,15 - 3,0	>3
1991 - 1995 рр.							
Рілля	646,1	646,1	-	-	646,1	-	-
Сінокоси і пасовища	31,8	31,8	-	-	31,8	-	-
Всього	677,9	677,9	-	-	677,9	-	-
1996 - 2000 рр.							
Рілля	522,4	522,4	-	-	522,4	-	-
Сінокоси і пасовища	133,7	133,7	-	-	133,7	-	-
Інші	2,7	2,7	-	-	2,7	-	-
Всього	658,8	658,8	-	-	658,8	-	-
2001 - 2005 рр.							
Рілля	550,3	550,3	-	-	550,3	-	-
Сінокоси і пасовища	202,6	202,6	-	-	202,6	-	-
Інші	11,5	11,5	-	-	11,5	-	-
Всього	764,4	764,4	-	-	764,4	-	-
2006 - 2010 рр.							
Рілля	611,2	611,2	-	-	-	-	-
Сінокоси і пасовища	180,9	180,9	-	-	-	-	-
Інші	1,1	1,1	-	-	-	-	-
Всього	793,2	793,2	-	-	-	-	-

Сільськогосподарські угіддя, щільність забруднення яких за Cs-137 більше 15 Кі/км^2 , вилучаються з використання.

Аналізуючи показники радіологічних досліджень в ґрунті при проведенні агрохімічної паспортизації сільськогосподарських угідь, можна зробити висновок, що в цілому зберігається стала динаміка вмісту радіонуклідів Cs-137 у ґрунті.

При проведенні дозиметричного контролю не виявлено рослинницької продукції з рівнем забруднення радіонуклідами вище допустимих норм. Так, рівні забруднення зерна були незначними: по Cs-137 в межах 3-2 і по Sr-90 – 1-8 Бк/кг (ГДР для Cs-137 становить 50, для Sr-90 – 20 Бк/кг).

Результати польових та вегетаційних досліджень спільно з Інститутом землеробства і тваринництва західних регіонів України УААН вказують на високу ефективність використання комплексних гранульованих органо-мінеральних добрив, виготовлених на основі торфу і сапропелю. Внесення їх дозою 1–2 т/га забезпечує високу врожайність сільськогосподарських культур із низьким коефіцієнтом переходу радіонуклідів із ґрунту в рослину.

Внесення вапна з розрахунку 1,5-2 норми за гідролітичною кислотністю у поєднанні з органічними (40-60 т/га) та мінеральними добривами (P_{180} , K_{180}) знижує перехід радіонуклідів у рослинницьку продукцію від 2 до 3 і більше разів. Причиною зменшення надходження радіонуклідів в рослинницьку продукцію є наявність кальцію і калію, які блокують надходження радіонуклідів. Вміст радіонуклідів Cs-137 у рослинницькій продукції на контрольних ділянках коливається від 17 до 98 пКі/кг, Sr-90 від 15 до 50 пКі/кг.

На супіщаних та суглинистих ґрунтах для зменшення забруднення радіонуклідами у сівозміни треба включати багаторічні бобові трави з таким чергуванням культур: 1 - конюшина у сумішці з злаковими травами, 2 - кукурудза на зелений корм і силос, 3 - горох на зерно, або вико-вівсяна сумішка на зелений корм, 4 - ячмінь ярий з підсівом багаторічних трав.

Нагромадження радіонуклідів, у тому числі Cs-137, залежить також від видового складу рослин, а іноді й від сорту. Бобові культури (вика, люпин,

люцерна, конюшина) нагромаджують в середньому в 2-4 рази більше Cs-137, ніж зернові злакові, вирощувані на зелений корм.

Висновки:

1. Результати багаторічних досліджень свідчать про стабільно низький рівень вмісту радіонуклідів у ґрунтах та рослинах, тобто можна стверджувати, що Львівщина не зазнала радіаційного забруднення внаслідок Чорнобильської трагедії.

2. Землі сільськогосподарського призначення придатні для вирощування екологічно чистої продукції, небезпеки забруднення немає.

3. Радіологічний контроль є обов'язковим і буде продовжений у мережі спостережень на моніторингових ділянках.

ЛІТЕРАТУРА

1. Чорнобильська катастрофа: контроль радіоактивного забруднення довкілля [Електронний ресурс] / В.А. Грабовський // Безпека життєдіяльності – 2005. – №3 – Режим доступу до журн.:

http://www.ecotest.ua/old/ua/publication_4.html

2. Ліпкан В.А. Національна безпека України [Електронний ресурс]: навч. посіб. / В.А. Ліпкан / – Режим доступу:

http://pidruchniki.com.ua/00000000/politologiya/natsionalna_bezpeka_ukrayin_i_-_lipkan_va

3. Звіт Львівського центру «Облдержродючість» про проведення проектно-технологічних робіт у 2000 році. – Львів, 2001. – 45 с.

4. Науковий звіт Львівського обласного державного проектно-технологічного центру охорони родючості ґрунтів і якості продукції про проведення проектно-технологічних робіт у 2005 році. – Львів, 2006. – 127 с.

РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ ЛЬВОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А.М. Демчишин, В.М. Вищак

На основании многолетних исследований изложено радиологическое состояние сельскохозяйственных угодий Львовской области и их распределение по плотности загрязнения. Установлено отсутствие радиационного загрязнения почв и растений. Почвы пригодны для выращивания экологически чистой продукции.

RADIOLOGICAL STATUS OF AGRICULTURAL LAND IN LVIV REGION

A. Demchyshyn, V. Vischak

Based on years of research the radiological status of agricultural land in Lviv region and their distribution in the density of pollution were described. Absence of radiation contamination of soils and plants is set. Soils are suitable for cultivation of environmentally friendly products.

УДК 628.19:504.054

ВПЛИВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ НА РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ЗЕМЕЛЬ БУКОВИНИ

М.В. Денисюк, О.О. Старовойтова

*Чернівецький обласний державний проектно-технологічний центр
охорони родючості ґрунтів і якості продукції*

Досліджено вплив аварії на Чорнобильській АЕС на рівень забруднення земель сільськогосподарського призначення Чернівецької області, рівні та локалізація забруднення ґрунтів радіонуклідами цезію та стронцію, вплив властивостей ґрунтів на міграцію радіонуклідів по біологічним ланцюгам та динаміка рівнів забруднення ґрунтів протягом 25 років після аварії.

Створення в середині ХХ сторіччя зброї та поступовий розвиток ядерної енергетики сприяли появі в навколишньому середовищі нових, неіснуючих в природі ізотопів радіоактивних елементів. Їх розповсюдження було обумовлено проведенням ядерних вибухів у відкритій атмосфері у період з 1954 по 1963

роки та аваріями на ряді атомних станцій, а також підприємствах військово-промислового комплексу. Найбільшою техногенною катастрофою минулого століття стала аварія на Чорнобильській АЕС в 1986 році.

І сьогодні через 25 років продовжуються дискусії про її причини, масштаби та шляхи мінімалізації. Ця катастрофа перетворилася не лише в комунальну, оскільки безпосередньо торкнулася близько 8 млн. людей, а й в сільськогосподарську – під значне забруднення потрапили мільйони гектарів земель сільськогосподарського призначення [1].

У перші ж дні після аварії постало питання радіологічної зйомки та уточнення щільності забруднення земель сільськогосподарського призначення радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr . Це було обумовлено тим, що після розпаду радіоактивного йоду та інших коротко- та середньоживучих ізотопів найбільшу небезпеку становить внутрішнє опромінення за умов надходження радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr в організм людини з продуктами харчування.

Свій внесок у вивчення та уточнення радіаційної ситуації на Буковині вніс і Чернівецький центр «Облдержродючість». Радіаційна біда прийшла на Буковину з дощем 1 травня 1986 р. І вже в травні фахівці-радіологи приступили до вивчення радіаційної ситуації в області. Тоді було виявлено зони найбільшого радіаційного забруднення. У 1987-1990 р.р. працювала група районних дозиметристів, які здійснили гамма-зйомку всіх сільськогосподарських угідь області. Найбільші об'єми досліджень по уточненню радіаційної ситуації здійснювали в 1988-1993 р.р., коли щорічно аналізували 350-700 зразків ґрунту на вміст радіоактивного цезію та стронцію. У подальшому фахівці центру приймали участь у роботі за програмами Міністерства з Надзвичайних ситуацій України:

- радіологічне обстеження лук та пасовищ поблизу населених пунктів та в місцях випасу приватної худоби;
- радіологічне обстеження лісових масивів;
- радіоекологічний моніторинг контрольних сільськогосподарських майданчиків на забруднених територіях;

- визначення вмісту радіонуклідів, мікроелементів та токсичних речовин у зразках агробіоценозу.

Роботи з уточнення радіаційної ситуації Чернівецьким центром «Облдержродючість» проводяться й по сьогодні в рамках програми агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення. Станом на 01.01.2011 р. в області налічується 12,9 тис. га радіаційно забруднених земель з щільністю забруднення ^{137}Cs 37-185 кБк/м², що складає 5,3 % всіх обстежених сільськогосподарських угідь області (табл. 1).

Найбільшого забруднення зазнали землі Кіцманського та Заставнівського районів області. Площа забруднених земель Кіцманського району 5,66 тис. га, а Заставнівського 5,08 тис. га, що складає відповідно 25,2 % та 18,2 % від площі сільгоспугідь району. Також забруднені ділянки виявлені у Путильському районі на гірських полонинах на площі 0,7 тис. га, на землях Буковинського інституту агропромислового виробництва та ДП ДГ «Центральне», які розташовані в Садгірському районі м. Чернівці.

До зони радіаційного забруднення, що постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи, віднесені 14 населених пунктів Чернівецької області: до III зони добровільного гарантованого відселення – с. Киселів Кіцманського району, до IV зони посиленого радіаційного контролю 6 населених пунктів Кіцманського району (Шишківці, Южинець, Малятинці, Хлівище, Ставчани, Борівці) та 7 пунктів Заставнівського району (Веренчанка, Кадубівці, Йосипівна, Вимушів, Бабин, Рутка, Звенячин) [2].

Ґрунтовий покрив забруднених земель Кіцманського, Заставнівського та Садгірського районів представлений переважно лучно-чорноземними, опідзоленими чорноземами та темно-сірими ґрунтами, які характеризуються рН 6,3-6,5 (нейтральною реакцією ґрунтового розчину), вмістом гумусу 3,0-4,5 %, високою ємністю поглинання, значною насиченістю ґрунтово-поглинального комплексу двовалентними катіонами Ca^{2+} та Mg^{2+} , важким гранулометричним складом, значним вмістом вторинних глинистих мінералів. Це забезпечує міцне закріплення радіонуклідів у ґрунті і дозволяє отримувати

продукцію рослинництва, яка відповідає санітарно-гігієнічним вимогам ДР-2006 [3]. Ці властивості значно посилюються при проведенні відповідних агротехнічних заходів, вапнуванні підкислених ґрунтів та внесенні органічних та мінеральних добрив.

Таблиця 1 – Щільність забруднення радіонуклідами цезію-137 та стронцію-90 земель сільськогосподарського призначення Чернівецької області (тис. га)

Район	Обстежена площа, тис. га	Щільність забруднення, кБк/ м ²					
		цезієм-137			стронцієм-90		
		менше 37	37-185	185-555	менше 5,55	5,55-111,0	Більше 111,0
Сокирянський	29,03	29,03	-	-	29,03	-	-
Кельменецький	33,17	33,17	-	-	33,17	-	-
Хотинський	22,36	22,36	-	-	22,36	-	-
Новоселицький	37,39	37,39	-	-	37,39	-	-
Заставнівський	27,92	22,84	5,08	-	27,92	-	-
Кіцманський	22,45	16,79	5,66	-	22,45	-	-
Герцаївський	10,23	10,23	-	-	10,23	-	-
Глибоцький	16,57	16,57	-	-	16,57	-	-
Сторожинецький	13,60	13,60	-	-	13,60	-	-
Вижницький	12,72	12,72	-	-	12,72	-	-
Путильський	16,94	16,24	0,70	-	16,94	-	-
м. Чернівці	1,71	0,25	1,46	-	1,71	-	-
Всього по області	244,09	231,19	12,9	-	244,09	-	-

У Путильському районі переважають буроземно-підзолисті та лучно-буроземно-підзолисті ґрунти із слабнокислою реакцією ґрунтового розчину (рН – 5,2-5,3), більш низькою сумою поглинених основ (2,5-3,1 мг-екв/100 г ґрунту) , які характеризуються меншою здатністю до необмінного поглинання радіонуклідів. Однак ці ґрунти використовуються як сіножаті та пасовища, й за результатами досліджень забруднення радіонуклідами кормів, що перевищує допустимі рівні, не виявлено.

Динаміка зміни радіаційного стану земель до Чорнобильської аварії та після неї добре спостерігається при дослідженні постійних контрольних майданчиків. В області закладено 34 контрольних майданчика, які розташовані в усіх районах області і охоплюють усі природноеконімічні зони, найбільш важливі типи ґрунтів та сільськогосподарських угідь. Дослідження на 30

контрольних майданчиках розпочато з 1979 року та проводиться щорічно. Дослідження передбачає визначення потужності експозиційної дози гамма-випромінювання, відбір проб ґрунту та продукції рослинництва та визначення в них активності цезію-137 та стронцію-90. Оскільки всі 30 попередньо закладених майданчиків не потрапили в зону радіаційного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, в 1993-1996 р.р. після проведення робіт по уточненню радіаційної ситуації, було закладено додатково ще 4 майданчика в зоні посиленого радіаційного контролю Кіцманського та Заставнівського районів.

Динаміка змін щільності забруднення контрольних майданчиків у період з 1981 по 2010 роки наведено в таблиці 2.

Як видно з результатів досліджень щільність забруднення ^{137}Cs після аварії у 1986 році значно збільшилася з 0,75-1,18 кБк/м² до 17,0-26,8 кБк/м², а на протязі 25 років поступово знижується внаслідок природного розпаду та міграції радіонуклідів в більш глибокі шари ґрунту. На даний час рівень забруднення радіоцезієм становить 6,2 - 12,9 кБк/м². Найбільші значення щільності забруднення цезієм -137 на землях, розташованих в зоні посиленого радіаційного контролю. Тут щільність забруднення знизилася з 116,5-58,1 кБк/м² в 1993 році до 93,2-25,2 кБк/м² в 2010 році, тобто приблизно у 2 рази.

Рівень забруднення ^{90}Sr різко підвищився у 1986 році, але можливо це відбулося за рахунок свіжих випадів, які містять багато барію. Адже вже в наступному році цей рівень знизився практично до доаварійного значення, та й зараз знаходиться на тих самих значеннях, а деколи й на нижчих. В зоні посиленого радіаційного контролю щільність забруднення стронцієм-90 знизився з 2,9-1,9 кБк/м² в 1993 році до 2,5-1,7 кБк/м² у 2010 році.

Таблиця 2 – Щільність забруднення ґрунтів контрольних майданчиків Чернівецької області радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr за період 1981-2010 р.р.

Район	К-ть ділянок	Роки дослідження					
		1981 - 1985	1986 - 1990	1991 - 1995	1996 - 2000	2001 - 2005	2006 - 2010
Щільність забруднення цезієм-137, кБк/ м ²							
Сокирянський	3	1,03	17,0	10,9	9,7	7,8	7,2
Кельменецький	3	1,06	20,0	12,2	11,5	8,3	7,6
Хотинський	3	0,99	20,4	12,6	10,6	8,1	7,1
Новоселицький	5	0,91	18,7	11,7	9,8	9,0	7,2
Заставнівський	4	0,84	26,8	15,0	11,9	9,6	8,7
Кіцманський	2	0,75	27,4	17,2	12,0	10,1	9,6
Глибоцький	4	0,96	19,3	10,3	9,6	7,7	6,2
Сторожинецький	2	0,79	21,4	13,3	8,7	6,2	5,7
Вижницький	2	1,18	26,8	14,5	11,7	9,5	6,9
Путильський	2	1,13	18,6	16,3	15,1	14,1	12,9
По області	30	0,96	21,6	13,4	11,1	8,9	7,8
Зона радіаційного контролю	4	-	-	97,9	86,7	83,7	71,4
Щільність забруднення стронцієм-90, кБк/ м ²							
Сокирянський	3	1,26	2,23	0,76	0,80	0,75	0,80
Кельменецький	3	1,13	2,56	1,02	0,73	0,85	0,95
Хотинський	3	1,40	2,86	0,73	0,91	0,84	1,02
Новоселицький	5	1,08	1,86	1,02	0,80	0,91	0,95
Заставнівський	4	1,27	2,15	0,94	0,89	1,02	1,10
Кіцманський	2	1,58	1,87	1,12	1,08	1,28	1,08
Глибоцький	4	1,26	1,93	0,93	0,89	0,73	0,80
Сторожинецький	2	1,04	2,27	1,07	0,89	0,70	0,76
Вижницький	2	1,38	2,12	0,76	0,84	0,88	0,89
Путильський	2	1,42	1,97	1,26	0,84	0,80	0,90
По області	30	1,28	2,18	0,96	0,870	0,87	0,93
Зона радіаційного контролю	4	-	-	2,70	2,21	2,38	2,30

Висновки:

1. Територія Чернівецької області зазнала радіаційного забруднення внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Площа забруднених земель складає 5,3 % від загальної площі земель сільськогосподарського призначення.
2. Особливості ґрунтового покриву області дозволяють на забруднених землях отримувати продукцію рослинництва. Що відповідає санітарно-гігієнічним вимогам.

3. Рівні забруднення радіонуклідами цезію-137 та стронцію-90 з плином часу поступово зменшується внаслідок природного розпаду та міграції в більш глибокі шари ґрунту.

ЛІТЕРАТУРА

1. Пристер Б.С., Богданов Г.О. 20 років після аварії на ЧАЕС: проблеми ведення сільського господарства / Вісник аграрної науки – 2006. – № 5 – С. 54-58.
2. Довкілля Буковини: Екологічний паспорт Чернівецької області. – Чернівці: Зелена Буковина, 2007. – 90 с.
3. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продукції харчування та питній воді. Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1.-130 – 2006.

ВЛИЯНИЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ НА РАДИАЦИОННУЮ ОБСТАНОВКУ ЗЕМЕЛЬ БУКОВИНЫ

М.В. Денисюк, О.А. Старовойтова

Исследовано влияние аварии на Чернобыльской АЭС на уровень загрязнения земель сельскохозяйственного назначения Черновицкой области, уровни и локализация загрязнения почв радионуклидами цезия и стронция, влияния свойств почв на миграцию радионуклидов по биологическим цепям и динамика уровней загрязнения почв за 25 лет после аварии.

THE INFLUENCE OF CHERNOBYL CATASTROPHE ON RADIATION CONDITION OF BUCOVINEAN LANDS

M. Denysiuk, O. Starovoytova

The influence of Chernobyl NPP damage on pollution level of agricultural lands of Chernovtsy oblast is investigated, also the levels and localization of soil pollution with radionuclides of cesium and strontium, the influence of soil properties on radionuclide's migration in biological circuits and dynamics of soil pollution in 25 years after the accident.

ОЦІНКА РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ МАЛИНСЬКОЇ СІЛЬСЬКОЇ РАДИ БЕРЕЗНІВСЬКОГО РАЙОНУ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ПОЛІПШЕННЯ

В.І. Долженчук, Г.Д. Крупко

*Рівненський обласний державний проектно-технологічний центр охорони
родючості ґрунтів і якості продукції “Облдержродючість”*

У статті наведені причини і джерела надходження радіонуклідів в організм людей. Встановлена необхідність застосування контрзаходів з метою ліквідації проявів радіаційного забруднення продуктів харчування та приведення об’єктів навколишнього середовища до задовільного стану у відповідності з нормами радіаційної безпеки.

Вступ. Унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС у квітні 1986 року у найбільшій мірі радіонуклідному забрудненню була піддана зона Полісся. Радіонукліди, подібно до багатьох інших забруднювальних речовин, поступово концентруються у харчових ланцюгах і включаються у біологічний кругообіг, через рослинну та тваринну їжу надходять в організм людини і, нагромаджуючись у ньому, спричиняють внутрішнє опромінення [1].

Проживання на забрудненій території можливе і доцільне тільки у тому разі, коли радіаційна ситуація дає змогу вести роботи і виробляти у приватних господарствах продукцію, придатну для необмеженого використання. Розвиток сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях має здійснюватись на основі науково обґрунтованої стратегії, спрямованої на мінімізацію колективних доз опромінення населення України, реабілітацію цих територій, відродження традиційних для них сільськогосподарських культур, оптимізацію ведення сільського господарства [2].

На жаль, ще й досі населенню виділяють для випасання худоби пасовища та сінокоси з високими коефіцієнтами переходу ^{137}Cs у траву. Через

заболоченість, не можна провести меліоративні роботи на багатьох з них, і вони ще на довгий період залишаться критичними.

В умовах приватних фермерських господарств, як правило, не дотримуються рекомендованих технологій утримування ВРХ, продуктивність корів зменшується і все більша частка забрудненого молока використовується для харчування дітей. Дослідження показали, що у 2004-2005 роках у селах Рівненської області 44 % дітей віком до трьох років харчуються вдома.

Передумовою для виконання робіт були результати дозиметричної паспортизації населених пунктів, за якими на території сільської ради спостерігаються перевищення вмісту цезію-137 у молоці та вмісту цього радіонукліду в організмі дітей [3, 4]. Виконання досліджень проводилось згідно договору № 4/08 від 4 серпня 2008 року з Березнівською райдержадміністрацією. Проведення досліджень фінансувалось за рахунок районного бюджету. Технічним завданням цього договору передбачалось:

- вивчення та аналіз радіологічної ситуації та проведених в попередні роки радіологічних досліджень в населених пунктах сільської ради;
- лабораторні дослідження по визначенню вмісту радіонуклідів у ґрунті, рослинницькій продукції, продуктах харчування, кормах;
- розрахунок потреби та обсягів протирадіаційних заходів;
- виготовлення картограм радіоактивного забруднення.

Матеріали та методи досліджень. Територія Малинської сільської ради розташована у північно-західній частині Березнівського району і віднесена до зони посиленого радіоекологічного контролю [5]. Сільська рада налічує три населених пункти – села Малинськ, Малушка, Карачун, у них проживає 2525 чоловік, з них 856 дітей до 17 років.

Рельєф території в основному рівнинний. Мікрорельєф досить розвинений і представлений чергуванням невеликих пагорбів та впадин, знижень у вигляді котловин, заплав, меліоративних каналів, невеличких блюдцеподібних боліт. Ґрунтовий покрив представлений дерново-

підзолистими, дерновими та торфовими ґрунтами з низьким ступенем забезпечення елементами живлення. Саме цей фактор обумовлює низьку продуктивність природних кормових угідь. Клімат – помірно-континентальний, середньорічна температура повітря складає $+6,9^{\circ}\text{C}$. Кількість опадів за рік складає у середньому 630 мм, в посушливі роки вона зменшується до 400 мм. Відносна вологість повітря становить 78-79 %. Сніговий покрив спостерігається з 20 грудня по 5 березня [6].

Відбір проб ґрунту для визначення радіонуклідів цезію та стронцію проводився згідно “Методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження)” [7]. Згідно з цією методикою після встановлення однорідності за гамма-фоном на кожній ділянці вибирався квадрат розміром не менше 10×10 м, відбирались індивідуальні проби ґрунту на глибині орного шару, ретельно змішувались і з них формувалась змішана проба вагою 3 кг.

Відбір проб сіна, картоплі, молока проводився відповідно до “Методики комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження)” [7] безпосередньо в садибах громадян, вміст цезію в організмі яких був найвищий.

Визначення цезію-137 у ґрунті та продукції проводилося методом гамма-спектрометрії згідно інструкції [8]. Визначення проводилось у літрових судинах Марінеллі з часом експозиції 1 година.

Результати та їх обговорення. Програма проведення досліджень радіаційної ситуації на території Малинської сільської ради включала обстеження ґрунтів сінокосів та пасовищ, молока корів приватного сектору, картоплі та сіна. Результати показали, що щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs обстежених ділянок складає 7,4-14,8 кБк/м² (табл. 1).

За умови поліпшення кормових угідь на обстеженій території можливе довготривале виробництво кормів з низьким рівнем забруднення. На таких угіддях також можливо буде отримувати молоко з вмістом цезієм-137 з нижче допустимим рівнем.

Таблиця 1 - Щільність забруднення ґрунтів ^{137}Cs Малинської сільської ради Березнівського району

№ з/п	Місце відбору зразка	Урочище	Площа, га	Координати точки відбору	Щільність забруднення ^{137}Cs , кБк/м ²
село Малинськ					
1.	Поле 19 діл.1(1)	за городком	8,7	51°04'50,94" 26°34'16"	11,1
2.	Поле 19 діл.1(2)	за городком	4,9	51°04'52,3" 26°34'22,2"	11,1
3.	Поле 19 діл.2(1)	за городком	6,8	51°04'49,8" 26°34'17,7"	11,1
4.	Поле 19 діл.2(2)	за городком	9,8	51°04'48,9" 26°34'21,2"	7,4
5.	Поле 5 діл.1	біля Шекеля	7,0	51°06'29,4" 26°34'03,3"	14,8
6.	Поле 5 діл.2	біля Шекеля	14,7	51°06'27,2" 26°33'34,2"	7,4
7.	Поле 7-8 діл.1	біля Шекеля	12,5	51°06'24" 26°34'04,4"	11,1
8.	Поле 7-8 діл.2	біля Шекеля	13,0	51°06'23,3" 26°33'46,1"	14,8
9.	Поле 20 діл.1(1)	біля Бетонярки	3,3	51°05'03,6" 26°34'35,4"	7,4
10.	Поле 20 діл.1(2)	біля Бетонярки	3,3	51°05'05,5" 26°34'37,5"	11,1
село Малушка					
11.	Випас діл.1	біля Андрощучки	6,0	51°09'20,8" 26°36'26,1"	11,1
12.	Випас діл.2	біля Андрощучки	4,1	51°09'20,5" 26°36'20,4"	11,1
13.	Масив 3-4 діл.1	за лісництвом біля шляху	4,3	51°08'39,4" 26°35'25,4"	22,2

Одночасно з відбором проб ґрунту відбирались і проби трави. Вміст радіоцезію в рослинах знаходиться в межах 2-212 Бк/кг. Найвищі рівні забруднення відмічаються в селі Малинськ на полі 5 ділянці 2- 193 Бк/кг та в селі Малушка на випасі біля Андрощучки ділянці 1- 212 Бк/кг (табл. 2).

Спостерігається певна закономірність між вмістом ^{137}Cs у рослинах і молоці корів. Випасання корів на ділянках з найвищим рівнем забруднення рослин може призвести до надмірного забруднення молока ^{137}Cs . Розрахунок прогнозу забруднення молока за типовим для Полісся раціоном годівлі тварин

показав, що очікуваний вміст радіоцезію у молоці може скласти 116-127 Бк/л у літній період та 81 Бк/л взимку при допустимому 100 Бк/л.

Таблиця 2 – Рівні забруднення ^{137}Cs трави з пасовищ

№ з/п	Місце відбору зразка	Урочище	Вміст ^{137}Cs , Бк/кг
село Малинськ			
1.	Поле 19 діл.1(1)	за городком	2,0
2.	Поле 19 діл.1(2)	за городком	2,0
3.	Поле 19 діл.2(1)	за городком	2,0
4.	Поле 19 діл.2(2)	за городком	2,0
5.	Поле 5 діл.1	біля Шекеля	2,0
6.	Поле 5 діл.2	біля Шекеля	193,0
7.	Поле 7-8 діл.1	біля Шекеля	40
8.	Поле 7-8 діл.2	біля Шекеля	2,0
9.	Поле 20 діл.1(1)	біля Бетонярки	2,0
10.	Поле 20 діл.1(2)	біля Бетонярки	2,0
с. Малушка			
11.	Випас діл.1	біля Андрощучки	212,0
12.	Випас діл.2	біля Андрощучки	2,0
13.	Масив 3-4 діл.1	за лісництвом біля шлюзу	2,0

ДР-2006

-

У зимовий період основний вклад у забруднення молока буде вносити сіно. Виходячи з результатів його дослідження, рівні забруднення молока радіоцезієм не будуть перевищувати ДР-2006 [9]. Проте вміст його може наближатись, а за певних умов і перевищувати 100 Бк/л.

Окрім молока у дозу опромінення вносить вклад картопля, як один з основних продуктів харчування. Рівні забруднення цих продуктів харчування на момент відбору проб не можуть призвести до надмірного накопичення радіоцезію в організмі людини. Результати досліджень наведені в таблиці 3.

Результати дослідження картоплі та молока, відібраного на момент проведення робіт, дають підстави стверджувати, що рівні їх забруднення не можуть суттєво вплинути на дозу опромінення населення. Технологія вирощування картоплі цілком забезпечує низький рівень забруднення радіоцезієм. Що стосується виробництва молока, то, незважаючи на низькі рівні

забруднення основної кількості проб, існує певна ймовірність виробництва його з вмістом радіоцезію понад допустимі рівні.

Таблиця 3 - Рівні забруднення цезієм-137 сіна, молока та картоплі

Прізвище, ім'я, по батькові	Місце сінокосіння	Вміст ¹³⁷ Cs, Бк/кг/л		
		сіно	молоко	картопля
село Малинськ				
Бабак М.М	за Кирильчуком	2	9	2
Іванюк М.П.	с. Кузьмівка, паї	2	2	2
Андрошук С.П.	за Кирильчуком, до с.Поляни	2	2	2
Никончук Ю.М.	між Шкільною і Жовтневою вулицями	2	7	2
Котік С.І.	старе лісництво, у пеньках	10	2	2
Кошка Є.Г.	біля Черненка за березняками	91	4	2
Дзюбак П.Г.	на паях Дзюбаків	48	2	2
Сорокіна М.О.	старе лісництво, у пеньках	2	4	2
село Малушка				
Кічан В.Т.		2	2	2
Чмут Т.С.		393	2	2
Сусідко Ю.		2	2	2
Тарасюк Р.М.		2	2	2
Саванчук В.П.		85	13	2
Баєчко О.С.		1010	4	2
ДР-2006		-	100	60

Розрахунок потреби та обсягів протирадіаційних заходів за програмою ReSCA

Кінцевою метою всіх реабілітаційних заходів на радіоактивно забруднених територіях є зниження дози опромінення населення до нормативно визначеної законодавством України (0,5 мЗв/рік). Досвід подолання наслідків Чорнобильської аварії показав, що зниження коефіцієнтів переходу радіонуклідів у ланці трофічного ланцюга “грунт-рослина” дасть найбільший ефект зниження надходження в ланці “продукти харчування-людина”. Конкретна специфіка кожного населеного пункту вносить корективи в систему протирадіаційних заходів для кожної окремо взятої території. До таких специфічних факторів будуть відноситись ґрунтово-кліматичні умови, рельєф території, гідрологічна сітка, рівень підземних вод, залісненість, спосіб ведення

особистого господарства, раціон харчування населення, виробнича діяльність та інше.

Тому для населених пунктів Малинської сільської ради розрахунок проводився виходячи з результатів досліджень, наявності природних кормових угідь, виробництва молока та м'яса, ґрунтового покриття. Доза опромінення населення може складати 0,4 для Малинська та 0,47 мЗв/рік для Малушки. Ці показники перевищують розрахункові за результатами дозиметричної паспортизації в 1,9 та 1,7 рази відповідно [3, 4].

Висновки. Доза опромінення населення розрахована за фактичними показниками щільності забруднення угідь ^{137}Cs , вмістом цього радіонукліду у критичних продуктах харчування та кормах, складає 0,4 мЗв/рік для Малинська та 0,47 для Малушки порівняно з 0,21 та 0,28 мЗв/рік відповідно за даними загальнодержавної паспортизації населених пунктів.

Випасання корів на ділянках з найвищим рівнем забруднення рослин може призвести до надмірного забруднення молока ^{137}Cs . Розрахунок прогнозу забруднення молока за типовим для Полісся раціоном годівлі тварин показав, що очікуваний вміст радіоцезію у молоці може скласти 116-127 Бк/л у літній період та 81 Бк/л взимку при допустимому рівні 100 Бк/л.

Рекомендації. Забруднення молока ^{137}Cs основної маси досліджених проб не перевищує ДР-2006, проте результати багаторічних досліджень свідчать, що з року у рік зустрічаються випадки забруднення молока понад допустимі рівні, або ж наближені до них. Тому необхідно створити чи поліпшити існуючі пасовища та ділянки для сінокосіння з обов'язковим вапнуванням, внесенням мінеральних добрив, висівом 5-ти компонентних травосумішок. Це дозволить довготривалий час отримувати молоко, безпечне для використання.

Рівні забруднення трави з пасовищ та сіна в окремих випадках можуть призвести до надмірного забруднення молока, тому необхідно на цих ділянках провести залуження, або ж використовувати у раціоні годівлі корів комбікорми з радіопротекторними властивостями, не допускати випасання та сінокосіння у лісі та заболочених неугіддях.

Вміст радіоцезію у грибах та лікарській сировині перевищує допустимі рівні, тому слід проводити роз'яснювальну роботу серед населення про обмеження використання грибів без спеціальної кулінарної обробки в їжу та не допускати їх у раціоні харчування дітей.

З метою запобігання надмірного накопичення радіоцезію в організмі дітей необхідно здійснювати постійний радіологічний контроль продуктів харчування (особливо тих, що використовуються для дитячого та дієтичного харчування), кормів, проводити вимірювання ^{137}Cs в організмі дітей і за результатами цих досліджень проводити заходи, що знижують дозу опромінення населення. По можливості проводити оздоровлення дітей, в організмі яких вміст ^{137}Cs перевищує допустимі рівні.

Запровадити використання у дитячому харчуванні продуктів, що містять пектинові речовини чи мають радіопротекторну дію.

ЛІТЕРАТУРА

1. Рідей Н.М., Кічно В.О., Наумовська О.І., Сквірська Д.В. Оцінка радіологічних показників при екологічній паспортизації сільськогосподарських угідь // Агроекологічний журнал. – 2007. – № 4. – С. 35-37.
2. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період / Методичні рекомендації; За заг. редакцією академіка УААН Прістера Б. С. – К.: Атіка-Н, 2007. – 196 с.
3. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004. – К., 2006. – Збірка 10. – С.43-44.
4. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2005-2006 р.р. – К., 2007. – Збірка 11. – С.42-43.

5. Закон України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” із змінами і доповненнями від 27.02.1991 р. за № 791а-ХІІ.

6. Звіт про виконання НДР за темою: “Оцінка радіологічної ситуації на території Малинської сільської ради Березнівського району та шляхи її поліпшення”. – Шубків, 2008. – 24 с.

7. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком території зони відчуження). – К.: Атіка-Н, 2007. – 59 с.

8. Інструкція до приладу СЕГ-01 та АМА-03Ф. – 4 с.

9. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді.: Гігієнічний норматив ГН 6.6.1.1.-130-2006./ Видання офіційне. – К., 2006. – С. 1-18.

ОЦЕНКА РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ НА ТЕРРИТОРИИ МАЛЫНСКОГО СОВЕТА БЕРЕЗНОВСКОГО РАЙОНА И ПУТИ ЕЕ УЛУЧШЕНИЯ

В.И. Долженчук, Г.Д. Крупко

В статье приведены причины и источники поступления радионуклидов в организм людей. Установлена необходимость применения контрметодов с целью ликвидации проявлений радиационного загрязнения продуктов питания и приведение объектов окружающей среды к удовлетворительному состоянию в соответствии с нормами радиационной безопасности.

ESTIMATION OF RADIOLOGICAL SITUATION ON TERRITORIES OF MALINSKOI VILLAGE SOVIET OF BEREZNIVSCOGO DISTRICT AND WAYS OF HER IMPROVING

V. Dolgenschuk, G.Krupko

In the article the reasons and receipt sources of the radionuclides into a man's organism are resulted. The necessity of counter measures application with the purpose of radiation contamination manifestations of food and environment objects

adducting to satisfactory state in accordance with the radiation safety norms, are established.

УДК 658.752:603

СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ В ПОСТРАЖДАЛИХ РАЙОНАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

М.І. Зінчук, к. с.-г. н., доцент, Д.Ф. Луцинська, С.С. Штань

*Волинський обласний державний проектно-технологічний центр охорони
родючості ґрунтів і якості продукції*

*Проаналізовано результати обстежень сільськогосподарських угідь
Волинської області в післяаварійний період з метою уточнення щільності
радіоактивного забруднення (^{137}Cs , ^{90}Sr), вивчено динаміку змін агрохімічних
показників ґрунту та оцінено заходи, спрямовані на зниження коефіцієнтів
переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини.*

Західний слід радіоактивних забруднень, що сформувався внаслідок аварії на ЧАЕС, зачепив північну частину Волинської області, де радіаційного впливу зазнали Маневицький, Любешівський та Камінь-Каширський райони. Загальна площа радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь на початку 90-х років становила 181,4 тис. га, з яких 169,4 тис. га мали щільність забруднення ^{137}Cs до 1,0 Кі/км², 11,9 тис. га – більше 1 Кі/км². Переважна частина цих земель (114,9 тис. га або 63,5 %) була зосереджена у громадському секторі сільськогосподарського виробництва. Особисті підсобні та фермерські господарства провадили господарську діяльність на площі 43,4 тис. га (24,0 %), із них рілля складала 33,1 тис. га.

На території контрольованої зони розміщено 167 населених пунктів, в яких на сьогодні проживає 144,2 тис. населення, серед яких 46 тис. дітей віком до 18 років.

Вивчення радіологічної ситуації на даних територіях показує, що цей регіон відрізняється надзвичайно високим надходженням радіонуклідів у

рослини, що значно ускладнює радіоекологічну ситуацію, яка в свою чергу впливає на медико-біологічний стан людей. Потерпілі райони Волині характеризуються відносно невисокими рівнями забруднення радіонуклідами сільськогосподарських угідь, проте продукція сільськогосподарського виробництва тут часто перевищує допустимі рівні вмісту ^{137}Cs у продуктах харчування.

В умовах області 90-95 % сумарної еквівалентної дози опромінення населення контрольованої зони одержує від споживання забруднених радіонуклідами продуктів харчування: молока, м'яса, картоплі, ягід та грибів [1].

На міграцію радіонуклідів у системі ґрунт-рослина великою мірою впливають властивості ґрунтів. Доведено, що міграційна здатність основних радіонуклідів у системі ґрунт-рослина на легких ґрунтах значно вища, ніж на ґрунтах більш важкого гранулометричного складу. Особливе занепокоєння викликають торфовища, де інтенсивність переходу радіоцезію в рослини в 3-10 разів вища, ніж на мінеральних ґрунтах. Рівні переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, крім типу і гранулометричного складу, великою мірою залежать від вмісту в ньому гумусу, кислотності, забезпеченості фосфором, калієм, кальцієм та рівня господарювання. Залежно від агрохімічних властивостей ґрунту вміст радіонуклідів у рослинах може різнитись у 10-15 разів [2].

Агрохімічне обстеження ґрунтів області, яке проводить Волинський центр "Облдержродючість" через кожних п'ять років (що становить 1 тур), дає змогу відстежувати і прогнозувати зміни основних компонентів родючості ґрунтів (гумус, азот, фосфор, калій, кальцій, магній, мікроелементи) та факторів, що визначають екологічну якість продукції.

Мета роботи – уточнення щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr на основі обстежень сільськогосподарських угідь Волинської області в післяаварійний період, вивчення динаміки зміни агрохімічних показників ґрунту та стан впливу контрзаходів, спрямованих на зниження коефіцієнтів переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини.

Матеріали та методи досліджень. Дана стаття базується на результатах багаторічного агрохімічного моніторингу. Основні аналітичні дослідження проводили з використанням загальноприйнятих методів агрохімічного та гамма-спектрометричного аналізу.

Результати досліджень. У Волинській області в період 1991-1993 рр. було здійснено великомасштабне обстеження сільськогосподарських угідь з метою встановлення щільності забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr .

Як показали результати досліджень щільність забруднення ґрунту цезієм-137, обстежених земель складала: до $1,0 \text{ Ки/км}^2$ - 169446 га; від $1,0$ - $5,0 \text{ Ки/км}^2$ - 11964 га., в т.ч. в Камінь-Каширському районі - 3532 га, Любешівському – 2185 га, Маневицькому – 6247 гектарів. Забруднених земель стронцієм-90 налічувалось 181,47 тис. гектарів. З них з щільністю забруднення до $0,02 \text{ Ки/км}^2$ - 106,04 тис. га; $0,02$ - $0,15 \text{ Ки/км}^2$ – 75,13 тис. га; $0,15$ - $3,0 \text{ Ки/км}^2$ 308 гектарів.

У період 2006-2008 рр. Волинським центром "Облдержродючість" проведено обстеження сільськогосподарських угідь для уточнення щільності забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr у забруднених районах (табл. 1).

Результатами досліджень встановлено, що із обстежених 88682 га, рівні забруднення ^{137}Cs становлять до $0,5 \text{ Ки/км}^2$ – 93,2 % площ (82679 га), $0,5$ - 1 Ки/км^2 – 6,5 % (5774 га) і більше $1,0 \text{ Ки/км}^2$ – 0,3 % (229 га) [3].

Протягом післяаварійного періоду відбулось зменшення площ щільністю забруднення ґрунту більше 1 Ки/км^2 - з 11,9 тис. га на початку 90-х років до 229 га за результатами обстеження 2008 року. Значну роль у цьому відіграли автореабілітаційні процеси, зокрема вітрове та водне перенесення радіонуклідів, біологічне винесення з біомасою рослин, відчужених з певної території. Друга група факторів включає процеси очищення кореневмісного шару ґрунту від радіонуклідів у результаті вертикальної міграції в ґрунтовому профілі за рахунок дифузії і конвективного перенесення з током води. Третю групу складають процеси трансформації форм зв'язку радіонуклідів з ґрунтом, в ході яких зменшується міграційна здатність їх та біологічна доступність рослинам [4].

Таблиця 1 - Результати обстеження ґрунтів по уточненню щільності забруднення (2006-2008 рр.)

№ п/п	Район	Обстежена площа, га	Забруднено радіонуклідами, га				
			¹³⁷ Cs, Кі/км ²			⁹⁰ Sr, Кі/км ²	
			до 0,5	0,5-1,0	1,0-5,0	до 0,02	0,02-0,15
1	Маневицький	33640	28957	4553	130	32432	1208
2	Любешівський	25925	25101	751	73	24265	1660
3	Камінь-Каширський	29117	28621	470	26	28281	836
Разом по забрудненій зоні		88682	82679	5774	229	84978	3704

Результати агрохімічного обстеження земель сільськогосподарського призначення у Волинській області (2006-2010 рр., IX тур) вказують, що досі тривають процеси деградації ґрунтів, погіршується їхній агроекологічний стан, агрофізичні, агрохімічні властивості.

Тривожною є ситуація з одним із важливих показників родючості ґрунтів – гумусом, вміст якого поступово знижується. За результатами IX туру обстеження в ґрунтах постраждалих районів його середньозважений вміст становить 1,59 % (табл. 2).

Таблиця 2 – Агрохімічна характеристика обстежених земель за вмістом гумусу

Назва району	Тур обстеження	Рік обстеження	Обстежена площа, тис. га		Вміст гумусу в %						Середньозважений показник, %	± до попереднього туру, %
					дуже низький	низький	середній	підвищений	високий	дуже високий		
			мінеральні ґрунти	торфові ґрунти	<1,1	1,1-2,0	2,1-3,0	3,1-4,0	4,1-5,0	>5,0		
1	2	3	4	5	6	8	10	10	14	16	18	19
Камінь-Каширський	VIII	2002	27,48	5,62	12,46	14,24	0,78				1,57	-0,03
	IX	2007	18,44	8,41	2,61	14,05	1,76	0,02	0	0	1,63	0,06
Любешівський	VIII	2004	11,01	4,5	1,12	6,08	3,35	0,46			1,62	0,02
	IX	2009	14,81	8,15	2,79	10,36	1,36	0,22	0,08		1,48	-0,14
Маневицький	VIII	2004	24,55	3,47	4,99	14,16	4,88	0,52			1,75	-0,01
	IX	2009	28,51	3,79	7,01	18,93	2,57				1,56	-0,19
По області	VIII	2001-2005	382,94	39,78	56,5	257,5	64,17	4,41	0,35	0	1,60	-0,07
	IX	2006-2010	436,72	54,71	76,7	307,3	49,32	3,16	0,25	0	1,59	-0,01

Серед радіоактивно забруднених районів найбільше падіння вмісту гумусу за період IX туру обстеження зареєстровано у Маневицькому районі - за п'ять років (2004-2009 рр.) цей показник зменшився із 1,75 до 1,56 %.

Починаючи з 1991 р., внесення органічних добрив почало різко зменшуватись, і в останні роки їх кількість у зоні забруднення становить усього 0,8-2,7 т/га, що призвело до зниження вмісту гумусу, від'ємного його щорічного балансу - 3,4 ц/га.

Важливим способом зниження вмісту радіонуклідів у рослинницькій продукції є застосування мінеральних добрив. Саме застосування мінеральних добрив і мікроелементів у радіоактивно забрудненій зоні області є центральною проблемою, оскільки вони є найбільш дієвими факторами у підвищенні врожайності та зниження рівнів накопичення радіонуклідів. Калій калійних добрив є хімічним аналогом і антагоністом ^{137}Cs . Збільшення доз калійних добрив сприяє зменшенню надходження в рослини ^{137}Cs . Фосфор здатний утворювати з стронцієм слабorozчинні сполуки, які не переходять у ґрунтовий розчин, а отже, і в рослини.

Якщо у 1986-1990 рр. середньорічний показник внесення мінеральних добрив на гектар посівної площі зони забруднення становив 237 кг діючої речовини, то в останні роки - усього 20 кг, або в 11,8 разів менше, серед яких 13 кг припадає на азот, 4 кг – фосфор і лише 2,6 кг – калій. Таке незбалансоване співвідношення між NPK негативно впливає на рівень урожайності та радіоекологічну якість сільськогосподарської продукції.

Аналіз динаміки площ ґрунтів за вмістом фосфору та калію показує, що за період 2006-2010 рр. відбулися значні зміни основних показників родючості ґрунтів області. Якщо у 90-х роках, в результаті застосування підвищених норм органічних і мінеральних добрив, середньозважений показник вмісту рухомого фосфору зріс до 162 мг/кг ґрунту, обмінного калію – до 118 мг/кг, то за останній тур (2006-2010 рр.) ці показники знизились відповідно до 119 і 86 мг/кг ґрунту, або 27-30 відсотків.

Як відомо, міграція радіонуклідів із ґрунтового вбирного комплексу до рослини залежить від кислотності ґрунтового розчину. При підвищенні відповідної реакції ґрунтового розчину фіксація радіоізоотопів у ґрунті зменшується і, як наслідок, зростає їх транслокація у рослини.

За результатами ІХ туру обстеження у радіоактивно забрудненій зоні області середньозважений показник рН становить 5,2, а площі кислих ґрунтів зросли з 62,0 до 73,4 відсотків. З обстежених земель 46,7 % сільськогосподарських угідь мають середньо і сильнокислу реакцію ґрунтового розчину. Саме такі ґрунти насамперед потребують вапнування з метою реабілітації. Ефективність цього заходу наведена в таблиці 3.

При проведенні вапнування, в ґрунті відбувається нейтралізація кислотності ґрунтового розчину. У свою чергу це зумовлює значний біологічний ефект, що виявляється у створенні сприятливіших ґрунтових умов для більшості культур, а також одержанні менш забрудненої продукції.

За період 1986-1990 років вапнування кислих ґрунтів в господарствах районів щорічно проводилось на площі 6,1-7,3 тис. гектарів. Всього було провапновано 30,5-36,4 тис. га угідь. Проведення цих заходів сприяло збільшенню вмісту елементів живлення в ґрунтах, зниженню їх кислотності.

Таблиця 3 – Ефективність агрохімічних заходів у зниженні вмісту ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах на радіоактивно забруднених територіях

Захід	Тип ґрунту	Рівень зниження, разів	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Вапнування	дерново-підзолистий сірий, лісовий, торфовий	1,5-4,0 1,5-2,5	1,5-2,5
Внесення підвищених (вдвічі) доз фосфорних та калійних добрив	дерново-підзолистий, сірий лісовий, торфовий	1,5-2,0 1,8	1,2-1,5
Внесення органічних добрив, 40 т/га та більше	дерново-підзолистий, сірий лісовий, торфовий	1,5	1,5-2,0
Спільне внесення вапна, органічних та мінеральних добрив	дерново-підзолистий, сірий лісовий	2,0-5,0	-
Застосування глинистих мінералів (вермикуліт, бентоніт, палигорскіт)	дерново-підзолистий піщаного та супіщаного гранулометричного складу	1,5-2,5	1,5-2,0

Проте, після 1992 року обсяги робіт по вапнуванню, спрямованих на покращення радіаційного стану, значно скоротилися. За 2001-2005 роки провапновано лише 5,4 тис. гектарів, а з 2007 року вапнування взагалі не проводиться (табл. 4).

Окрім складових, що пов'язані з системою ґрунтового живлення, основним дозоутворюючим фактором внутрішнього опромінення населення є молоко. Тому, важливим заходом при розробці контрзаходів є орієнтування на виробництво чистих кормів. А найбільш ефективними методами зменшення радіонуклідного забруднення кормів є підвищення продуктивності травостоїв, що досягається поверхневим та докорінним поліпшенням кормових угідь.

Таблиця 4 - Площі провапнованих сільгоспугідь забрудненої зони за 2003-2009 роки (Програма мінімізації...)

Райони/роки	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
	вапнування, площа, га						
Камінь-Каширський	205	260	145	115	-	-	-
Любешівський	145	120	116	92	-	-	-
Маневицький	150	180	111	101	-	-	-
Всього по забрудненій зоні	500	560	372	308	0	0	0

Поверхнєве поліпшення угідь включає внесення добрив та підсів кормових трав на сінокошах та пасовищах.

Проте, найбільш ефективним заходом, що дозволяє суттєво зменшити забруднення кормів, є докорінне поліпшення угідь, яке передбачає гідротехнічні (осушення, зрошення), культуртехнічні (обробіток ґрунту) та агротехнічні заходи (внесення вапна та добрив, посів травосумішок). Ефективність такого заходу на мінеральних ґрунтах має тривалість післядії до 7 років, а на торф'яних - впродовж 10 років.

Обсяги робіт по залуженню кормових угідь забруднених районів Волинської області відповідно до „Програми мінімізації наслідків...” наведено в таблиці 5. Проте, варто зазначити, що і вони не є достатніми.

Таблиця 5 – Площі залужених сільгоспугідь забрудненої зони за 2003-2009 роки

Райони/роки	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
	залуження, площа, га						
Камінь-Каширський	134	130	63	54	-	20	-
Любешівський	112	120	62	50	-	20	-
Маневицький	145	150	108	96	-	27	-
Всього по забрудненій зоні	391	400	233	200	0	67	0

Аналізуючи дану ситуацію слід відмітити, що за 2003-2006 роки було залужено 1024 га, а за 2007-2009 – лише 67 га, що не сприяє вирішенню даної проблеми постраждалих районів.

Висновки. У післяаварійний період в постраждалих районах рівні радіоактивного забруднення земель сільськогосподарського призначення суттєво знизились. Проте, коефіцієнти переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини залишаються високими, що пов'язано з природними умовами та недостатнім застосуванням елементарних контрзаходів (застосування мінеральних та органічних добрив, вапнування та докорінного поліпшення кормових угідь).

ЛІТЕРАТУРА

1. Мерленко І.М Радіоекологія та можливі наслідки використання енергії атома. – Луцьк, 2009. – 82 с.
2. Голуб С. М. Аналіз радіаційної ситуації до і після аварії на ЧАЕС в контрольованій зоні Волинської області / С М. Голуб, В. С Пикалюк. В. О., А.В. Кузьменко // II Наук. вісн. ВДУ ім. Лесі Українки. - 1999. - С 5-8.
3. Мерленко І.М, Зінчук М.І. Рекомендації для ведення сільськогосподарського виробництва в умовах радіологічного та токсикологічного забруднення у Волинській області. – Луцьк, 2010. – 7 с.
4. Пристер Б. С. Радиоэкологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии¹ на 4.V >С Б. С. І Прісі ер // Агроекологічний журнал. – 2005. – № 3. – С. 13-21.

5. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-2006).

СОВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ РАДИОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ПОСТРАДАВШИХ РАЙОНАХ ВОЛЫНСКОЙ ОБЛАСТИ

М.И.Зинчук, Д. Ф.Луцинская, С.С.Штань

Изучено динамику изменений агрохимических показателей почвы Волынской области в послеаварийный период, проанализированы результаты обследований сельскохозяйственных угодий с целью уточнения плотности радиоактивного загрязнения и оценены меры, направленные на снижение коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в растения.

MODERN TRENDS RADIOLOGICAL SITUATION IN THE AFFECTED DISTRICT OF VOLYN REGION

M. Zinchuk, D.Lutsynska, S. Shtan

The dynamics of changes of soil agrochemical parameters of the Volyn region in the post-accident period, analyzed the results of surveys of agricultural land in order to clarify the density of radioactive contamination and evaluate measures aimed at reducing the transfer factors of radionuclides from soil to plants.

УДК 631.43:539.16:631.95

СУЧАСНИЙ РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН С/Г УГІДЬ ЗОНИ ПОЛІССЯ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ТА ПРОБЛЕМИ ВИРОБНИЦТВА ЕКОЛОГІЧНОБЕЗПЕЧНОЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ

Клименко О. М.¹, Долженчук В. І.², Кирильчук Н. В.²

¹Національний університет водного господарства та природокористування

²Рівненський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції.

Представлені матеріали щодо характеристики радіаційної ситуації сільськогосподарських територій чотирьох районів Рівненської області.

Радіаційна ситуація на забруднених територіях визначалася за показниками щільності забруднення ґрунтів, рівнями забруднення ^{137}Cs сільськогосподарської продукції та значеннями паспортної дози опромінення.

Вступ. Проблема екологічної безпеки сільськогосподарських угідь Рівненської області спричинена довготривалими ефектами аварії на ЧАЕС і представляє реальний та істотний виклик проживанню та добробуту місцевого населення. Раціон харчування населення формується, головним чином за рахунок споживання продукції, яка виробляється на критичних, у радіоекологічному відношенні, ландшафтах. Ще в теперішній час у приватних підсобних господарствах області виробляється сільськогосподарська продукція, в якій вміст радіонуклідів значно перевищує встановлені державні нормативи [1].

Основним завданням роботи є дослідження закономірності вертикальної міграції радіонуклідів, вивчення стану радіологічної ситуації чотирьох досліджуваних районів області – Володимирецького, Дубровицького, Зарічненського, Рокитнівського. Розвиток науково обґрунтованої стратегії, спрямованої на мінімізацію доз опромінення населення, реабілітацію цих територій, відродження традиційних для них сільськогосподарських культур, оптимізацію ведення сільського господарства.

Матеріали та методи. Об'єктами досліджень є процеси надходження радіонукліду ^{137}Cs у рослинницьку та тваринницьку продукцію, міграція радіонукліду в ґрунті, динаміка зміни забрудненості сільськогосподарської продукції.

Для досліджень було використано дані радіологічних обстежень сільськогосподарських угідь Рокитнівського району, матеріали «Загальнодержавної паспортизації населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії» та матеріали звітів Рівненської обласної санепідемстанції за результатами спектрометричного вимірювання радіоізопа ^{137}Cs у молоці індивідуального сектору Рокитнівського району.

Спектрометричне визначення ^{137}Cs проводилося в літрових судинах Марінеллі з часом експозиції 1 година. Визначення ^{137}Cs проводилося методом гама спектрометрії згідно інструкції до приладу та „Методики гама-спектрометричного аналізу зразків агробіоценозу і продукції сільськогосподарського виробництва” [2].

Результати досліджень та їх обговорення. Слід відмітити, що в поліських районах Рівненської області налічується 21,2 тис. га органогенних ґрунтів, що складає 16,2 % від всіх обстежених, з них 30 % зі щільністю забруднення понад 37 кБк/м² (6,4 тис. га), в тому числі більше 185 кБк/м² – 0,04 га. Рівні забруднення ґрунтів радіоцезієм на органогенних ґрунтах вищі порівняно з мінеральними і саме в них відмічаються максимальні значення 166,5-222 кБк/м².

У 1989-1992 рр. було проведено суцільне обстеження забруднених сільськогосподарських угідь Рівненської області, результати якого показали, що площа угідь зі щільністю забруднення ^{137}Cs понад 37 кБк/м² складала 82,85 тис. га (43,11 %) орних земель Поліської зони, або 17,36 % від обстежених по області. Найбільші площі забруднених земель знаходилися в Дубровицькому районі – 83,1 %, Рокитнівському – 79,6, Зарічненському – 62,1, Володимирецькому – 61,5.

Обстеження у 7 – турі (1996-2000 рр.) показує, що площа забруднених земель в Поліській зоні зменшилася до 22,1-10,4 % від обстежених орних земель по області і становить 34,95 тис.га.

У чотирьох забруднених районах (Володимирецькому, Дубровицькому, Зарічненському, Рокитнівському) частка угідь із щільністю забруднення 3,7-37 кБк/м² за даними 8 туру агрохімічного обстеження с/г угідь Рівненської області склала від 47,4 % у Дубровицькому районі до 49,1 % у Рокитнівському, 81,8 % у Зарічненському, 86,34 % у Володимирецькому районах. Доля угідь із щільністю забруднення 37-111 кБк/м² - від 13,66 % у Володимирецькому до 48,7 % у Рокитнівському районі.

На території Рокитнівського району 2,2 % с/г угідь щільність забруднення більше 111 кБк/ м², а на території Дубровицького – 3,3 %.

Кормові угіддя, які використовуються для випасу худоби і заготівлі сіна, відрізняються низькою продуктивністю. Травостій на природних кормових угіддях має переважно злаково-осоковий, злаково-ситниковий, рідше злаково-різнотравний склад. Оскільки використовуються в якості сінокосів угіддя, що знаходяться на перезволожених або підтоплених торфово-болотних ґрунтах, то коефіцієнти переходу ¹³⁷Cs з ґрунту в траву досить високі. На природних кормових угіддях у Рокитнівському районі забруднення травостою складає 110-1700 Бк/кг (с. Дроздинь), що у 3,5-8,5 рази перевищує розрахункові норми для випасання молочних корів. Значна частина господарів с. Єльне заготовляє сіно на зимовий період з рівнем забруднення 600-11000 Бк/кг, згодовує коровам зелену масу травостою в пасовищний період з рівнями забруднення в середньому 240-1114 Бк/кг. (с. Єльне). На території Дубровицького району забруднення ¹³⁷Cs пасовищної рослинності на різних природних та культурних випасах коливається досить суттєво. Якщо на культурних (переважно мінеральних ґрунтах) воно не перевищує 80-200 Бк/кг, то на природних, здебільш торфово-болотних та болотних (органогенних) ґрунтах коливається в межах 1700-6100 Бк/кг.

При використанні багаторічних трав на пасовищах та сіна з луків за вказаних рівнів забруднення радіонуклідами спостерігається значне забруднення молока, яке впродовж усіх років після аварії на ЧАЕС залишається досить високим.

При використанні багаторічних трав на пасовищах та сіна з луків за вказаних рівнів забруднення радіонуклідами спостерігається значне забруднення молока, яке впродовж усіх років після аварії на ЧАЕС залишається досить високим.

За період 1998-2007 рр. середні рівні забруднення молока не перевищують допустимі рівні вмісту ¹³⁷Cs в молоці ДР-2006 у трьох районах, окрім Рокитнівського.

Як видно з рис. 1 найбільш забруднене молоко спостерігається в Рокитнівському та Зарічненському районах. Так, в Рокитнівському районі у 2007 році середній вміст ^{137}Cs в пробах молока перевищує ДР-2006 у 1,77 рази. В Зарічненському районі середній вміст ^{137}Cs у пробах молока досягнув нормативних значень у 2004 році. Дещо краща ситуація у Володимирецькому та Дубровицькому районах, де рівні забруднення молока відповідно ДР-2006 встановилися у 2002 році.

Критичні рівні забруднення молока ^{137}Cs були відмічені в 1999 році у с. Будимля (779 Бк/л), с. Великий Черемель (930 Бк/л) Дубровицького району, у с. Бір (1026 Бк/л), с. Дідівка (821 Бк/л), с. Котира (786 Бк/л), с. Млинок (723 Бк/л), с. Нобель (852 Бк/л), с. Серники (873 Бк/л) Зарічненського району, у с. Вежиця (955 Бк/л) Рокитнівського району [3-5].

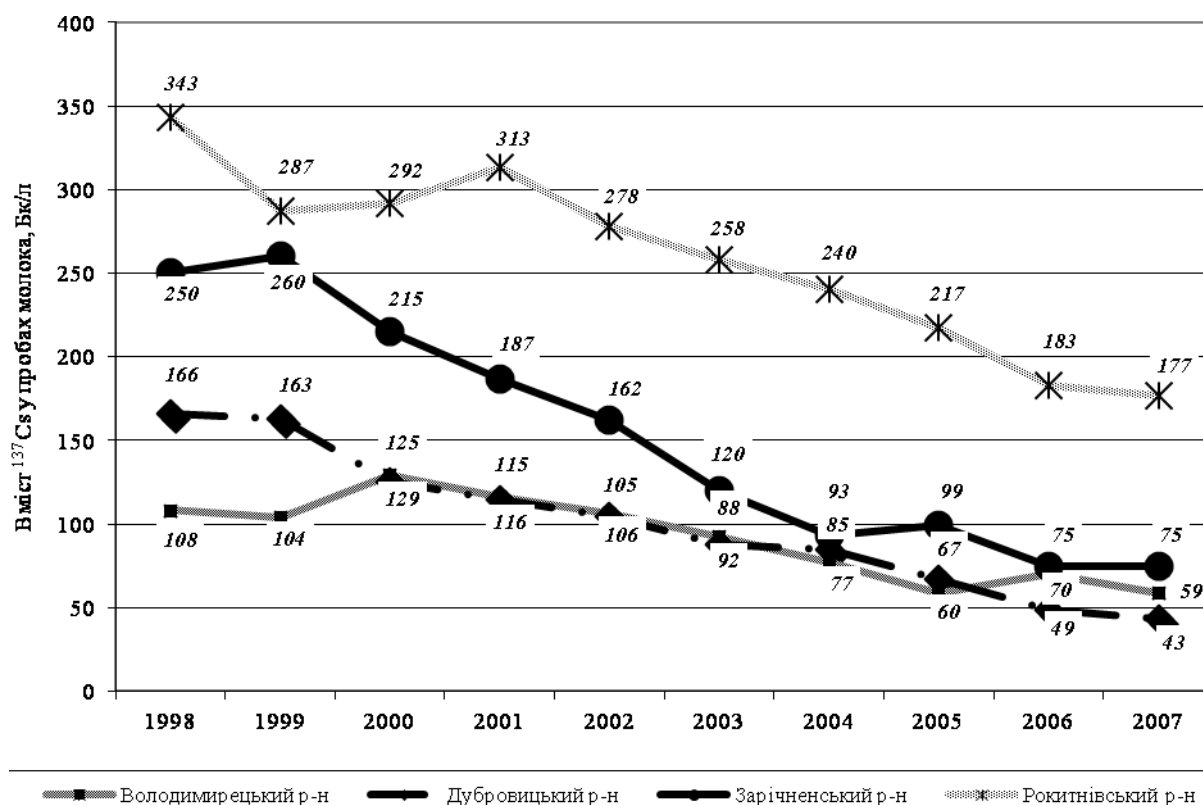


Рисунок 1 – Динаміка зміни середнього вмісту ^{137}Cs в пробах молока.

Дещо нижчі рівні забруднення молока зафіксовані у с. Журавлине (259 Бк/л), с. Городок (278 Бк/л), с. Мульчиці (282 Бк/л) Володимирецького району, проте ці показники перевищують ДР-2006.

У 2007 році перевищення ДР-2006 зафіксовані у населених пунктах Воронківської СР Володириецького району, Великоозерянської СР, Миляцької СР, Перебродівської СР Дубровицького району, Борівської СР, Серницької СР Зарічненського району, Березівської СР, Блажівської СР, Вежицької СР, Глиннівської СР, Старосільської СР, Томашгородської СР Рокитнівського району.

Відомо, що вживання забрудненого ^{137}Cs молока є чинником у формуванні внутрішнього опромінення населення. Проживання та трудова діяльність людей на забруднених радіоактивними ізотопами територіях, без обмежень за радіаційним фактором, можливо за умови, якщо додаткова доза не перевищуватиме рівня опромінення 1,0 мЗв/рік.

Найкритичнішим з чотирьох досліджених районів за рівнем паспортної дози є Рокитнівський район, де у 2006 році рівень паспортної дози опромінення по району становив 1,45 мЗв/рік (рис. 2). У с. Вежиця паспортна доза опромінення складала 5,5 мЗв/рік.

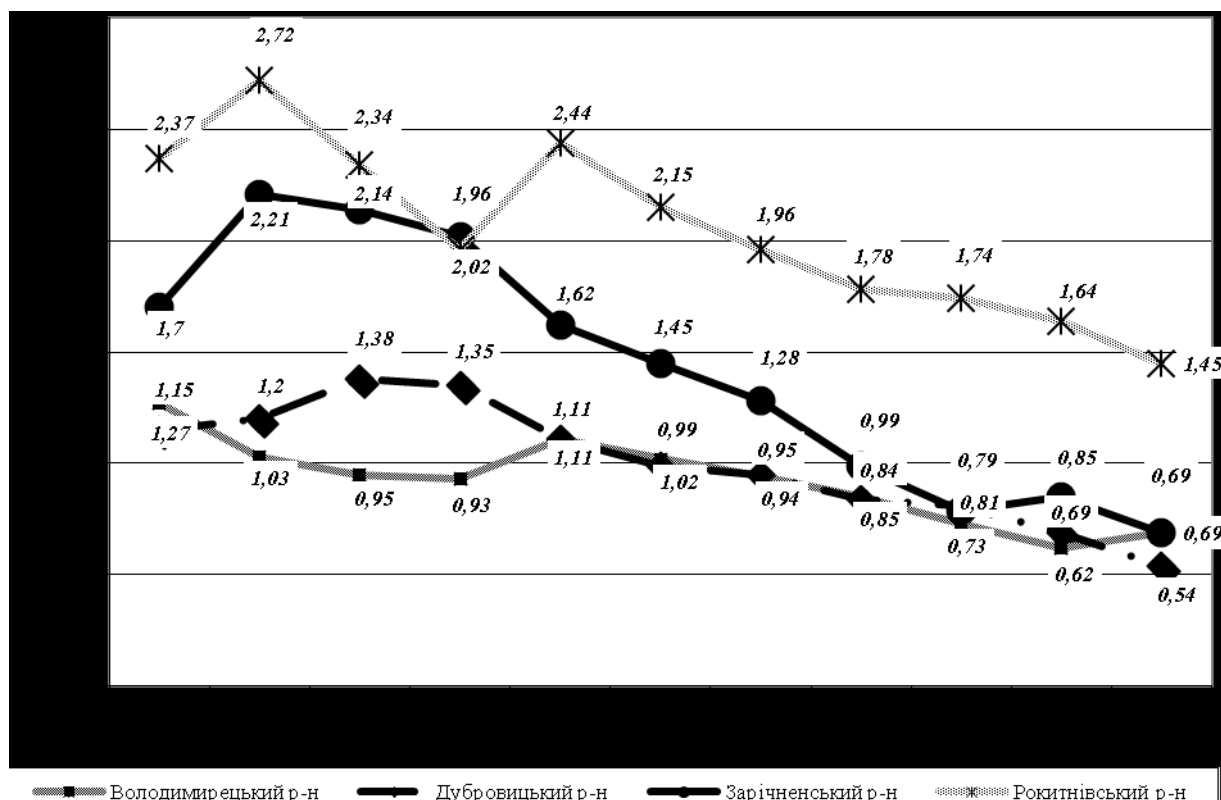


Рисунок 2 – Динаміка зміни паспортної дози опромінення.

Рівень паспортної дози опромінення населення Зарічненського району почав не перевищувати 1мЗв/рік^{-1} починаючи з 2003 року. У 2006 році високі значення були зафіксовані у с. Бір ($3,4\text{ мЗв/рік}^{-1}$), та с.Лисичин ($2,5\text{ мЗв/рік}$).

У цілому по Дубровицькому та Володимирецькому районах рівні паспортної дози не перевищує нормативної починаючи з 2001 і 2002 років відповідно.

В основу аналізу покладені інтервали паспортних доз зазначені у тій частині Закону України № 791а-ХІІ «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [6], де йдеться про дозові критерії віднесення того чи іншого населеного пункту до однієї з чотирьох територіальних зон радіоактивного забруднення. Крім того, додатково введено п'ятий («поза зонний») інтервал паспортних доз (менше $0,5\text{ мЗв/рік}^{-1}$).

У 2006 році спостерігається перерозподіл населених пунктів по дозовим інтервалам відповідно четвертої та третьої зон у порівнянні з 1996 роком: у Володимирецькому, Дубровицькому та Зарічненському районах має місце суттєве зменшення кількості населених пунктів у дозовому інтервалі 3-ої зони за рахунок переходу у дозовий інтервал 4-ої зони; у Володимирецькому районі кількість населених пунктів, що попадають у інтервал 3-ої зони зменшилась у 11 раз, у Дубровицькому – у 7,3 рази, у Зарічненському – у 6,7 рази; у Рокитнівському районі 2 населених пункти із дозового інтервалу 2-ої зони (паспортна річна доза перевищує 5 мЗв) перейшло до інтервалу 3-ої зони. В цілому за чотирма районами кількість населених пунктів, що попадають у інтервал 3-ої зони, зменшилась з 155 у 1996 році до 33 – 2006 (табл. 1).

Висновки:

1. Частка угідь із щільністю забруднення $3,7\text{--}37\text{ кБк/м}^2$ за даними 8 туру агрохімічного обстеження с/г угідь Рівненської області склала від 47,4 % у Дубровицькому районі до 49,1 % у Рокитнівському, 81,8 % у Зарічненському, 86,34 % у Володимирецькому районах.

2. Динаміка вмісту ^{137}Cs в молоці корів корелює з динамікою забруднення рослин. На території досліджуваних районів зафіксовані досить високі показники забруднення травостою, що перевищує розрахункові норми для випасання молочних корів. За період 1998-2007 рр. рівні забруднення молока

Таблиця 1 – Розподіл населених пунктів різних районів Рівненської області, що підлягають дозиметричній паспортизації за дозовим інтервалом згідно результатів загальнодозиметричної паспортизації 2006 року

Район	Усього НП*	Інтервали паспортних доз, мЗв*рік ⁻¹			
		≤0,5	0,5-1	1-5	≥5
1996 рік					
Володимирецький	68	1	12	55	-
Дубровицький	59	2	35	22	-
Зарічненський	52	-	5	47	-
Рокитнівський	39	-	5	31	3
Усього:	218	3	57	155	3
2006 рік					
Володимирецький	68	11	52	5	-
Дубровицький	59	39	17	3	-
Зарічненський	52	23	22	7	-
Рокитнівський	39	1	19	18	1
Усього:	218	74	110	33	1

* - Загальна кількість тих населених пунктів у районі, що підлягають загальнодозиметричній паспортизації.

^{137}Cs коливаються у Володимирецькому районі – 108-59 Бк/л, Дубровицькому – 166-43 Бк/л, у Зарічненському – 250-75 Бк/л, у Рокитнівському – 343-177 Бк/л. У 2007 році вміст ^{137}Cs у молоці перевищує ДР-2006.

3. Найкритичнішим з чотирьох досліджених районів за рівнем паспортної дози є Рокитнівський район, де ще у 2006 році рівень паспортної дози опромінення по району становив 1,45 мЗв/рік⁻¹.

4. Найбільші величини коефіцієнту переходу ^{137}Cs спостерігаються для природних та сіяних трав, що вирощуються на дерново-підзолистих піщаних, супіщаних та торфово-болотних ґрунтах. Це є причиною перевищення допустимих рівнів забруднення радіоцезієм сільськогосподарської продукції. Більше того, на сьогодні на радіоактивно забруднених територіях реалізовано

найгірший сценарій ведення сільського господарства. При розпаюванні землі населенню для випасів та сінокосів були виділені угіддя, розміщені в найбільш критичних, з точки зору накопичення радіонуклідів, ландшафтах.

5. Перспектива подальших досліджень полягає у детальному аналізі ситуації та впровадження науково обґрунтованої стратегії, спрямованої на мінімізацію доз опромінення населення, реабілітацію цих територій, відродження традиційних для них сільськогосподарських культур, оптимізацію ведення сільського господарства.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період. Методичні рекомендації / За заг. редакцією академіка УААН Прістера Б.С. – К.: Атіка-Н, 2007. – 196 с.

2. Методика гамма-спектрометричного аналізу зразків агробіоценозу і продукції сільськогосподарського виробництва. – К., 1991.

3. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1998, 1999 та 2000 рр. – К., 2001.

4. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004 рр. – К., 2005.

5. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2005-2006 рр. – К., 2007.

6. Закон України від 27 лютого 1991 р. №791а-ХІІ „Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи”.

**СОВРЕМЕННОЕ РАДИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ ЗОНЫ ПОЛЕСЬЯ РОВЕНСКОЙ
ОБЛАСТИ И ПРОБЛЕМЫ ПРОИЗВОДСТВА ЭКОЛОГО-БЕЗОПАСНОЙ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ**

О.М.Клименко, В.И.Долженчук, Н.В.Кирильчук

Предоставленные материалы относительно характеристики радиационной ситуации сельскохозяйственных территорий 4 – районов Ровенской области. Радиационная ситуация на загрязнённых территориях определялась за показателями плотности загрязнения почв, уровнем загрязнения сельскохозяйственной продукции и значением паспортной дозоблучения.

**PRESENT RADIOLOGICAL STATE OF ARABLE SOILS COVER OF
POLISSYA ZONE OF THE RIVNE REGION AND PROBLEMS OF
GROWING OF THE OF ECOLOGICAL SAFETY AGRICULTURAL
PRODUCE**

M. Klimenko, V. Dolzhenchuk, N. Kyrylchuk

Presenting materials of characterizing of radiological situation agricultural areas four regions of the Rivne area. Radiological situation of contaminated areas determination from indexes of compactness contaminated soil, level contaminated agricultural products and indexes of passport dose of radiation.

АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

В.В.Коваль, С.О.Кучерявий, В.О.Наталочка

Полтавський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції «Облдержродючість»

У даній статті проведено огляд і аналіз результатів досліджень визначення рівня забруднення об'єктів довкілля радіонуклідами, пестицидами та важкими металами. Отриманні результати свідчать про незначне нагромадження радіонуклідів та важких металів і відсутність залишкових кількостей пестицидів.

Вступ. В останні роки все більше значення набуває якість сільськогосподарської продукції, яка залежить від багатьох факторів, як людських, так і природних.

Одним з таких факторів є забруднення навколишнього середовища шкідливими речовинами такими, як радіонукліди, важкі метали, залишкові кількості пестицидів.

Забруднення радіонуклідами залежить від багатьох чинників, як природного, так і антропогенного походження. Забруднення ж земель Полтавщини і вирощеної на них продукції залежить від міграції радіонуклідів з інших територій. Така міграція у свій час відбулася після аварії на Чорнобильській АЕС.

Матеріали та методи досліджень. Визначення агроекологічного стану об'єктів довкілля Полтавської області проводилося наступними методами: радіологічний стан – радіохімічним методом «Методические указания по определению содержания стронция-90, цезия-137 в почвах и растениях. М., ЦИНАО, 1985.»; важкі метали – атомно-адсорбційним методом на спектрофотометрі С 115-м1 у пропано-бутановому полум'ї «МУ по определению тяжелых металлов в почвах с/х угодий и продукции

растениеводства». М. 1992»; пестициди – методом тонкошарової хроматографії «Методические указания по определению микро количеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде. Государственная комиссия по химическим средствам борьбы с вредителями, болезнями растений, и сорняками. Тома 1 – 17. М., 1973 – 1990.»

Результати досліджень. У 1985 році, до аварії на Чорнобильській АЕС, забруднення земель Полтавської області цезієм-137 складало $0,025 \text{ Ки/км}^2$ (рис. 1), а у 1986 році (після аварії) – $0,327 \text{ Ки/км}^2$, або в 13 раз більше. Відповідно забруднення стронцієм-90 збільшилося в шість з половиною разів.

Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання ґрунту (рис. 2) Полтавської області у 1986 році збільшилася у 6 разів.

Проте абсолютні цифри забруднення стронцієм-90, цезієм-137, а також гамма-фон, після аварії на Чорнобильській АЕС, на всій території області не перевищували критичних значень. У подальшому забруднення радіонуклідами і загальний гамма-фон зменшився до природних значень. Так у 1986 році гамма-фон складав $61,06 \text{ мкР/год}$, а у 1990 році $14,70 \text{ мкР/год}$. Така ж картина спостерігається з радіонуклідами. Забруднення цезієм-137 у 1986 році складало $0,327 \text{ Ки/км}^2$, а у 1990 році – $0,204 \text{ Ки/км}^2$, по стронцію-90 відповідно $0,153 \text{ Ки/км}^2$ і $0,081 \text{ Ки/км}^2$. У 1995 забруднення ґрунтів Полтавщини стронцієм-90 і цезієм-137 зменшилось відповідно до $0,022 \text{ Ки/км}^2$ і $0,106 \text{ Ки/км}^2$, а гамма-фон становив $14,25 \text{ мкР/год}$.

За результатами досліджень з 1995 по 2010 роки вміст стронцію-90 і цезію-137, а також потужність експозиційної дози гамма-випромінювання суттєво не змінилися, це свідчить про стабільну радіологічну обстановку в Полтавській області.

До токсичних елементів, які забруднюють ґрунти, відносяться солі важких металів. Джерелом забруднення ґрунтів такими солями можуть бути мінеральні, зокрема фосфорні та органічні добрива, пестициди, викиди газів транспортних засобів та інші фактори.

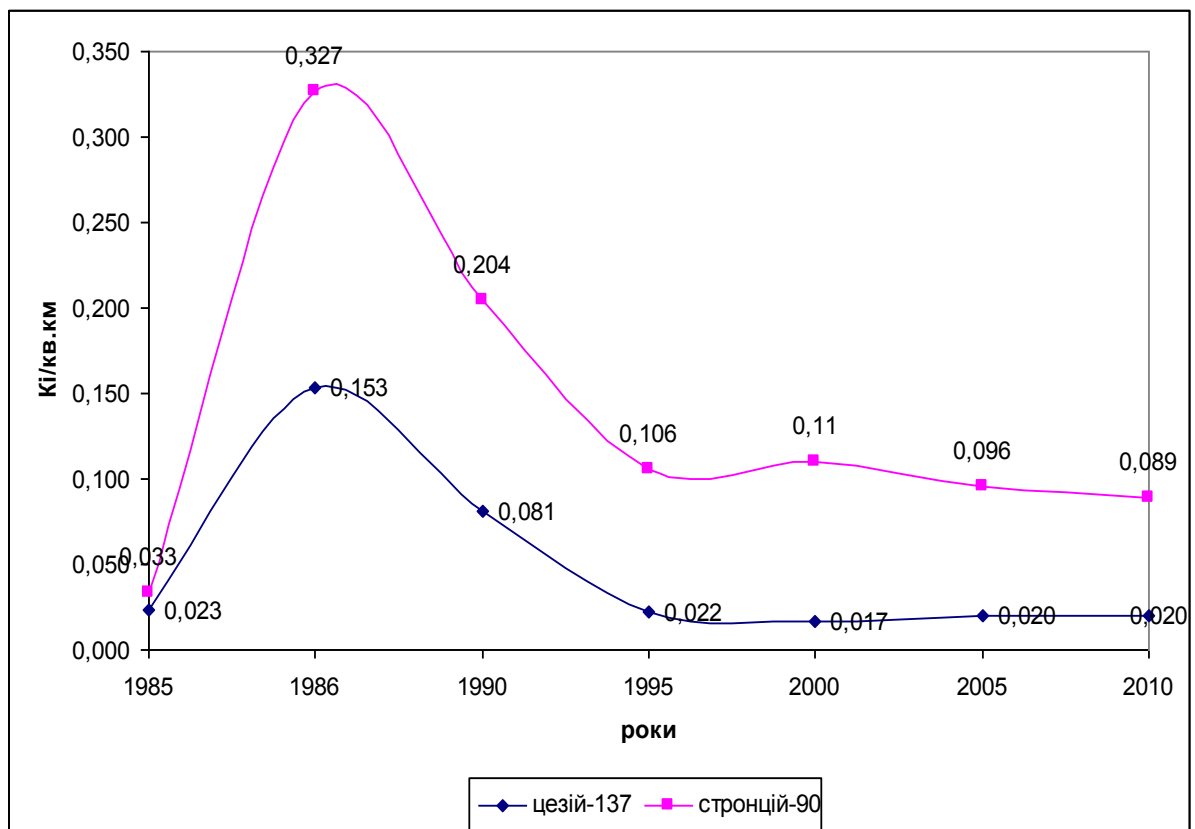


Рисунок 1 – Динаміка забруднення ґрунтів Полтавської області радіонуклідами цезію-137 і стронцію-90 з 1985 по 2010 роки.

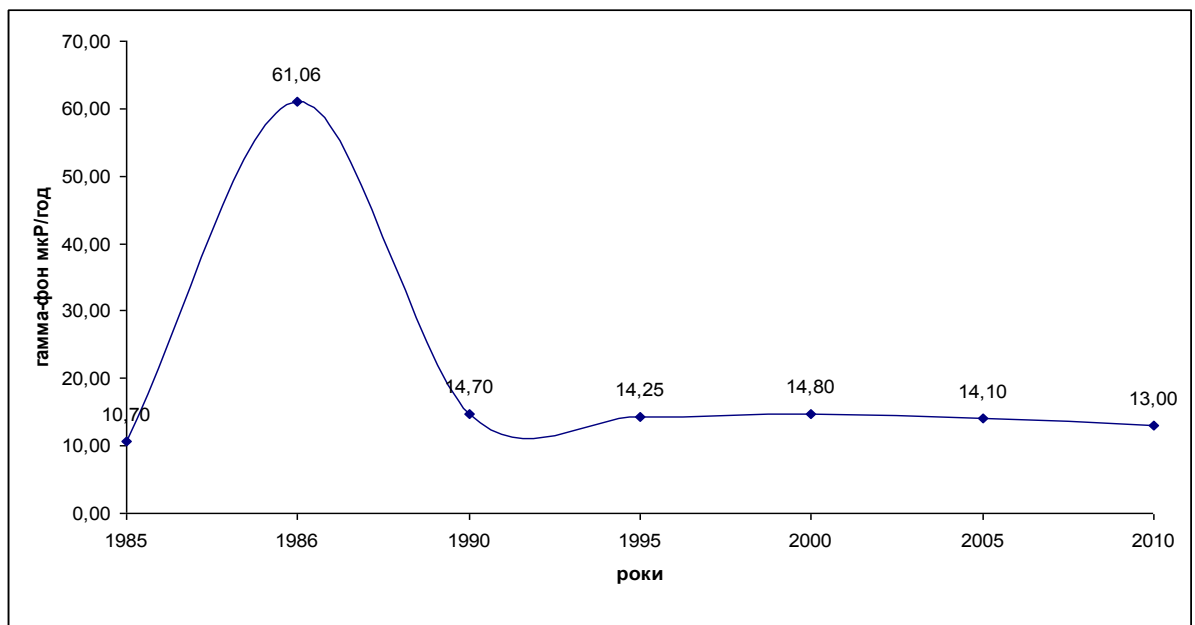


Рисунок 2 – Динаміка потужності експозиційної дози гамма випромінювання ґрунту по Полтавській області за період з 1985 по 2010 роки.

За період досліджень, починаючи з 1988 року, середній вміст у ґрунтах Полтавщини найбільш поширених важких металів, які визначаються, свинцю, кадмію і ртуті, не перевищував гранично допустимих концентрацій (ГДК). Так у 2010 середній вміст свинцю становив 1,50 мг/кг, мінімальний – 0,56 мг/кг і максимальний – 2,07 мг/кг. Проаналізовані рослинні зразки дають можливість встановити, що середній вміст кадмію в ґрунтах становить 0,13 мг/кг, мінімальний – 0,06 мг/кг і максимальний – 0,20 мг/кг. Середньозважений вміст ртуті в ґрунті становить 0,017 мг/кг, мінімальний – 0,01 мг/кг і максимальний – 0,02 мг/кг.

Тривалий час в об'єктах довкілля Полтавської області для оцінки агроекологічного стану визначалися залишкові кількості пестицидів у ґрунті рослинах та воді, а саме: хлорорганічні пестициди – ДДТ та його метаболіти і ГХЦГ та ізомери, фосфорорганічні пестициди – базудин, дурсбан, метафос, фосфамід, сим-триазинові-атразин і симазин.

Визначення вище названих пестицидів проводилося методом тонкошарової хроматографії. Проведенні лабораторні аналізи показали, що дані об'єкти довкілля умовно не забрудненні залишками пестицидів.

Висновки. Підсумовуючи вище сказане можна зазначити, що до радіонуклідів, важких металів та залишкових кількостей пестицидів землі Полтавщини можна вважати умовно чистими, що дає змогу для виробництва сільгоспвиробниками екологічно чистої сільськогосподарської продукції.

ЛІТЕРАТУРА

1. Беспаятов Г.П., Кротов Ю.А., предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: Справочник. – Л.: Химия, 1985.
2. Методические указания по определению содержания стронция-90 цезия-137 в почвах и растениях. М., ЦИНАО, 1985.
3. Охорона ґрунтів: Навчальний посібник (М. Шикула, О.Ф. Ігнатенко, Л.Р. Петренко, та ін..) – К.: «Знання», 2004 378 с.
4. Программа работ радиологических подразделений Государственной Агрохимической службы на 1978 – 1980 гг. М. ЦИНАО, 1978.

АГРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПОЛТАВСКОЙ ОБЛАСТИ

В.В.Коваль, С.А.Кучерявый, В.А.Наталочка

В данной статье проведен обзор литературы и анализ результатов исследований по определению уровня загрязнения радионуклидами, пестицидами и тяжелыми металлами. Результаты свидетельствуют о незначительном накоплении исследуемых радионуклидов, тяжелых металлов и отсутствие остаточных количеств пестицидов.

AGRARIAN-ECOLOGICAL STATE OF OBJECTS OF ENVIRONMENT OF THE POLTAVA AREA

V. Koval, S. Kucheryaviy, V. Natalochka

The survey and the analysis of the results of investigation for determining the level of pollution of radionuclides and also pesticides and heavy metals are researched in this article. The received results testify about small pile of radionuclides and heavy metals and the absence of reserved amount of pesticides.

УДК 631.438:(546.42+550.42)

ПОСТАВАРІЙНА ДИНАМІКА ^{137}Cs ТА ^{90}Sr В ҐРУНТАХ АГРОЛАНДШАФТІВ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Г.А. Макарова, М.О. Троїцький, Н.М. Протченко, А.В. Зубко

Миколаївський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів та якості продукції

На матеріалах багаторічних натурних спостережень в мережі стаціонарних спостережних майданчиків досліджувалась поставарійна динаміка забруднення ^{137}Cs і ^{90}Sr ґрунтового покриву Миколаївської області. Рівень забруднення ґрунтів радіонуклідами поступово зменшується; швидкість очищення ґрунтів неоднакова у різні строки після аварії. Виявлені відмінності в

швидкості очищення ґрунтів між ^{137}Cs та ^{90}Sr . Малі водозбори яружно-балочної мережі є критичними радіоекологічному відношенні елементами агроландшафтів Північного Причорномор'я, оскільки внаслідок активного вторинного перерозподілу радіонуклідів в них формуються основні дозоутворюючі потоки ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Особливістю радіоактивного забруднення агроландшафтів внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС є нерівномірний характер радіоактивних випадіннь, а внаслідок цього – велика строкатість забруднення ґрунтового покриву [1-3]. Це в свою чергу призвело до того, що визначальним фактором формування радіоекологічної ситуації в поставарійний період стали регіональні відмінності ґрунтово-екологічних умов.

Серед таких регіональних особливостей для Північного Причорномор'я (на прикладі Миколаївської області), на нашу думку слід виділити наступні:

- забруднення території виникло під впливом лише південного сліду [4]; у порівнянні з іншими територіями це забруднення можна охарактеризувати як імпактне (одномоментне);
- найбільш забрудненою виявилась північно-західна частина регіону, яка характеризується складним рельєфом, розвиненою яружно-балочною системою, високою розчленованістю та інтенсивним проявом водно-ерозійних процесів;
- ґрунтовий покрив регіону зазнав впливу інтенсивної та великомасштабної агрохімічної деградації на початку 90-х років XX сторіччя внаслідок практично одночасного припинення застосування мінеральних та органічних добрив, згортання систем науково обґрунтованих сівозмін та протиерозійного захисту [5]; тобто деградаційні процеси стали одним із визначальних факторів впливу на поставарійну міграцію радіонуклідів;
- наявність в регіоні значних масивів зрошуваних земель, більшість яких зрошується дніпровською водою; відтак радіоекологічна ситуація на цих землях в значній мірі визначається міграцією радіонуклідів на водозбірних територіях Дніпра, розташованих за його межами.

Територія Північного Причорномор'я не зазнала масштабного забруднення внаслідок аварії на ЧАЕС [4]. На нашу думку, це визначає дещо специфічні цілі та завдання радіоекологічних досліджень в регіоні.

Метою наших досліджень змін показників забруднення ґрунтового покриву ^{137}Cs і ^{90}Sr є формування бази даних для наступного створення моделі міграції радіонуклідів в агроландшафтах регіону з урахуванням сучасних змін в структурі агропромислового виробництва на фоні масштабного розповсюдження деградаційних процесів. Така модель, в свою чергу, повинна стати інформаційною основою для розробки системи ефективних контрзаходів у випадку потенційної аварії на об'єктах ядерного паливного циклу півдня України. На користь актуальності подібного роду досліджень, на нашу думку, свідчить наявність в нашому регіоні 9 працюючих ядерних енергоблоків ВВЕР-1000 [6].

Матеріали та методи досліджень. Об'єктами дослідження були ґрунти території Миколаївської області. Дослідження проводили під час радіоекологічного моніторингу в мережі стаціонарних спостережних майданчиків (ССМ). Детальний опис мережі стаціонарних майданчиків та методика відбору зразків описані нами раніше [7].

У лабораторних дослідженнях застосовували стандартні гама- та бета-спектрометричні та радіохімічні методи аналізу ґрунтів. Визначення ^{137}Cs в ґрунтах проводили гама-спектрометричним методом на гама-спектрометрі СЕГ-01 АКП зі сцинтиляційним детектором, ^{90}Sr - радіохімічним оксалатним методом за активністю рівноважного дочірнього ізоотопу ^{90}Y (вимірювання препаратів проводили на модернізованому низькофоновому радіометрі УМФ-1500).

Результати досліджень оброблялися стандартними методами варіаційної статистики. (пакет Statistica). Просторову інтерполяцію рівнів забруднення проводили методом лінійного кригінгу (пакет Surfer).

Результати та їх обговорення. Порівняльний аналіз результатів радіоактивного забруднення ґрунтового покриву агроландшафтів

Миколаївської області за результатами агрохімічної паспортизації та моніторингу в мережі, проведений нами в роботі [8], свідчить про високу їх збіжність, тому динаміка вмісту ^{137}Cs і ^{90}Sr в ґрунтах мережі ССМ репрезентує ступінь забруднення ґрунтів області.

Аналіз спостережень за часовою динамікою цих радіонуклідів до та після чорнобильської аварії показує, що середній показник питомої активності ґрунту цезієм-137 після аварії у 1986 році становив 69,2 Бк/кг, це у 10 разів вище від доаварійного рівня (рис. 1, 2).

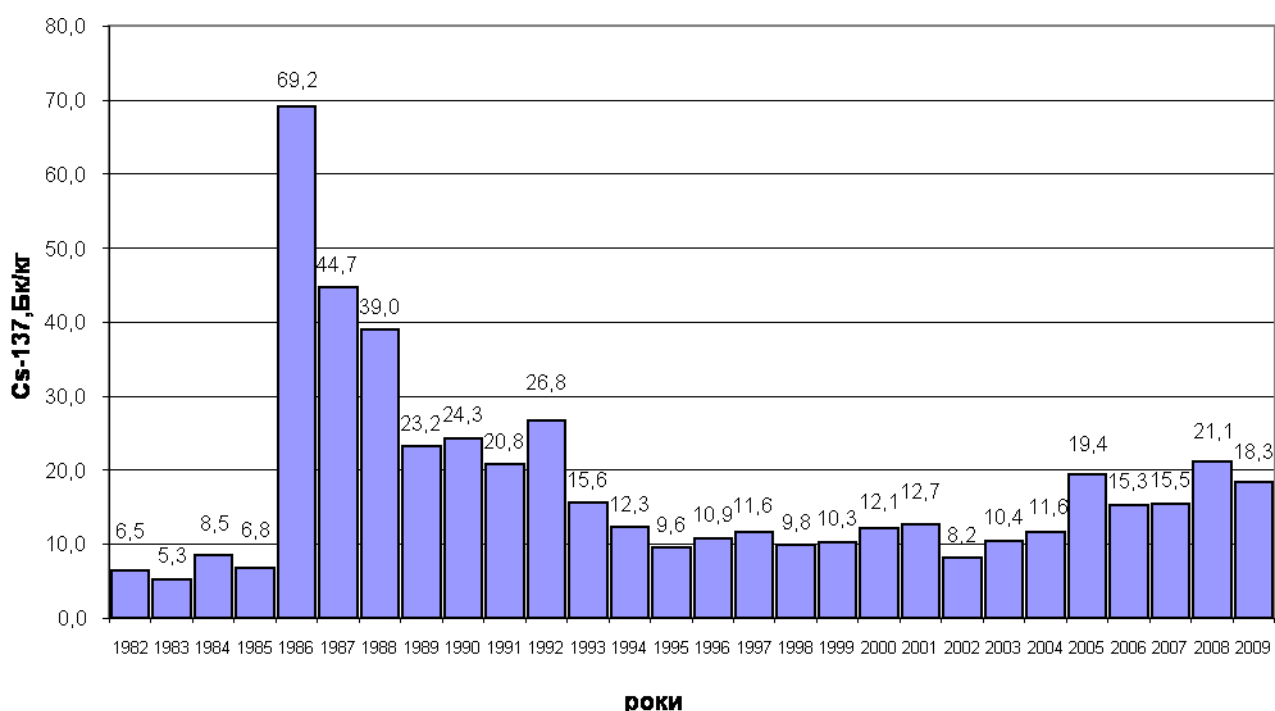


Рисунок 1 – Динаміка середніх показників питомої активності цезію-137 в ґрунтах стаціонарних спостережних майданчиків (1982 - 2009 рр..).

Аналогічні показники для ^{90}Sr становили 24,3 Бк/кг та 5 разів відповідно.

У ранні строки після аварії (1987 – 1992 роки) забруднення ґрунтів області ^{137}Cs швидко знижувалось і в подальшому спостерігається повільне очищення орного шару від цього радіонукліда, швидкість якого практично співпадає із швидкістю радіоактивного розпаду (1,8 % за рік).

Динаміка забруднення ґрунтів ^{90}Sr має свої відмінності: за період 1986 – 1987 рр.. середня питома активність радіонукліду зменшилась майже втричі, а в

подальшому спостерігається рівномірне зменшення активності, швидкість якого також істотно не відрізняється від швидкості радіоактивного розпаду.

У літературних джерелах описані відмінності між механізмами взаємодії ^{137}Cs та ^{90}Sr з ґрунтом: для першого характерна міцна фіксація мінеральною частиною ґрунту по типу ізоморфного заміщення у кристалічних решітках глинистих мінералів, другий взаємодіє з ґрунтовим вбирним комплексом в основному по типу іонного обміну [9]. Ймовірно, що відмінності в характері та швидкості динаміки між ^{137}Cs і ^{90}Sr в ґрунтах Миколаївської області є відображенням описаних відмінностей у фіксації радіонуклідів ґрунтом. У цьому сенсі швидке зниження вмісту в ґрунті ^{90}Sr в ранні строки після аварії може бути наслідком міграції його рухомих форм за межі поверхневого шару ґрунту; більш повільне зниження вмісту ^{137}Cs за цей період може бути наслідком його міцної фіксації глинистими мінералами.

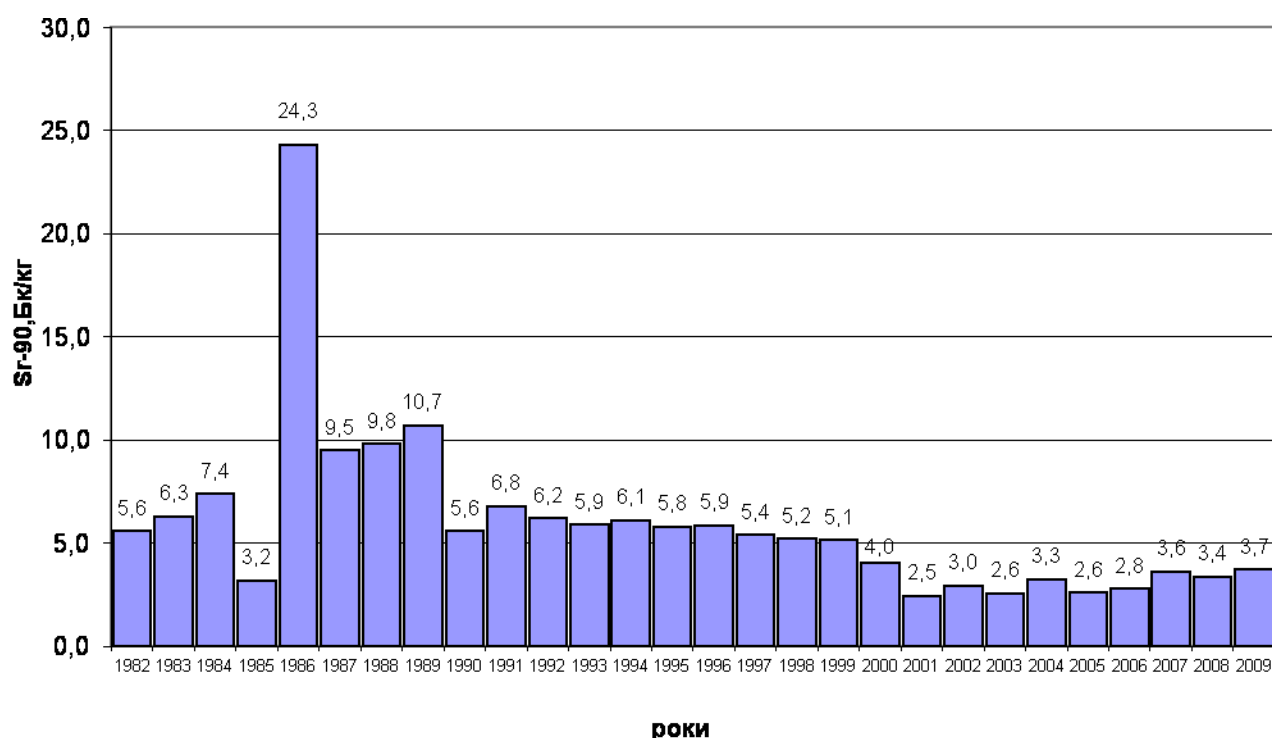


Рисунок 2 – Динаміка середніх показників питомої активності стронцію-90 в ґрунтах стаціонарних спостережних майданчиків.

Аналіз показників варіабельності питомої активності радіонуклідів з часом показує, що значення коефіцієнту варіації питомої активності для двох радіонуклідів зростає у віддалені строки після аварії (від 52 – 67 % в період 1986-1996 рр..до 77-130 % в період 2000 – 2009 рр..). Таке збільшення гетерогенності забруднення може свідчити, що у віддалені строки після аварії зростає роль мікрорегіональних ґрунтово-екологічних відмінностей у формуванні радіонуклідного забруднення степових агроландшафтів [8].

У літературі описано, що горизонтальна міграція ^{137}Cs в елементах ландшафту в пізні строки після атмосферних випадінь відбувається переважно у складі часточок дрібнозему [10]. На цьому ефекті побудовані методи оцінки швидкості водної ерозії за показником вмісту цього радіонукліду в ґрунтах.

У світі такої концепції може отримати пояснення виявлене нами збільшення показників варіабельності вмісту радіонуклідів внаслідок водноерозійних процесів, що, як зазначалось вище, є характерними для північної частини області. Наслідком ерозійної міграції чорнобильських радіонуклідів в умовах розчленованого ерозійно-небезпечного рельєфу може бути концентрування їх на територіях малих водозборів яружно-балочних систем.

У 2006-2008 роках нами були проведені дослідження просторового розподілу чорнобильських радіонуклідів на двох малих балочних водозборах в районах с.Лідіївка Доманівського району та с.Булацелове Арбузинського району [8, 11]. Вони показали, що у порівнянні із вищерозташованими масивами орних земель верхній (0-20 см) шар ґрунту елементів балочного водозбору містить в 1,3 – 1,6 разів більше радіоактивного цезію та у 1,2 – 2,0 разів більше – радіоактивного стронцію (табл. 1).

Аналіз вертикального розподілу ^{137}Cs із розрізів, закладених на майданчиках, показав, що в ґрунті орних земель спостерігається рівномірний розподіл радіонукліду в межах орного шару із поступовим зниженням; на глибині нижче 40 см спостерігаються слідові кількості радіонукліда. Це може

означати, що вертикальна міграція. ^{137}Cs в орних землях відбувається переважно за рахунок механічного переміщення ґрунту під час оранки.

Для схилів балки характерне накопичення чорнобильських радіонуклідів, інтенсивність якого більше залежить від характеру природних рослинних угруповань, ніж напряду від крутизни схилу: щільні куртини бородачу звичайного затримують більше радіонукліда, ніж рівномірно розташований травостій верхньої частини схилу (табл. 2).

Таблиця 1 – Щільність забруднення ^{137}Cs та ^{90}Sr (кБк/м²) ґрунтів геостатистичних майданчиків малого водозбору – балка біля с. Булацелове Арбузинського району Миколаївської області

Розташування та опис майданчику	Щільність забруднення, ^{137}Cs	Щільність забруднення, ^{90}Sr
Майданчик 1, розташований у верхній частина похилого схилу вище за стоком від балки; рілля (зернові)	49,68	2,7
Майданчик 2, верхня (похила) частина схилу правого берега балки; природна рослинність із переважанням ковили волосистої	78,87	3,2
Майданчик 3, середня (стрімка) частина схилу частина схилу правого берега балки; природна рослинність із переважанням бородачу звичайного	65,26	5,4
Майданчик 4, днище балки; природна рослинність – моновидова асоціація пирію повзучого	73,27	4,9

Для днища балки із використанням побудови ізоліній просторового розподілу ^{137}Cs нами було виявлено як накопичення радіонукліду, так і його змив по лінії тальвегу. Лінія тальвегу характеризується мінімальним вмістом ^{137}Cs і розташована ближче до стрімкого правого, ніж до лівого берега балки (табл. 3).

Таблиця 2 – Вертикальний розподіл питомої активності ^{137}Cs (Бк/кг) в ґрунтах геостатистичних майданчиків

Глибина, см	Номери майданчиків			
	1	2	3	4
0-10	157,6	239,0	128,4	397,2
10-20	151,8	117,2	327,4	42,8

20-30	72,6	39,6	108,3	5,6
30-40	7,4	8,4	26,1	4,6

Таким чином, дослідження просторового розподілу ^{137}Cs та ^{90}Sr в межах малих балочних водозборів показали, що на їх територіях спостерігаються активні процеси вторинного перерозподілу чорнобильських радіонуклідів, які проявляються як у їх алювіальному накопиченні, так і змиві до гідрографічної мережі.

Таблиця 3 – Просторовий розподіл питомої активності ^{137}Cs (Бк/кг) в ґрунті геостатистичного майданчика 4

Відстань 2, м	Відстань 1, м			
	0	5	10	15
0	292	60	238	279
5	289	154	280	268
10	273	107	256	280

Примітка: відстань 1 – між вузлами геостатистичної сітки у напрямку правий берег – лівий берег. Відстань 2 – між вузлами сітки у напрямку вершина балки – гирло балки.

Переважає більшість малих водозборів в Миколаївській області використовуються під сіножаті та пасовища. У річищах великих балок часто розміщуються ставки, які використовуються для риборозведення та малого зрошення. Це означає, що яружно-балочні водозбори північно-західної, найбільш забрудненої після аварії на ЧАЕС частини Миколаївської області є критичними елементами агроландшафтів, в межах яких формуються основні дозоутворюючі потоки радіонуклідів. Тому ці території повинні стати головним об'єктом поглиблених радіоекологічних досліджень, включаючи оцінку коефіцієнтів переходу ^{137}Cs та ^{90}Sr із ґрунтів в природну степову рослинність, оцінку потоків радіонуклідів в ланцюгах "ґрунт – кормові трави – молоко(м'ясо)", "ґрунт – вода – ставкова рибна продукція", а також уточнення дозових потоків від зрошуваних агроландшафтів, що проводились у регіону до аварії на ЧАЕС в рамках програм використання води водойм-охолоджувачів АЕС для зрошення [12, 13].

Висновки:

1. Динаміка забруднення агроландшафтів Північного Причорномор'я ^{137}Cs та ^{90}Sr після аварії на ЧАЕС характеризується поступовим зменшенням їх вмісту у ґрунтах за рахунок автореабілітаційних процесів. Швидкість очищення ґрунтів змінюється у різні строки після аварії.
2. Характер динаміки забруднення ґрунтів ^{137}Cs і ^{90}Sr має відмінності, причиною яких є відмінності в механізмах взаємодії досліджуваних радіонуклідів з ґрунтами.
3. Виявлені процеси активного вторинного перерозподілу досліджуваних радіонуклідів в межах малих яружно-балочних водозборів дозволяють віднести ці території до критичних елементів агроландшафтів, де формуються основні дозоутворюючі потоки радіонуклідів у Північному Причорномор'ї.

ЛІТЕРАТУРА

1. Иванов ЮЛ. Динамика мобильных форм цезия-137 выпавший аварийного выброса ЧАЭС в почвах / Ю.А. Иванов, Н.А. Лощилов, Л.А. Орешнич [и др.] // Проблемы с.-х. радиологии. Сб. науч. тр. - Вып. 2. - К., 1992. - С. 43-56.
2. Пристер Б.С. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растения / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, В.И. Дугинов [и др.] // Проблемы с.-х. радиологии. Сб. науч. тр. — Вып. 2. — К., 1992. -С. 108-117.
3. Кашпаров В А. Оценка и прогнозирование обстановки при радиоактивных авариях с выбросами частиц облучённого ядерного топлива: автореф. дис. на соискание науч. степени д-ра биол. н. Науч. спец. 09.00.08 / ВНИИСХРАЭ. - Обнинск, 2000. - 48 с.
4. Чернобыльская катастрофа /гл. ред. В.Г.Барьяхтар. – К.: Наукова думка, 1995. – 559 с.
5. Макарова Г.А. Деградація ґрунтів Миколаївської області: причини виникнення і сучасний стан/ Г.А. Макарова, М.О.Троїцький, М.М. Попова //

Наукові праці: Науково-методичний журнал. – Т. 132. – Вип.119. Екологія. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили. – 2010. – С.74 - 79.

6. Атомні електростанції України [електронний ресурс] – http://www.energoatom.kiev.ua/ua/nuclear_plants/info.

7. Троїцький М.О. Оцінка гетерогенності ґрунтових показників у системі радіоекологічного моніторингу Миколаївської області / М.О.Троїцький, Н.М. Протченко // Наукові праці: Науково-методичний журнал. – Т. 81. – Вип.68. Екологія: сучасний стан родючості ґрунтів та шляхи її збереження. – Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. П. Могили. – 2008. – С.110 - 114.

8. Макарова Г.А.. Удосконалення мережі стаціонарних спостережень за станом ґрунтів Миколаївської області /Г.А. Макарова, М.О.Троїцький, Л.А. Дмитрієва, Н.М. Протченко // Ґрунт – основа життя. Збірник наукових праць, присвячений до Всесвітнього дня ґрунту (5 грудня). Упоряд.: Греков В.О., Дацько Л.В., Жилкін В.А., Майстренко М.І. – К.: Міністерство аграрної політики України, Державний технологічний центр охорони родючості ґрунтів. – 2010. – С. 161 – 164.

9. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф.И. Павлоцкая. — М.: Атомиздат, 1974. — 216 с.

10. Булыгин С.Ю. Скорость эродирования черноземов Донецкой области /С.Ю. Булыгин., Г.А. Можейко, Д.О.Тимченко// Почвоведение, -1992. - №8. - С. 121-128.

11. Троїцький М.О. Оцінка сучасного радіоекологічного стану природних та штучних екосистем Миколаївського регіону / М.О. Троїцький // VII Міжнародні біологічні читання. Збірник наукових праць. Випуск 7[Під ред. С.В. Гетманцева] –Миколаїв: МДУ імені В.О. Сухомлинського. – 2007. – С. 242 – 247.

12. Троицкий М.А. Накопление цезия-137 с/х культурами и почвой при поступлении радионуклидов с поливной водой / М.А.Троицкий, Ю.А. Томилин // Гигиена и санитария. – 1988. – № 4. – с.63- 65.

13. Григор'єва Л.І. Радіоекологічні та радіобіологічні аспекти зрошувального землеробства півдня України: [монографія] /Л.І.Григор'єва, Ю.А.Томілін. – Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2006. – 260 с.

ПОСТАВАРИЙНАЯ ДИНАМИКА ^{137}Cs И ^{90}Sr В ПОЧВАХ АГРОЛАНДШАФТИВ СЕВЕРНОГО ПРИЧЕРНОМОРЬЯ

Г.А.Макарова, М.О.Троїцький, Н.М.Протченко, А.В.Зубко

На материалах многолетних натурных наблюдений в сети стационарных наблюдательных площадок исследовалась поставарийная динамика загрязнения ^{137}Cs и ^{90}Sr грунтового покрова Николаевской области. Уровень загрязнения почв радионуклидами постепенно уменьшается; скорость очистки почв неодинакова в разные сроки после аварии. Обнаруженные отличия в скорости очистки почв между ^{137}Cs и ^{90}Sr . Малые водосборы балочной для яруги сети являются критическими радиоэкологическом отношении элементами агроландшафтив Северного Причерноморья, поскольку в результате активного вторичного перераспределения радионуклидов в них формируются основные дозоутворюючи потоки ^{137}Cs и ^{90}Sr .

A DYNAMICS OF CAESIUM-137 AND STRONTIUM-90 IN AGROLANDSCAPES SOILS BY NORTH BLACKSEA COASTALREGION AFTER CHERNOBUL ACCIDENT

G. Makarova, M. Troitskij, N. Protchenko, A. Zubko

On the basis of long-term field observations in the network of fixed observation sites studied the dynamics of ^{137}Cs and ^{90}Sr contamination of soil of Mykolaiv region after the Chernobul accident. The level of soil contamination with radionuclides is gradually decreasing, rate of soil purification varies in different terms after the accident. The differences in speed between soil purification of ^{137}Cs and ^{90}Sr . Small watersheds or ravine-beam network are critical elements of the landscape regard radioecological northern Black Sea Coastal region as a result of active secondary redistribution of radionuclides in them formed the main dose flows ^{137}Cs and ^{90}Sr .

СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ ПЕРЕДУМОВИ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

О.М. Мартенюк

*Житомирський обласний державний проектно-технологічний центр
охорони родючості ґрунтів та якості продукції*

У статті наведено результати опитування населення зон безумовного (обов'язкового) та гарантованого добровільного відселення Житомирської області, результати експедиційних досліджень. На основі отриманих даних проаналізовано роль окремих соціально-економічних факторів у реабілітації виведених з використання земель.

Вступ. Проблема реабілітації забруднених радіонуклідами територій виявилася однією з найскладніших серед усіх постчорнобильських проблем. Адже під реабілітацією розуміють комплексне відновлення порушених при зміні радіологічної ситуації виробничих, економічних, соціально-психологічних та інших відносин, забезпечення тривалого проживання і праці населення у традиційному режимі [1-2].

Звичайно, основним показником, на основі якого в даному випадку приймаються рішення щодо можливості реабілітації окремих територій, є щільність радіоактивних випадінь [3-4]. Проте радіаційне забруднення спричинило незворотні зміни у багатьох аспектах життєдіяльності, чим обумовлено обов'язковість вирішення питання поліпшення соціально-економічних умов на територіях, що реабілітуються [1, 5]. При цьому зазначимо, що аграрна складова опосередковано визначає практично усі соціально-економічні умови проживання в сільській місцевості [5-6] і саме її розвиток нині детермінує рівень депресивності забруднених територій. Тобто навіть суттєве зниження щільності забруднення ґрунту не дає підстав для

окреслення можливості повної реабілітації територій, що постраждали внаслідок аварії на ЧАЕС.

З огляду на вищевикладене, дана робота мала на меті здійснення аналізу існуючих соціально-економічних та демографічних передумов реабілітації радіаційно забруднених територій Житомирської області.

Відповідно до поставленої мети вирішувалися наступні завдання:

- оцінити трудові ресурси на території зон безумовного (обов'язкового) та гарантованого добровільного відселення Житомирської області;
- охарактеризувати ставлення населення забруднених територій щодо проведення реабілітаційних заходів;
- проаналізувати проблемні соціальні питання на території досліджень та шляхи їх вирішення.

Матеріали та методи досліджень. У роботі використано матеріали власних досліджень, дані державних статистичних спостережень, матеріали радіологічного обстеження зони безумовного (обов'язкового) відселення Овруцького району Житомирської області.

У 2007 році було проведено соціологічне дослідження шляхом вибіркового опитування методом інтерв'ювання населення зон безумовного (обов'язкового) та гарантованого добровільного відселення 6 районів Житомирської області (Ємільчинського, Коростенського, Лугинського, Народицького, Овруцького, Олевського), що зазнали найбільшого радіоактивного забруднення.

В опитуванні прийняли участь 492 респонденти, розподіл яких за віком, статтю, адміністративними районами та іншими показниками в цілому відповідав структурі населення території досліджень. Опитувані були повідомлені про анонімність опитування і виключно узагальнене використання отриманої інформації.

Результати та їх обговорення. За офіційними даними [7] станом на 1.01.2007 року у всіх зонах радіоактивного забруднення в межах Житомирської області проживало 343126 осіб (рис. 1), що на 24,4 % менше чисельності

населення зазначеної території у 1989 році. При цьому варто зазначити, що зменшення чисельності населення в середньому по Житомирській області за аналогічний період склало 14,8 %.

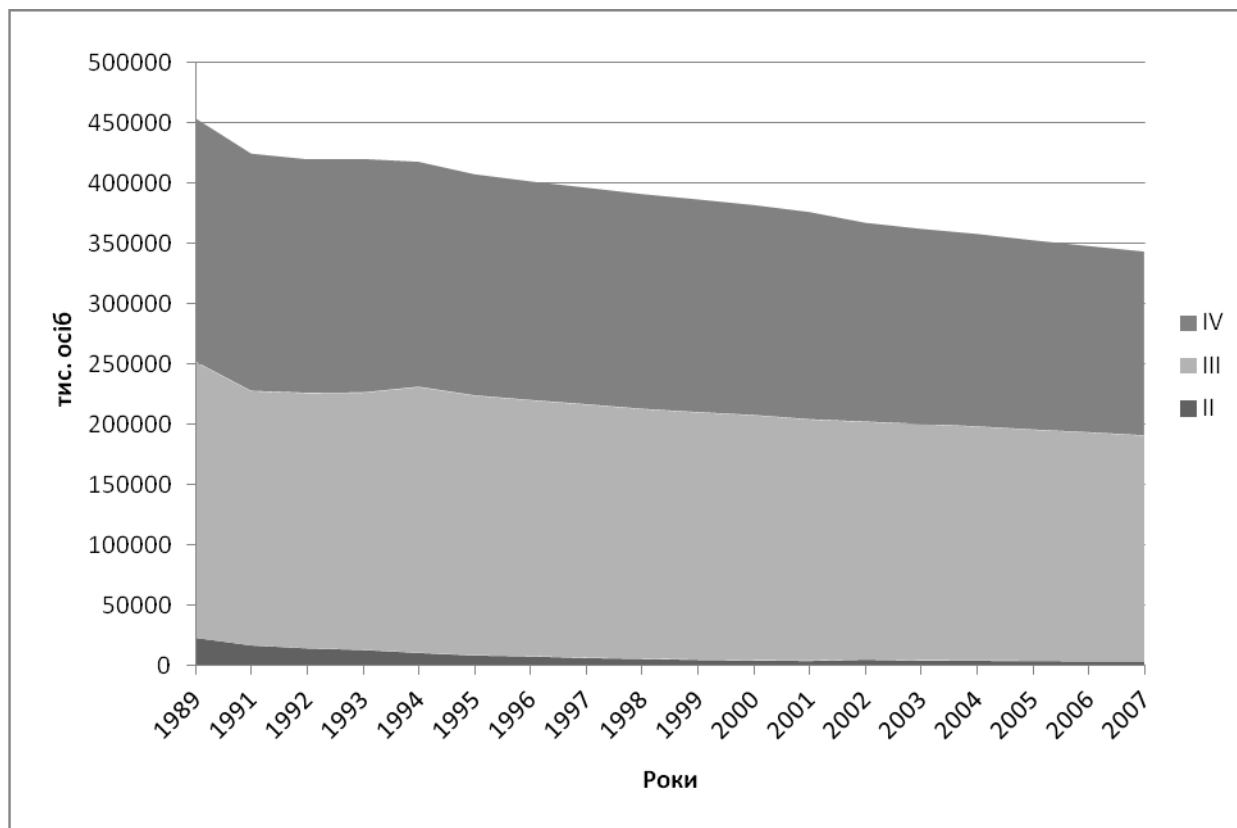


Рисунок 1 – Динаміка чисельності населення радіоактивно забруднених територій Житомирської області за зонами забруднення у 1989-2007 роках.

Аналіз динаміки за зонами радіоактивного забруднення вказує на те, що незважаючи на масштабні переселення постраждалих від аварії, проживало у зоні безумовного (обов'язкового) відселення (II зона) на зазначену дату 3757 осіб, у зоні гарантованого добровільного відселення (III зона) - 187158, з яких частка осіб, які знаходяться у працездатному віці по зазначеним зонам складала 49,5% (або 1860 осіб) та 55,7 %, причому при проведенні нами у зоні забруднення опитування, безробітними (зареєстрованими та незареєстрованими в службі зайнятості) назвали себе 21,5 % респондентів. Разом з тим площа сільськогосподарських угідь у Житомирській області, що були виведені з

користування внаслідок забруднення і в перспективі можуть бути реабілітовані складає 71,9 тис. га [1].

Наведені дані дозволяють зробити висновок про те, що зняття обмежень стосовно проживання і сільськогосподарського виробництва на радіаційно небезпечних землях не вирішує питання відновлення господарського використання зазначених угідь вже внаслідок лімітованої чисельності працездатного населення, яке можна було б залучити до даної діяльності.

Крім того невирішеним залишається і питання права на нерухомість населення II зони, адже формально переселення вже відбулося і жителі даних населених пунктів отримали помешкання в „чистих” регіонах. Щодо будівель в населених пунктах II зони, які жителі все ж таки покинули, то більшість з них нині знаходиться у стані, непридатному до використання. Зокрема, нашими дослідженнями у 19 населених пунктах зони безумовного (обов'язкового) відселення Овруцького району Житомирської області у 2008 році було встановлено, що за візуальною оцінкою у 17 населених пунктах руйнування зазнали більше, ніж 50 % будівель, а у 9 з них зруйновано близько 90 % усіх споруд.

Існує і необхідність у відновленні доріг, упорядкування угідь тощо. Так, за результатами досліджень в Овруцькому районі було отримано наступні дані: з 1174,8 га обстежених угідь II зони, часткове (від 5 до 80 %) самозаліснення угідь відбулося на площі близько 740,1 га (63 %), частина угідь заросла чагарниками, у доброму і задовільному стані знаходиться тільки 106,1 (9 %) та 413,2 га (35,2 %) угідь відповідно. З огляду на це необхідно провести оцінку доцільності повернення в сільськогосподарський обіг кожного окремого поля, ділянки.

Водночас було з'ясовано, що з юридичними обмеженнями занепад сільського господарства пов'язує лише 3,1 % опитаних жителів забруднених територій, ще 17,6 % - з радіоактивним забрудненням середовища, що опосередковано і обумовило цей статус. Переважна ж більшість опитаних (78,7 %) вбачає причини незадовільного стану агропромислового комплексу

регіону в соціально-економічній кризі загальнодержавного рівня, а не зони, що зазнала забруднення. Тому, цілком закономірно, в уяві мешканців забруднених регіонів, відновлення аграрного виробництва є суттєвим важелем у вирішенні комплексу наявних проблем. 70,8 % опитаних вважають пріоритетною для розвитку галуззю сільське господарство, 20,9 % - лісове, 9,6 - переробку сільськогосподарської та лісової продукції. Натомість, позитивне ставлення до рекомендацій міжнародних організацій щодо розвитку промислового виробництва [8] відмічається тільки у 6,1% опитаних.

Аналіз структури сільськогосподарського виробництва дає підстави вважати, що за умов екстенсивного розвитку сільського господарства, особисті підсобні господарства виявилися більш ефективними, ніж колективні. У господарствах населення вирощується 98,9 % усієї картоплі та овочів, 39,0 % зернових, утримується 61,6 % великої рогатої худоби від загального обсягу виробництва по забруднених районах (табл. 1).

Таблиця 1 – Посівні площі картоплі, овочів, зернових культур та поголів'я великої рогатої худоби в радіоактивно забруднених районах Житомирщини у 2010 році

Район	Картопля та овочі, га		Зернові, га		Поголів'я великої рогатої худоби, голів	
	всього	в т.ч. ОПГ	всього	в т.ч. ОПГ	всього	в т.ч. ОПГ
Ємільчинський	3792	3787	11690	5089	12568	8737
Лугинський	1369	1356	4061	1940	5199	3143
Овруцький	3262	3236	7245	2021	16615	7106
Народицький	610	599	3691	747	3394	1984
Олевський	2988	2972	4357	3316	8270	7126
Малинський	1968	1872	5579	1546	4302	3073
Коростенський	2131	2127	7783	2658	8627	5134
Разом, %	100,0	98,9	100,0	39,0	100,0	61,6

Фактори матеріальної доцільності нині є вирішальними у веденні підсобного господарства, а технології виробництва не завжди спрямовані на зменшення рівнів забруднення отриманої продукції і відіграють вторинну роль. Адже утримання однієї або декількох корів для багатьох сільських сімей в зоні забруднення стало основним джерелом прибутків. Так, третина (31,5 %)

опитаних в ході наших досліджень віднесли ОПГ до основних джерел фінансових надходжень своїх сімейних бюджетів.

Серед опитаних вважають себе достатньо обізнаними щодо особливостей ведення підсобного господарства в умовах радіоактивного забруднення лише 21,4 %, ще 16,1 % мають друковані рекомендації. Проте, керуються рекомендаціями лише 19 % опитаних. Водночас, майже третина опитаних (28,6 %) лише чули про існування певних рекомендацій, а 14,9 % взагалі не мають про це жодного уявлення. Зазначимо, що серед останніх двох груп опитаних переважна більшість має вищу та середню спеціальну освіту і багатьма її отримано вже в післяаварійний період. У той же час, система освіти мала б бути ключовою ланкою формування екологічної свідомості, основним джерелом знань для забезпечення безпеки життєдіяльності населення постраждалих регіонів.

При цьому, дотепер залишається невирішеним питання технічного забезпечення агропромислового виробництва в громадському секторі, що відіграє вирішальну роль в його рентабельності. Так, за нашими розрахунками, розцінки на послуги з механізованого збирання зернових, що надаються приватними підприємцями та фізичними особами жителям найбільш постраждалих районів, перевищують собівартість комбайнування зернових (з урахуванням усіх статей витрат) у 4-5 разів. При цьому техніка застаріла, стан її не відповідає жодним вимогам, значна кількість зерна залишається на полі. Затрати ж, понесені населенням тільки на один цей технологічний процес, подекуди перевищують вартість зібраного врожаю.

На даному етапі, на нашу думку, єдиним способом технічного забезпечення виробництва в громадському сегменті АПК може стати створення відповідних безприбуткових організацій (обслуговуючих кооперативів). Метою таких об'єднань має бути надання послуг населенню та господарствам усіх форм власності не тільки виправданих економічно, але й з дотриманням відповідних технологічних вимог.

Аналіз наявних матеріалів дозволяє припустити, що на даному етапі відновлення повноцінного господарського використання радіаційно небезпечних земель з отриманням продукції, забрудненої в межах чинних нормативів, залежить, в більшій мірі, від комплексу необхідних для цього заходів, аніж від природних процесів очищення зазначених територій.

Висновки:

1. За період 1989-2007 рр. значно зменшилася чисельність працездатного населення в зоні радіоактивного забруднення Житомирської області і відновлення використання відчужених земель потребуватиме збільшення забезпеченості даного регіону трудовими ресурсами.

2. Реабілітація радіаційно забруднених земель вимагає проведення їх детального уточнюючого обстеження з метою встановлення існуючих радіологічних, агрохімічних та інших показників і визначення придатності до використання з розробкою відповідних рекомендацій за кожною окремою ділянкою або масивом.

3. Відновлення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях може стати пріоритетним напрямом їх розвитку за умов комплексного поліпшення соціально-економічної ситуації та впровадження сучасних науково-обґрунтованих технологій в агропромисловому комплексі.

ЛІТЕРАТУРА

1. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / [Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та ін.]; за ред. П.П. Надточія. – К.: „Світ”, 2003. – 372 с.

2. Проблемы радиационной реабилитации загрязненных территорий / [Жученко Ю.М., В.С. Аверин, С.К. Фирсакова и др.]; под ред. Г.С. Никифорова. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2004. – 121 с.

3. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє. Національна доповідь України / [Балога В.І., Холоша В.І., Ведін О.М. та ін.] – К.: Атіка, 2006. – 224 с.

4. Рекомендації щодо використання сільськогосподарських угідь населених пунктів, які за радіологічними показниками можуть бути виведені за межі 2-ї зони. – К.: Атіка, 2008. – 108 с.
5. Двадцять років після аварії на ЧАЕС: реалії життя / Малиновський А.С. - Доповідь на п'ятій Міжнародній науковій конференції [„Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в сільському та лісовому господарстві – 20 років після аварії на ЧАЕС”], (18-20 травня 2006 року, м.Житомир). – Житомир: ДАУ, 2006. – 84 с.
6. Барановський М.О. Аграрна складова депресивності сільських територій / М.О.Барановський // Економіка АПК. – 2008. – №6. – С. 140-147.
7. Чисельність населення, яке проживає в зонах радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи на 1 січня 2007 року. Статистичний збірник. Житомир: Головне управління статистики у Житомирській області. – 2007 рік. – 62 с.
8. Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-Economic Impacts and Recommendations to the Government of Belarus, the Russian Federation and Ukraine / The Chernobyl Forum: 2003-2005. Second revised version. D.Kinley III (Editor). Printed by the IAEA in Austria, April 2006. - 57 p.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ПРЕДУСЛОВИЯ РЕАБИЛИТАЦИИ РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЁННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ЖИТОМИРСКОЙ ОБЛАСТИ

А.Н. Мартенюк

В статье приведены результаты опроса населения зон безусловного (обязательного) и гарантированного добровольного отселения Житомирской области, результаты экспедиционных исследований. На основе полученных данных проанализирована роль отдельных социально-экономических факторов в реабилитации выведенных из обращения земель.

SOCIO-ECONOMIC PRECONDITIONS REHABILITATION OF RADIOACTIVELY CONTAMINATED TERRITORIES IN THE ZHYTOMYR REGION

O.M. Martenyuk

The article contains the results of the interview population in zone of radioactive contamination of the Zhytomyr region, results of field research. Analyzed the role of some socio-economic factors in the rehabilitation of lands taken out of use.

УДК 631.438:543.682

РЕЗУЛЬТАТИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ҐРУНТІВ І РОСЛИН У ПОСТАВАРІЙНИЙ ПЕРІОД НА ЛІВОБЕРЕЖНОМУ ПОЛІССІ

А.І. Мельник, К.С.-Г.Н., А.М. Приходько, С.О. Хмарна, С.І. Олійник

Чернігівський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

Висвітлені результати багаторічних радіоекологічних досліджень. За 20 років площі сільськогосподарських угідь, забруднені ^{137}Cs в III зоні, зменшились на 23 %, ^{90}Sr – на 15 %. Вміст ^{137}Cs в сільськогосподарській продукції за 18 років знизився в 1,5-3,8 рази. В придніпровських господарствах спостерігається підвищене забруднення ^{90}Sr зерна і різнотрав'я природних угідь.

Вступ. Основним екологічним наслідком Чорнобильської катастрофи є забруднення ґрунтів і сільськогосподарської продукції довгоживучими біологічно значимими радіонуклідами: ^{137}Cs і ^{90}Sr . Аналіз експериментальних даних, отриманих на різних слідах випадінь викиду ЧАЕС, показав, що динаміка переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини суттєво залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунтів, властивостей радіонуклідів як

радіоізотопів конкретних хімічних елементів та співвідношень різних компонент випадінь на різних слідах викидів [1].

Основою стратегії радіаційного захисту і застосування контрзаходів у сільськогосподарському виробництві є знання джерел, швидкості та інтенсивності міграції радіонуклідів при формуванні дози опромінення людини [2]. До найважливіших показників радіаційного стану при забрудненні навколишнього середовища належить нагромадження радіонуклідів у продукції тваринництва і рослинництва [3]. Інтенсивність їх міграції за трофічним ланцюгом ґрунт-рослина-тварина-людина зумовлена значною мірою трансформацією радіонуклідів у ґрунті залежно від його фізико-хімічних та агрохімічних властивостей, мінералогічного складу і водного режиму [4]. Відмінною особливістю міграції ^{137}Cs у системі ґрунт-рослина є винятково висока мобільність його на торфовищах. На піщаних і супіщаних ґрунтах також спостерігається досить висока міграційна здатність як ^{137}Cs , так і ^{90}Sr . Висока мобільність цезію пояснюється низькою ємністю вбирання дерново-підзолистих піщаних ґрунтів як ґрунтовим вбирним комплексом, так і кристалічною структурою вторинних глинистих мінералів. Висока інтенсивність міграції стронцію зумовлена підвищенням вмістом його водорозчинних і обмінних форм. В орному шарі дерново-підзолистого ґрунту концентрація водорозчинних форм стронцію виявилась у два рази більшою, ніж у перегнійно-аккумулятивному горизонті цілинного ґрунту [5].

Для ґрунтового покриву Лівобережного Полісся характерне переважне поширення саме дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтів, частка яких становить 66 % від загальної обстеженої площі [6]. Ситуація ускладнюється ще й тим, що вже понад 15 років на цих ґрунтах практично не вносились добрива, не проводилось вапнування, фосфоритування, комплексне агрохімічне окультурювання полів. А саме ці заходи посилюють міцність сорбції ^{137}Cs і ^{90}Sr ґрунтовим вбирним комплексом, створюють антагоністичні бар'єри за рахунок хімічних елементів-аналогів щодо надходження радіонуклідів у рослини, зв'язують ^{90}Sr у складі важкорозчинних фосфатних сполук [7, 8].

Метою наших досліджень було вивчення на забруднених угіддях радіоекологічного стану та його динаміки, визначення «критичних» територій та оцінка ефективності контрзаходів на дерново-підзолистих ґрунтах.

Матеріали та методи досліджень. Об'єкти досліджень – ґрунти і сільськогосподарська продукція в господарствах Козелецького, Корюківського, Новгород-Сіверського, Ріпкинського, Семенівського, Сосницького, Чернігівського районів, найзабрудненіших радіонуклідами. Дослідження проводили в процесі радіоекологічного моніторингу, великомасштабного радіологічного обстеження сільськогосподарських угідь, на виробничих посівах і в польових стаціонарних дослідках.

У лабораторних дослідженнях застосовували спектрометричні, радіохімічні та агрохімічні методи, для математичної обробки даних – кореляційний аналіз. Визначення активності ^{137}Cs у ґрунті і рослинах проводили за загальноприйнятою методикою із застосуванням аналізаторів імпульсів АІ-1024-95 та СЕГ-40. Вміст ^{90}Sr у зразках ґрунту визначали радіохімічним методом за його дочірнім елементом розпаду – ітрієм-90 на низькофоновому радіометрі УМФ-2000, в рослинницьких зразках – на універсальному спектрометричному комплексі УСК «Гамма-Плюс».

Результати та їх обговорення. На виконання Постанови Кабінету Міністрів України №106 від 23.07.1991 року «Про організацію виконання законів Української РСР «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» радіоекологічний моніторинг ґрунтів і рослинницької продукції проводився радіологічними підрозділами обласної проектно-вишукувальної станції хімізації сільського господарства (нині центр «Облдержродючість») та її районними дозиметричними пунктами, радіоекологічними постами в найбільш забруднених населених пунктах, лабораторними підрозділами на переробних підприємствах та ринках. Збір, аналіз та узагальнення отриманих даних проводив обласний радіоекологічний

центр НААНУ, організований на базі обласного центру «Облдержродючість». Створений і постійно поновлюваний банк даних радіоекологічних досліджень, який включає більше 200 тис. записів, починаючи з 1986 року дозволив відстежувати динаміку забруднення радіонуклідами ґрунтів і рослин у взаємозв'язку з агрохімічними даними, виявляти тенденції і закономірності цих змін, встановлювати найбільш радіонебезпечні, так звані «критичні» території та рекомендувати і розробляти заходи щодо поліпшення ситуації та зниження радіаційного навантаження на населення.

Наша робота охоплює аналіз радіоекологічного стану починаючи з 1992 року, оскільки в цей час було переобладнано радіологічні підрозділи сучасними уніфікованими приладами.

Проблема протирадіаційного захисту населення нині має вирішуватись перш за все шляхом зниження хронічного опромінення організму людини, яке на 90-95% дози викликане внутрішнім опроміненням [9]. Джерелом опромінення є продукція рослинництва і тваринництва. В останню радіонукліди надходять з продукцією кормовиробництва, основу якої становить також продукція рослинництва. Отже, для забезпечення протирадіаційного захисту людини треба зменшувати нагромадження радіонуклідів, перш за все в продукції рослинництва.

Аналіз динаміки забруднення сільськогосподарської продукції цезієм-137 на найбільш забруднених територіях, який базується на даних радіометрії 480 тисяч зразків, показав, що за 17 років середній рівень вмісту цезію в зерні, картоплі, овочах, молоці і м'ясі в господарствах III зони знизився в 1,5-3,8 раза (табл. 1).

Забруднення окремих видів рослинної складової кормовиробництва (сіна, соломи, силосу) також знизилось, але меншою мірою, в 1,4-1,8 раза. Більше того зелена маса пасовищ в останні роки накопичує ^{137}Cs в 1,3 раза більше, а за середнім показником навіть перевищує контрольний норматив Російської Федерації. За максимальними показниками забруднення всіх видів продукції, крім м'яса, перевищує допустимі і контрольні рівні, інколи в декілька разів.

Серед них і забруднення молока, яке перевищує допустимий рівень вмісту в ньому цезію, встановлений для дитячого харчування – 40 Бк/л.

Усереднені показники, що базуються на великій вибірці даних, об'єктивно висвітлюють динаміку забруднення радіонуклідами продукції, яку в цілому можна визнати задовільною. Проте максимальні показники забруднення в останні роки свідчать про наявність «критичних» територій, на яких і нині отримують забруднену продукцію. Особливу небезпеку становить зелена маса пасовищ, особливо на випасах для приватного сектору, де отримують молоко забруднене в 2 рази вище, ніж у великотоварних господарствах. Можна передбачати, що ситуація, особливо в багатьох конкретних сільських родин, значно складніша, і лише відсутність контролю в останні роки не дозволяє це виявити.

Таблиця 1. Динаміка забруднення сільськогосподарської продукції цезієм-137 в господарствах III зони

Вид продукції	Рівень забруднення, Бк/кг, Бк/л								Допустимий рівень, Бк/кг, Бк/л	
	1992-1995р.р.		1996-2000р.р.		2001-2005р.р.		2006-2009р.р.			
	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.	сер.	макс.	Україна	Росія
Зерно	31	592	23	122	20	213	21	61	50	70
Картопля	40	592	22	106	20	64	20	63	60	120
Овочі	35	592	26	359	20	143	20	178	40	120
Молоко	55	3626	33	370	26	215	16	84	100	100
М'ясо	84	1427	38	515	29	217	22	74	200	160
Сіно	215	6930	204	5235	192	11866	121	2549	х	400
Солома	107	1110	86	910	85	627	78	904	х	400
Силос	50	370	29	141	30	103	32	123	х	80
Зелена маса пасовищ	79	2054	142	2479	137	5033	106	4609	х	100

Примітка. В зв'язку з відсутністю в Україні державних нормативів рівня забруднення цезієм-137 кормів наведені нормативи, чинні в Російській Федерації.

Зберігається підвищений рівень забруднення рослинницької продукції іншим біологічно значимим радіонуклідом – ^{90}Sr , період напіввиведення якого з організму людини становить 50 років (Козлов В.Ф., 1987) [10]. Проте моніторинг вмісту його в сільськогосподарській продукції практично відсутній через складність радіохімічного аналізу, його високу вартість, нестачу сучасних приладів. У той же час наші сигнальні дослідження свідчать про підвищене забруднення стронцієм продукції рослинництва (табл. 2).

Таблиця 2 – Вміст ^{90}Sr в рослинницькій продукції на забруднених територіях III зони

Вид продукції	Обстежено зразків			Рівень забруднення продукції в 2006-2009р.р., Бк/кг		Середній рівень забруднення продукції в 1995-2000 р.р., Бк/кг	Конт-роль-ний рівень, Бк/кг
	всього, шт.	з них з перевищенням допусти-мих рівнів					
		шт.	%	від-до	серед-ній		
Жито озиме	20	1	5	5-22	9	10	20
Овес	15	5	33	10-39	18	X	20
Люпин (зерно)	36	7	19	13-50	21	X	30
Картопля	52	-	-	1-10	2	2	20
Овочі	31	2	6	1-88	9	11	20
Сіно	54	-	-	44-227	142	162	260*
Зелена маса природних угідь	1309	348	27	1-365	30	39	37*

Примітка. З огляду на відсутність українських нормативів, застосовані нормативи Республіки Білорусь.

Порівняння результатів досліджень вмісту ^{90}Sr в останні роки з періодом 1995-2000 років свідчить про стабільність показників. З огляду на зазначені причини, обсяги аналізів зразків рослинницької продукції незначні, за виключенням зеленої маси природних угідь. Проте й вони вказують на існування проблеми підвищеного забруднення рослинницької продукції ^{90}Sr . Зберігається підвищений вміст радіонукліду в зернових, особливо у вівсі і люпині, в яких перевищення допустимого рівня виявили, відповідно, в 33 і 19 % досліджених зразків. Високе забруднення ^{90}Sr характерне для зеленої маси

різнотрав'я на придніпровських луках, де перевищення контрольного рівня виявлено в 348 зразках (27 % від досліджених).

Починаючи з 1987 року основним шляхом надходження радіонуклідів в трофічні ланцюжки міграції є кореневе засвоєння їх з ґрунту. Повторне радіологічне обстеження сільськогосподарських угідь III зони показало, що площі ґрунтів по районах з вмістом ^{137}Cs вище 37 кБк/м^2 зменшились на 1-7 % (разом на 23 %), ^{90}Sr вище $5,6 \text{ кБк/м}^2$ – на 1-3 % (разом на 15 %) (рис. 1).

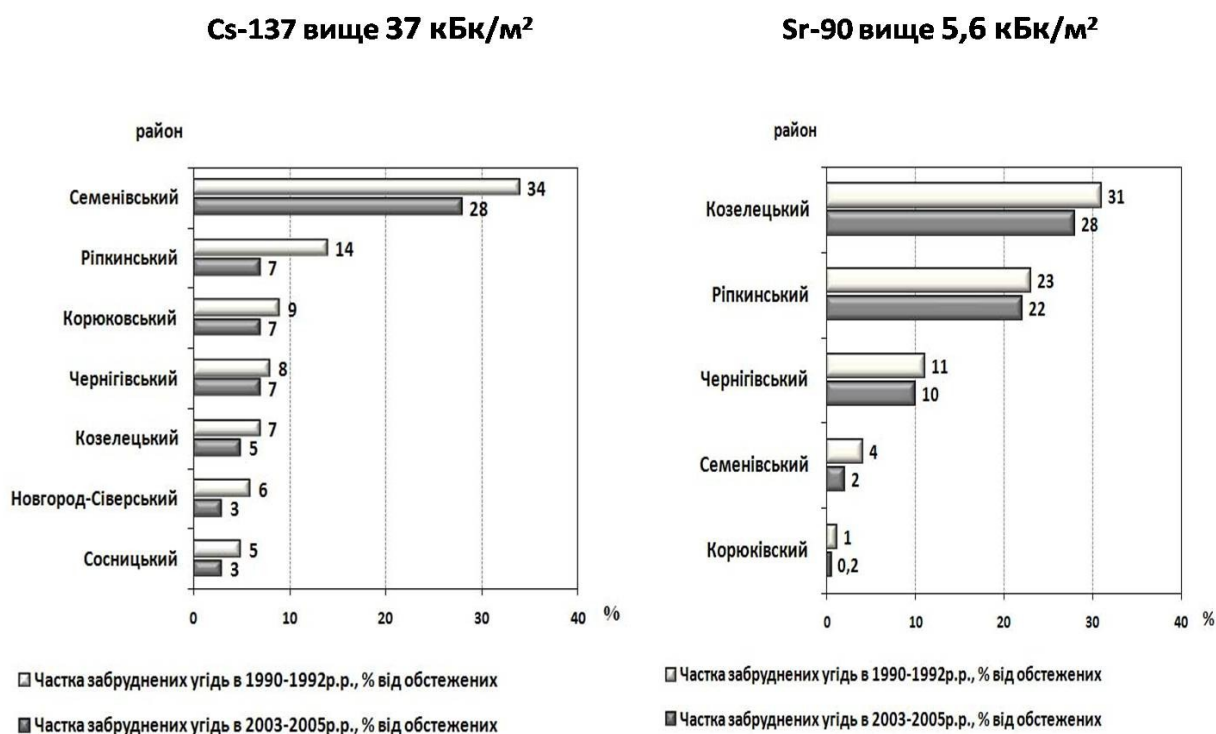
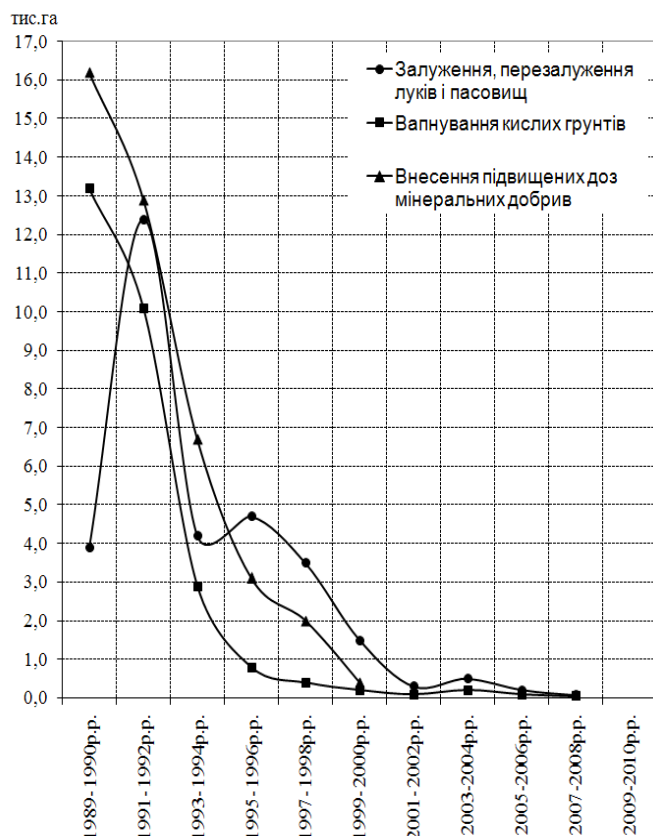


Рисунок 1 – Динаміка площ сільськогосподарських угідь, забруднених ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Загалом зазначена щільність забруднення ґрунту зберігається щодо ^{137}Cs на 45 тис. га, ^{90}Sr – 50 тис. га. Середні показники забруднення ґрунту цезієм зменшились на 28-35 %, що близько від теоретичних значень періоду напіврозпаду цього радіонукліду.

Отже, радіаційна небезпека зберігається. Тим більше, що починаючи з 2001 року обсяги основних протирадіонуклідних заходів різко скоротились, а в останні роки не проводяться зовсім (рис. 2).

На нашу думку, відмова від агрохімічних контрзаходів нині не виправдана, оскільки крім екологічної складової, дуже важлива їх роль і для соціально-економічної реабілітації забруднених регіонів. За даними наших польових дослідів вапнування забезпечує щорічно 26-94 % приросту урожаю сільськогосподарських культур, а дія його на ґрунт спостерігається впродовж 10-12 років. Застосування мінеральних добрив було ще ефективнішим і зумовлювало підвищення врожаїв на 37-168 % [7].



Роки	Залуження, перезалуження луків і пасовищ	Вапнування кислих ґрунтів	Внесення підвищених доз мінеральних добрив
1989- 1990р.р.	3,90	13,20	16,20
1991- 1992р.р.	12,40	10,10	12,90
1993- 1994р.р.	4,20	2,90	6,70
1995- 1996р.р.	4,70	0,80	3,10
1997- 1998р.р.	3,50	0,40	2,00
1999- 2000р.р.	1,50	0,20	0,40
2001- 2002р.р.	0,30	0,10	
2003-2004р.р.	0,50	0,20	
2005-2006р.р.	0,20	0,10	
2007-2008р.р.	0,08	0,05	
2009-2010р.р.			

Рисунок 2 – Динаміка обсягів основних антирадіаційних заходів в господарствах III і IV зон, тис. га.

Висновок. З метою зниження радіаційного навантаження на населення III зони радіоактивного забруднення доцільно відновити в необхідних обсягах проведення контрзаходів на найзабрудненіших територіях, що зумовить виробництво продуктів харчування, що відповідатимуть нормам радіаційної безпеки. Реабілітація забруднених сільськогосподарських угідь слугуватиме основою для ліквідації як екологічних та економічних, так і соціальних наслідків Чорнобильської катастрофи.

ЛІТЕРАТУРА

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження: колективна монографія / [за ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна]. – К.: НАНУ, 2001. – 264 с.
2. Пристер Б.С. Радиоэкологические закономерности динамики радиационной обстановки в сельском хозяйстве Украины после аварии на ЧАЭС / Б.С. Пристер // Агроекологічний журнал. – 2005. - №3. – С. 13-21.
3. Анненков Б.Н. Радиационные аварии и ликвидация их последствий в агросфере / Б.Н. Анненков, А.В. Егоров, Р.Г. Ильязов / Под ред. Б.Н. Анненкова. – Казань, 2004. – 408 с.
4. Богдевич И.М. Роль плодородия почв в поступлении радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию и в снижение дозовых нагрузок на население / И.М. Богдевич // 17 лет после Чернобыля: проблемы и решения: Сб. науч. трудов Международной научно-практической конференции (25 апреля 2003 г.). – Минск, 2003. – С. 109-121.
5. Пристер Б.С. Основные факторы, определяющие поведение радионуклидов в системе почва-растения / Б.С. Пристер, Л.В. Перепелятникова, В.И. Дугинов [и др.] // Проблемы с.-х. радиологии. Сб. науч. тр. – Вып. 2. – К., 1992. – С. 108-111.
6. Радіаційна ситуація на сільськогосподарських угіддях Чернігівської області та заходи щодо зниження її негативної дії / [Б.С. Прістер, М.М. Лазарев, А.І. Мельник та ін.]; за ред. П.П. Надточія. – К.: Аграрна наука, 1998. – 80 с.
7. Мельник А.І. Інтенсивність міграції ^{137}Cs у поставарійний період на сільськогосподарських угіддях Лівобережного Полісся / А.І. Мельник // Агроекологічний журнал. – 2007. – № 3. – С. 27-33.
8. Мельник А.І. Динаміка забруднених ґрунтів і рослинницької продукції ^{90}Sr на Лівобережному Поліссі в поставарійний період / А.І. Мельник // Агроекологічний журнал. – 2010. – № 2. – С. 35-40.
9. Гудков І.М. Антропоцентричний та ексцентричний підходи щодо протирадіаційного захисту фіто- і агроценозів на забруднених радіонуклідами

територіях / І.М. Гудков, В.О. Кашпаров // Агроєкологічний журнал. – 2009. - №4. – С. 5-10.

10. Гудков І.М. Сільськогосподарська радіологія: Навч. посіб. для аграр. вищ. навчальних закл. / І.М. Гудков, М.М. Віннічук. – Житомир: ДАУ, 2003. – 472 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПОЧВ И РАСТЕНИЙ В ПОСТАВАРИЙНЫЙ ПЕРИОД НА ЛЕВОБЕРЕЖНОМ ПОЛЕСЬЕ

А.И.Мельник, А.Н.Приходько, С.А.Хмарная, С.И.Олейник

Освещены результаты многолетних радиоэкологических исследований. За 20 лет площади сельскохозяйственных угодий, загрязненные ^{137}Cs в III зоне, уменьшились на 23%, стронцием-90 – на 15%. Содержание ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции за 18 лет снизилось в 1,5-3,8 раз. В приднепровских хозяйствах наблюдается повышенное загрязнение ^{90}Sr зерна и разнотравья естественных угодий. На «критических» территориях необходимо возобновить проведение высокоэффективных агрохимических контрмер.

RESULTS OF RADIOECOLOGICAL MONITORING SOILS AND PLANTS IN A POST-EMERGENCY PERIOD ON LEFT BANK POLESIE

A.Melnyk, F. Prikhodko, S.Hmarna, S.Oleynik

The results of long term radioecological researches are presented. For 20 years area of agricultural lands, polluted by caesium-137 in III zone, decreased on 23%, by strontium-90 – on 15%. The ^{137}Cs content in agricultural product for 15 years decreased in 1,5-3,8 times. In farms near Dnieper increased pollution of grains and grasses by strontium in natural lands have been observe. On critical territories it is necessary to resume taking high efficiency agrochemical countermeasures.

МЕДИЧНІ ТА СОЦІАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ У ВОЛИНСЬКІЙ ОБЛАСТІ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

І.М. Мерленко¹, к. с.-г. н., В.П. Наумчик², Т.П. Дідковська¹, к. с.-г. н.

¹ Поліська дослідна станція ННЦ "ІГА імені О.Н.Соколовського

² Волинська обласна санітарно-епідеміологічна станція

Після аварії на ЧАЕС погіршився медико-біологічний стан населення Волинської області. Показник дитячої смертності на забруднених територіях більший за аналогічні показники по Волині та Україні. У структурі причин смертності 60 % припадає на хвороби системи кровообігу.

Вступ. Захист населення від наслідків Чорнобильської катастрофи базується на трьох напрямках: протирадіаційному, соціальному і медичному. Протирадіаційний ґрунтується на встановленні рівнів радіоактивного забруднення і дозових меж, проведенні різноманітних контрзаходів, спрямованих на зменшення опромінення; соціальний – на встановленні та наданні пільг та компенсацій; медичний – на проведенні щорічних медичних оглядів, лікуванні, оздоровленні і реабілітації, аналізу та оцінці здоров'я постраждалих [1].

Минуло 25 років з дня аварії на Чорнобильській АЕС – найбільшої радіоекологічної катастрофи сучасності, яка створила умови постійної загрози здоров'ю населення внаслідок радіаційного забруднення значної території України, в тому числі й Волинської області.

Після аварії на ЧАЕС практично виросло нове покоління людей, які в тій чи іншій мірі були піддані впливу опромінення. Дослідження різних авторів показують, що стан здоров'я населення, яке проживає на забруднених територіях є далекий від стабільного. До сьогоденного часу невідомий вплив незначних доз опромінення на здоров'я населення [2,3], а також, які зміни можуть відбутися в організмі людей, що будуть народжені в 3-ому, 4-ому і наступних поколіннях після вибуху на ЧАЕС.

Згідно рекомендацій міжнародної комісії з радіологічного захисту «Радіація в будь-якому діапазоні (>0) призводить до виникнення злоякісних новоутворень та генетичних порушень, до того ж вони мають стохастичний (випадковий) характер, зі збільшенням дози підвищується ймовірність їх прояву». Тому слід мати на увазі, що наслідки опромінення можуть сумуватись і накопичуватись в організмі на протязі тривалого часу, так як ризик стохастичних (віддалених) уражень пов'язаний з можливістю мутацій, які здатні виникнути під впливом додаткових зовнішніх та внутрішніх факторів.

Тому моніторинг стану здоров'я населення, яке проживає на забруднених територіях, має величезне практичне і теоретичне значення.

Об'єкти і методика проведення досліджень. Об'єктами досліджень виступають радіоактивно забруднені території Волинської області, продукція харчування, динаміка та результати обстеження населення за допомогою пересувних ЛВЛ.

Методика досліджень полягає в аналізі динаміки рівнів захворювання, летальних випадків, соціально-психологічних проблем населення, що проживає на забруднених територіях Волинської області, та встановлення основних причин теперішнього стану.

Результати досліджень. Внаслідок аварії на ЧАЕС радіоактивно забрудненими виявилися 150 тис. км² території колишнього СРСР з населенням 6 945 тисяч осіб. В Україні радіоактивна хмара накрила 12 областей з 25 (близько 44 тис. км²). Загалом в Україні від опромінення постраждало близько 3 млн. осіб. Значна частина населення Волині (14 %) проживає в 167 населених пунктах посиленого радіаційного контролю (144,7 тис. населення), з них 49,7 тисяч віком до 18 років [4].

Проведений аналіз радіоекологічного і медико-біологічного моніторингу потерпілого населення Волинської області внаслідок аварії на ЧАЕС показав, що структура захворюваності в 4-х групах Національного реєстру неоднакова. При цьому відзначається негативна тенденція щодо стану здоров'я новонароджених дітей, вагітних жінок, ліквідаторів. Показники смертності і

первинного виходу на інвалідність в даних районах значно перевищують аналогічні середньообласні [5].

Наприклад, якщо проаналізувати кількість хворих дітей по вікових групах, то можна чітко виділити пік кількості хворих, які народились в рік катастрофи на ЧАЕС (1986 р.) і наступні 7 років [6].

Медична політика, яка пов'язана з аварією на ЧАЕС зазнає постійних змін в міру накопичення інформації про масштаби катастрофи, переоцінки радіаційного ризику. На жаль, в силу різних обставин, не має повної і достовірної інформації щодо кількості загиблих і потерпілих в розрізі районів та по роках.

На кінець 2000 року померло 55 тисяч ліквідаторів, майже 150 тисяч осіб стали інвалідами. Про страшні наслідки аварії на ЧАЕС показує ріст основних причин смертності постраждалих внаслідок катастрофи на ЧАЕС (табл. 1).

На Волині кількість постраждалого населення від загальної чисельності дорослого населення становить 13,5 %. Питома вага злоякісних новоутворень у зв'язку з аварією на ЧАЕС, що призвела до інвалідності серед дорослого населення, становить 20,5 %, що в 3 рази більше у порівнянні з всеукраїнськими показниками – 6,8 %

Таблиця 1 - Основні причини смертності населення, які пов'язані з аварією

Класи хвороб	Основні причини смертності на 10000 постраждалих				
	1987	2000		2004	
	к-сть	к-ть	ріст, %	к-ть	ріст, %
Хвороби органів травлення	0,45	4,7	+10	6,9	+46,8
Хвороби системи кровообігу	58,6	116,5	+2	131,3	+12,7
Злоякісні новоутворення	12,6	22,5	+78,6	22,3	0
Хвороби органів дихання	3,1	8,7	+2,8	7,1	-18,4
Хвороби ендокринної системи	0,14	0,7	+5	0,5	-65

Досить невтішною є динаміка частоти реєстрації окремих класів хвороб у Волинській області на 1000 дітей 0-14 років, які потерпіли від наслідків аварії. У дітей, не зважаючи на невисоку питому вагу в структурі захворювань, ряд хвороб мають значні темпи зростання за останні роки (табл. 2).

Таблиця 2 – Частота реєстрації окремих класів хвороб дітей (0-14 років), які потерпіли від наслідків аварії на ЧАЕС

Клас хвороб	1987	2005	ріст (разів)
Новоутворення	0,4	7,2	18
Вроджені аномалії	3,0	27,2	9
Хвороби сечостатевої системи	6,0	49,2	8
Хвороби кістково-м'язової системи	17,6	135,9	8
Хвороби органів травлення	42,1	253,1	6
Хвороби крові, кровотворних органів	17,0	98,5	6
Хвороби ендокринної системи	62,9	291,5	5
Хвороби шкіри та підшкірної клітковини	21,1	135,9	4
Хвороби системи кровообігу	18,8	64,2	3
Хвороби органів дихання	369,7	1006,4	3
Інфекційні, паразитарні хвороби	27,5	73,8	3
Усі хвороби	786,6	2436,8	3

Діяльність, що спрямована на подолання наслідків аварії на ЧАЕС і досі залишається актуальною, охоплює розв'язання цілого комплексу проблем, в тому числі медичних, соціально-правових, економічних, науково-технічних та інших.

Захворюваність дітей за останні 10 років зросла на 27 %. Кожна п'ята дитина з'являється на світ з тими чи іншими відхиленнями в стані здоров'я. До школи йде тільки 20-27 % здорових дітей. У 1-му класі 30 % дітей уже мають хронічні захворювання, у 5-му – 50 %, у 9-му – 64 %. Лише 2,0-5,7 % дітей закінчують школу здоровими. 52,6 % випускників мають серйозні морфофункціональні відхилення.

Слід зауважити, що у дітей, що постраждали від аварії, зафіксовано тенденції росту показників загальної захворюваності (рис.1).

Шокують факти по рівню захворюваності дитячого населення. Так приріст новоутворень з 1999 р. по 2008 рік для вікової групи 0-14 років – 88,6 % (з 1,2 на 1000 дитячого населення до 2,3); а для вікової групи 15-17 років – 200,5 % (з 18,8 до 56,5).

Безперечно, що основним джерелом внутрішнього опромінення населення на забруднених територіях є харчові продукти місцевого

виробництва, їх споживання сприяє накопиченню радіонуклідів в організмі і формуванню рівнів внутрішнього опромінення вище допустимого рівня.

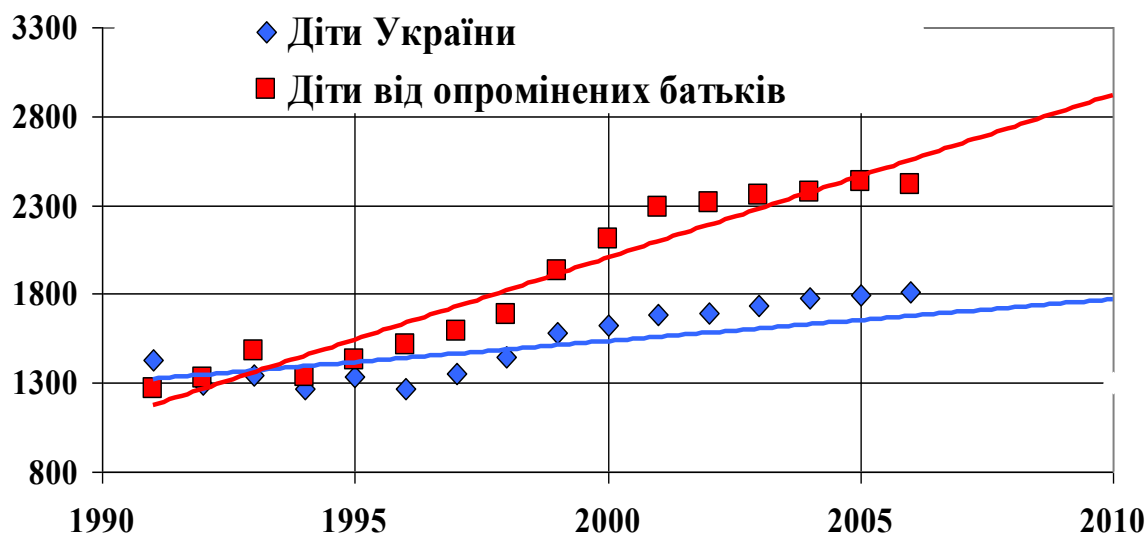


Рисунок 1 – Показники захворюваності дітей, що народились від опромінених батьків.

Еквівалентні поглинені дози внутрішнього опромінення встановлено на основі фактичних даних про вміст радіонуклідів в молоці і м'ясі – основних дозоутворюючих продуктах харчування, котрі формують до 80-90 % загальної дози за рахунок внутрішнього опромінення. Крім того, критичними продуктами для населення Полісся є гриби та дикоростучі ягоди. «Феноменом» забруднення у Волинській області (Маневицький район) виявлено: молоко – 463 Бк/л, м'ясо – 628 Бк/кг, гриби – 38700 Бк/кг, лікарська сировина – 3030 Бк/кг.

Існує велика стурбованість соціально-психологічним наслідками аварії на Чорнобильській АЕС. Якщо в 1999 році негативний вплив екологічної ситуації в постраждалих регіонах на здоров'я відмічали 49 % опитаних, то в 2009 році відсоток зріс до 65 %. На самооцінку стану здоров'я впливає рівень сприйняття екологічного ризику: чим вищий рівень сприйняття радіаційного ризику, тим відповідно більш низька самооцінка здоров'я.

Соціально-психологічні наслідки Чорнобильської катастрофи, основними показниками яких є: стан здоров'я, психологічний стан і соціальне самопочуття, дестабілізація поведінки і свідомості людей, погіршення фізичного стану, стали визначальними добробуту, кардинальної зміни способу життя та картини світосприйняття ознаками потерпілих від аварії на ЧАЕС та її наслідків. Особливістю індивідуальної та суспільної свідомості постраждалих є «синдром жертви», який, за соціальним моніторингом Інституту соціології НАН України, з часом поширюється з 19 % у 1992 р. до 40 % у 2008 р. Ці люди не забувають про катастрофу, не вірять у суттєву ліквідацію наслідків, визнають себе та своїх дітей жертвами на все життя; мають підвищений рівень тривожності, низький матеріальний стан; низький рівень адаптаційної активності; високий рівень зневіри в людях, у власних силах та кращому майбутньому. До сьогодні не вдалося вилікувати ні медичними засобами, ні за рахунок матеріальних компенсацій, ні реабілітацією довкілля низку соціальних «синдромів».

Основні з них: «синдром жертви» – потерпілі на все життя; «синдром сталого соціального виключення» – безініціативність, вимоги «вічної ренти від держави» і співчуття від інших; «синдром втраченого здоров'я» – щороку погіршуються самооцінка рівня здоров'я дорослих і дітей; «синдром невпевненості та розгубленості» – при майже повній недовірі до влади і опорі на власні сили та сім'ю, потерпілі покладають вирішення всіх своїх проблем на державу;

Роки, що минули після аварії, ще чіткіше зафіксували процеси формування неадекватного сприйняття світу в постраждалих, зміну пріоритетів життєвих цінностей, гіпертрофування жахів. В оцінках життєвих ситуацій превалює ірраціональний підхід, емоційне, підсвідоме реагування. Кожна група постраждалих має специфічні характеристики соціальних та психологічних втрат від аварії, хоча ряд ознак є типовими для всіх: незадоволеність життям і низький рівень оптимізму; домінанти масової свідомості, що зосереджені на проблемах елементарного виживання; зниження ціннісних пріоритетів.

Висновки. Аналіз досліджень свідчить про ріст захворюваності серед дорослого та дитячого населення, яке проживає на радіоактивно-забруднених територіях, а також накопичення соціально-психологічних проблем, які дуже повільно вирішуються.

ЛІТЕРАТУРА

1. Стан здоров'я потерпілого населення України через 20 років після Чорнобильської катастрофи: статистично-аналітичний довідник у 2-х частинах. - Київ: НДВП "Техмедекол", 2007. – 178 с.
2. Гуманітарні наслідки аварії на ЧАЕС. Стратегія відродження / Звіт підготовлено П. Греєм на замовлення ПРООН та ЮНІСЕФ за підтримки Управління ООН з гуманітарних питань і Всесвітньої організації охорони здоров'я, 2002. – С. 12-13.
3. Радіація. Дози, ефекти, ризик / Огляд НКДАР при ООН: Пер. з англ. – М.: Світ, 1990. – 79с.
4. Інформаційний бюлетень про стан радіаційної ситуації на території Волинської області. – Луцьк, 2005. – 36 с.
5. Жилка Н. Стан репродуктивного здоров'я на Волині. – К.:МОЗ України, 2001. – С. 21.
6. Мерленко И.М. Взаимосвязь экологического состояния окружающей среды и здоровье детей Волынской области Украины// Природні ресурси, екологія та охорона здоров'я Полісся / И.М.Мерленко, Н.И.Зинчук, Н.Б. Климчук.- Луцьк: Надстир'я, 2000. – С. 98-101.

МЕДИЦИНСКИЕ И СОЦИАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ В ВОЛЫНСКОЙ ОБЛАСТИ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

И.М. Мерленко, В.П.Наумчик, Т.П.Дидковская

После аварии на ЧАЭС ухудшилось медико-биологическое состояние населения Волынской области. Показатель детской смертности на загрязненных территориях больше аналогичных показателей по Волини и

Україне. В структурі причин смертності 60 % приходить на болізни системи кровообіщення.

MEDICAL AND SOCIAL PROBLEMS IN VOLYN REGION AFTER THE CATASTROPHE ON THE ATOMIC ELEKTROSTATION OF CHORNOBYL

I.Merlenko, V.Naymchik, T.Didkovska

The medical biological state of the population of Volyn region deteriorated after the accident, which took place on the Atomic electrostation of Chornobyl. On the polluted territory the indices of children deaths is much larger than analogous indices in Volyn and Ukraine. 60 % of all diseases, which cause the death, are the diseases of the system of circulation of the blood.

УДК 631.438

ДИНАМІКА ВМІСТУ ЦЕЗІЮ-137 В ҐРУНТАХ ЗАКАРПАТТЯ

Пасічник О.Р., Пензенік Ю.Ю., Матієга В.Й., Поличко В.С.

Закарпатський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції «Облдержродючість»

У статті наведені матеріали радіологічного моніторингу ґрунтів сільськогосподарських угідь, розташованих на стаціонарних ділянках на всіх трьох ландшафтних зонах Закарпатської області за період 1984-2010 роки спостереження.

Вступ. Ґрунт, як живий організм, має здатність акумулювати в собі енергію навколишнього середовища (діяльність Сонця, внутрішні резерви Землі, антропогенні чинники) та, згодом, видавати цю енергію у навколишній простір. Ця енергія несе в собі як позитив, так і загрозу для існування людини в залежності від ставлення самої людини до землі. Одним з антропогенних складових накопичувальної енергії ґрунту є вміст в ньому радіоактивних

речовин, а в нашому випадку - вміст радіоактивного ізотопу цезію-137 (^{137}Cs), який має період піврозпаду 30 років, високу енергію гама-випромінювання та здатність включатися у весь біологічний кругообіг. Він присутній в ґрунті постійно в більшій або меншій мірі в залежності від багатьох природнокліматичних факторів, таких як напрямок повітряних течій, кількостей атмосферних опадів, навколишньої температури, рельєфу та ін.

Закарпаття охоплює територію південно-західної частини Українських Карпат від Великого Вододілу в горах до північної частини Угорської рівнини по долині ріки Тиса. У природному відношенні область різко поділяється на три ландшафтні зони: низинну, передгірську та гірську. Ці зони відрізняються, насамперед, своїми висотами над рівнем моря, кліматичними умовами, рельєфом та рослинністю.

Низинна зона розташована на висотах менших 125-150 м, охоплює тераси р.Тиса та її притоків, має рівнинний рельєф, покрита переважно елювіальними ґрунтоутворюючими породами. Завдяки найменшим абсолютним висотам тут найбільш теплий клімат.

У межах абсолютних висот від 125-150 до 300-400 м над рівнем моря розташована передгірська зона. Рельєф горбистий, розрізаний глибокими долинами та широкими терасами гірських річок. Клімат передгірської зони холодніший та вологіший, ніж низинної.

Гірська зона області розташована на висотах понад 400 м. Найбільші висоти Карпат досягають 1900-2063 м над рівнем моря. У гірській зоні літо коротке – близько 120 днів, прохолодне, з великою кількістю опадів – 1500 мм та більше.

Об'єкти та методи досліджень. Зважаючи на вищевказані обставини, в 1979 році були закладені 30 контрольних (стаціонарних) ділянок в 13 адміністративних районах Закарпаття рівномірно по всій території трьох ґрунтово-кліматичних зонах для проведення радіологічного моніторингу якісного стану типових видів ґрунтів сільськогосподарських угідь. Проводиться щорічне дослідження вмісту цезію-137 (^{137}Cs) в ґрунті та

рослинницькій продукції, а також гама-зйомка місцевої території радіометром СРП-68-01.

З початку до 1992 р. включно вміст ізотопу цезій-137 визначався радіохімічним методом згідно «Методических указаний по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях» (Москва, 1985г.).

З 1993 р. по 2003 р. – методом гама спектрометрії на приладі «Гама АКП».

З 2003 по теперішній час – методом гама спектрометрії на приладі «СЕРГ-001 ВІДІ» згідно «Методики измерения активности гамма-излучающих радионуклидов с использованием аттестованного гамма-спектрометра МБИ».

Результати досліджень. Нами було вибрано значення щільності радіоактивного забруднення сільськогосподарських угідь цезієм-137 (^{137}Cs) за 1984-1988 р.р., 1991 р., 1993 р., 2008 р., 2010 р. обстеження. У 1984-1985 р.р. спостерігаємо по всій площі території Закарпаття середньозважене значення щільності забруднення радіоізотопом ^{137}Cs в межах $0,06 \text{ Ки/км}^2$ (табл. 1). У 1986-1987 р.р. середньозважене значення щільності забруднення складає $0,43 \text{ Ки/км}^2$ та $0,37 \text{ Ки/км}^2$, відповідно. У період 1991- 2010 р.р. середньозважене значення щільності радіоізоотопу ^{137}Cs коливається в межах $0,25\text{-}0,24 \text{ Ки/км}^2$.

Найбільші величини щільності забруднення радіоізотопом ^{137}Cs спостерігаємо в 1986 році на території контрольних ділянок, розташованих в гірській зоні: с. Волосянка В.Березнянського р-ну – $0,67 \text{ Ки/км}^2$, с.Ужок В.Березнянського р-ну – $0,6 \text{ Ки/км}^2$, с.Подобовець Міжгірського р-ну – $0,58 \text{ Ки/км}^2$, с. Лазещина Рахівського р-ну – $0,74 \text{ Ки/км}^2$. У низинній зоні: с. Бовтрадь Берегівського р-ну – $0,68 \text{ Ки/км}^2$ та м. Тячево - $0,55 \text{ Ки/км}^2$. Щільність забруднення угідь передгірської зони невисока і коливається в межах: $0,17 \text{ Ки/км}^2$ (с.Лужанка Берегівського р-ну); $0,16 \text{ Ки/км}^2$ (м.Виноградово); $0,25 \text{ Ки/км}^2$ (м.Хуст).

Таблиця 1. – Рівень радіоактивного забруднення цезієм-137 сільськогосподарських угідь на контрольних ділянках Закарпатської області за період 1984-2010 роки, Кі/км²

№№ п/п	Місцезнаходження контрольної ділянки	1984	1985	1986	1987	1988	1991	1993	2008	2010
1	Берегівський р-н, с.Лужанка	0,04	0,05	0,15	0,17	0,19	0,18	0,1	0,18	0,2
2	Берегівський р-н, с.Мужієво	0,05	0,02	0,08	0,27	0,18	0,18	0,21	0,26	0,27
3	Берегівський р-н, с.Бовтрадь			0,68	0,49	0,30	0,25	0,26	0,26	0,22
4	В.Березнянський р-н, с.Ужок	0,07	0,07	0,60	0,57	0,32	0,35	0,27	0,24	0,25
5	В.Березнянський р-н, с.Волосянка	0,03	0,05	0,67	0,76	0,34	0,30	0,34	0,21	0,22
6	Виноградівський р-н, с.В.Копаня	0,06	0,05	0,49	0,13	0,11	0,17	0,2	0,2	0,18
7	м.Виноградово	0,03	0,09	0,16	0,17	0,18	0,16	0,1	0,19	0,18
8	Воловецький р-н, с.В.Ворота	0,02	0,04	0,49	0,27	0,29	0,26	0,28	0,23	0,24
9	Воловецький р-н, с.Грабівниця	0,13	0,11	0,41	0,36	0,25	0,28	0,28	0,22	0,21
10	Іршавський р-н, с.Кушниця	0,07	0,08	0,38	0,30	0,29	0,24	0,21	0,21	0,22
11	Іршавський р-н, с.Довге	0,08	0,02	0,48	0,43	0,23	0,2	0,22	0,2	0,19
12	Міжгірський р-н, с.Вучкове	0,18	0,22	0,36	0,30	0,32	0,33	0,31	0,29	0,28

Продовження таблиці 1

№№ п/п	Місцезнаходження контрольної ділянки	1984	1985	1986	1987	1988	1991	1993	2008	2010
13	Міжгірський р-н, с.Подобовець	0,12	0,11	0,58	0,41	0,41	0,24	0,21	0,25	0,26
14	Мукачівський р-н, с.Ракошино	0,03	0,05	0,62	0,46	0,46	0,24	0,22	0,25	0,24
15	Перечинський р-н, с.Тур'я Ремети	0,08	0,04	0,26	0,22	0,26	0,21	0,15	0,19	0,17
16	Рахівський р-н, с.Лазещина	0,04	0,04	0,74	0,49	0,21	0,27	0,27	0,27	0,26
17	Свалявський р-н, с.Голубине	0,04	0,06	0,27	0,22	0,28	0,24	0,23	0,22	0,2
18	Свалявський р-н, с.Поляна	0,05	0,08	0,42	0,41	0,31	0,38	0,33	0,29	0,27
19	Тячівський р-н, с.Дубове	0,06	0,08	0,5	0,54	0,29	0,25	0,25	0,2	0,2
20	м.Тячево	0,04	0,02	0,55	0,51	0,23	0,19	0,21	0,2	0,19
21	Ужгородський р-н, с.Середнє	0,06	0,04	0,43	0,37	0,36	0,03	0,34	0,28	0,26
22	Ужгородський р-н, с.Соломоново			0,38	0,32	0,38	0,32	0,32	0,27	0,27
23	Ужгородський р-н, с.В.Добронь			0,41	0,48	0,26	0,29	0,32	0,27	0,26
24	м.Хуст	0,03	0,03	0,25	0,18	0,15	0,16	0,17	0,15	0,16
	Середньозважене по області	0,06	0,06	0,43	0,37	0,28	0,24	0,24	0,23	0,23

Спостерігається чітка градація забруднення цезієм-137 територій по зонам: гірська – високе, низина – середнє, передгірська – низьке забруднення. Величини розмежування прямо залежать від кількості радіоактивних осадів у вигляді атмосферних опадів (дощів) по Карпатському хребту та по руслі р.Тиса вздовж напрямку переважаючих на Закарпатті повітряних потоків з північного заходу на південний схід. На рисунку 1 видно різке збільшення середньозваженого значення щільності забруднення території Закарпаття до $0,43 \text{ Кі/км}^2$ у 1986 р. з наступним спадом до стабільного рівня $0,24 \text{ Кі/км}^2$ у 2010 р. Початок стабілізації наступив у 1988 р.

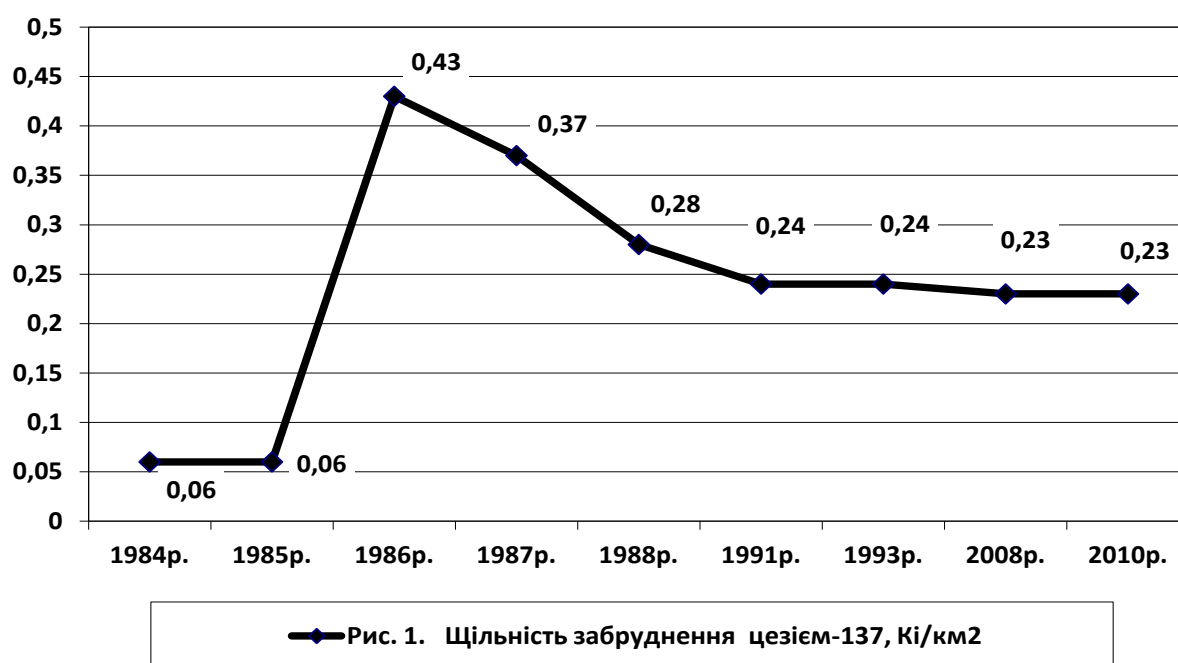


Рисунок 1 – Щільність забруднення цезієм-137, Кі/км^2 .

Висновки. Нами була оцінена динаміка щільності забруднення по цезію-137 сільськогосподарських угідь радіологічних контрольних ділянок, які відображають весь спектр типових ґрунтів та ландшафтних зон території Закарпаття в період з 1984 по 2010 рік. Аналіз динаміки забруднення сільськогосподарської продукції цезієм-137 на найбільш забруднених територіях, який базується на даних радіометрії 480 тисяч зразків, показав, що

за 17 років середній рівень вмісту цезію в зерні, картоплі, овочах, молоці і м'ясі в господарствах III зони знизився в 1,5-3,8 раза

Сільськогосподарські угіддя Закарпаття вважаємо чистими за вмістом радіоізоотопу цезія-137 (^{137}Cs) і придатними без обмежень для вирощування будь-якої сільськогосподарської культури, типової для наших ґрунтово-кліматичних зон.

ЛІТЕРАТУРА

1. Б.С. Пристер, Н.А.Лощилев, О.Ф. Немец, В.А.Поярков «Основы сельскохозяйственной радиологии», К., 1991. – 470 с.
2. Збірник законодавчих і нормативно-правових актів у галузі охорони земель та відтворення родючості ґрунтів, наукової діяльності. – К., 2006.
3. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Егорова В.А. и др.. Сельскохозяйственная радиоэкология. М.Экология, 1992. – 400 с.
4. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87. М., Энергоатомиздат, 1988. – 159 с.
- 5.

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ ЗАКАРПАТЬЯ

О.Р. Пасичнык, Ю.Ю. Пензенник, В.Й. Матиега, В.С. Поличко

В статье наведены материалы ежегодного радиологического мониторинга сельскохозяйственных угодий Закарпаття, начиная с 1984 и заканчивая 2010 годами. Обозначены зоны плотности загрязнения территории по цезию-137.

THE DYNAMICS OF CAESIUM-137 IN SOILS OF TRANSCARPATHIA

O. Pasichnyk, Y. Penzenyk, V. Matiyeha, V. Polychko

The article contains materials about the annual radiological monitoring of agricultural grounds in Transcarpathia since 1984 and ending in 2010. The areas of pollution density in the territory by caesium-137 are also defined.

ДИНАМІКА ЗАБРУДНЕННЯ ЦЕЗІЄМ-137

СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ VIII-IX ТУРУ АГРОХІМІЧНОГО ОБСТЕЖЕННЯ

В.І. Пасічняк, М.І. Нагребецький, Р.С.Палуба, В.А. Зімін, Т. В. Власюк

Вінницький державний проектно - технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції.

У статті наведено результати радіологічного моніторингу земель сільськогосподарського призначення за п'ятирічний період.

Вступ. Атомна енергетика в даний час є екологічно чистіша і дешевша, ніж теплова. У розвинених країнах вона забезпечує від 15 до 70 % усієї електроенергії, що виробляється (Франція – 70 %, США – 17 %, Швеція – 50 %, Канада – 15 %). Однак у разі аварії атомні станції становлять дуже серйозну небезпеку для людей і оточуючого середовища. За час експлуатації АЕС у світі сталося 4 основні аварії: 1961 р. – в Айдахо-Фолс (США), 1979 р. – на АЕС “Примайл-Айленд” у Гарисберзі (США), 1986 р. – на Чорнобильській АЕС та остання в березні 2011 р. – на АЕС “Фукусіма-1” і “Фукусіма-2” (Японія, префектура Фукусіма).

Аварії на АЕС мають значні відмінності від ядерних вибухів. Вони відрізняються від ядерних вибухів більшою тривалістю викидів, що змінюють напрямок від потоків повітряних мас, тому практично немає можливості прогнозувати розміри зон ураженості. Як сьогодні стало відомо з численних фактів вчених-природничків, ще жодна катастрофа XX століття не мала таких тяжких екологічних наслідків, як Чорнобильська. Ця трагедія не регіонального, не національного, а глобального масштабу. Випадання радіоактивних речовин простежувалось і у державах Західної Європи, підвищився радіаційний фон у Скандинавії, Японії та США [4].

Протягом періоду, що минув від Чорнобильської аварії, радіаційна обстановка на всій території Вінницької області стабілізувалася і в найближчі

роки не очікується суттєвих змін існуючого рівня радіоактивного забруднення, якщо не буде повторних небезпечних викидів. На даний час одним із основних радіонуклідів, що визначають радіаційну ситуацію на забрудненій території є цезій-137. В екологічному відношенні цей ізотоп є одним з найнебезпечніших. Це зумовлено тривалим періодом напіврозпаду (30 років), високою енергією випромінювання та здатністю легко включатися в біологічний кругообіг і ланцюги живлення.

Матеріали та методи досліджень. Державна програма моніторингу ґрунтів та агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення, яку проводить Вінницький державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції, забезпечують періодичний контроль за динамікою, як агрохімічних, фізико-хімічних показників так і динамікою вмісту забруднюючих речовин – важких металів, залишків пестицидів та радіонуклідів. Все це дає змогу реально оцінювати стан ґрунту, запобігати в подальшому його деградації і приймати заходи щодо поліпшення його родючості та зменшення антропогенного навантаження.

Дослідження проводилися в процесі агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення згідно «Методики агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення» [2].

Вміст цезію-137 в ґрунті визначали за допомогою багатоканального, амплітудного аналізатора АМА-03Ф згідно «Методики експресного радиметрического определения по гамма-излучению объемной и удельной активности радионуклидов цезия в воде, почве, продуктах питания, продукции животноводства и растениеводства» [3].

Результати досліджень та їх обговорення. На основі результатів обстеження за попередній VIII тур агрохімічної паспортизації було виявлено 10 районів області, сільськогосподарські угіддя яких мають забруднення радіоцезієм вище 1 Ки/км^2 , загальною площею забруднення 45,1 тис. га або 3,7 %. За ступенем забруднення ґрунти цих угідь відносяться до зони посиленого радіоекологічного контролю згідно закону України «Про правовий

режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» [1]. За IX тур моніторингу, який проводився в 2006-2011 рр., за ступенем забруднення радіоцезієм вище 1 Кі/км² було виявлено лише 8 районів. У Крижопільському та Чернівецькому районах сільськогосподарських угідь із забрудненням вище 1 Кі/км² не має (рис.).

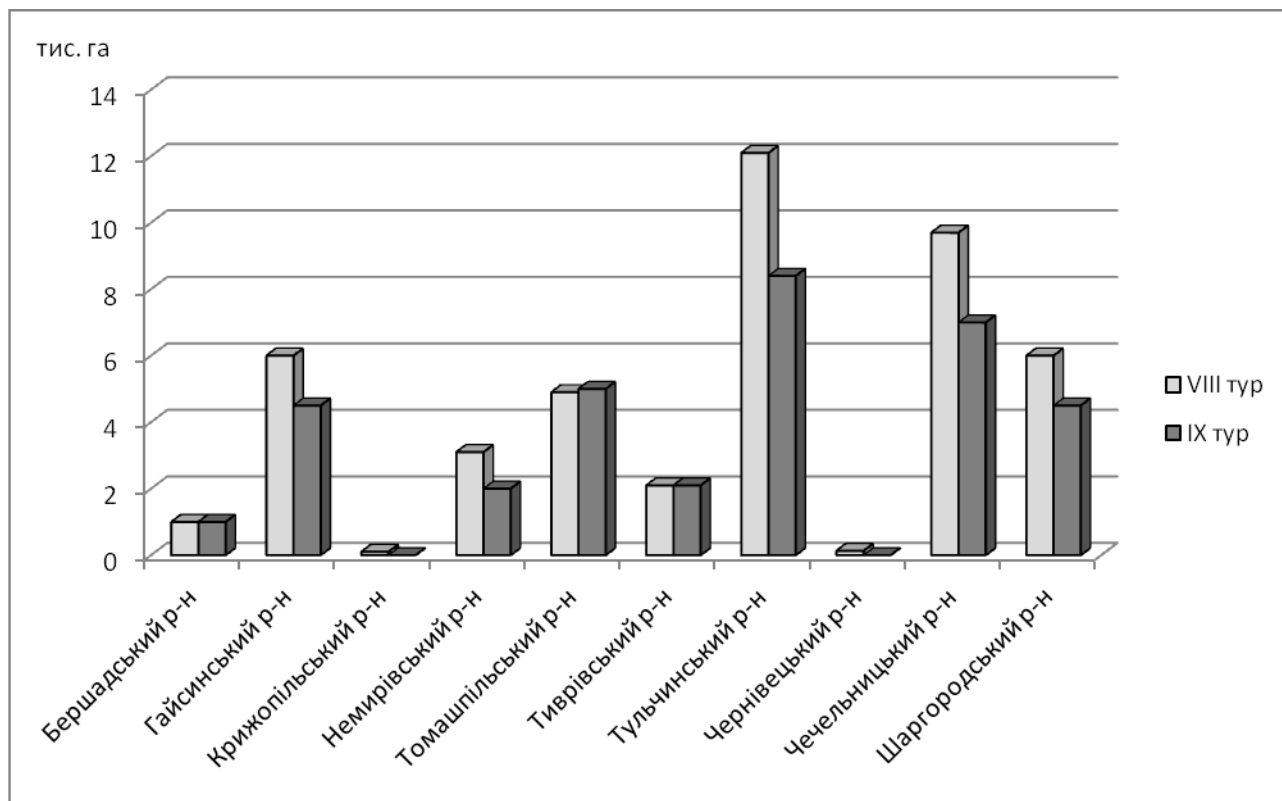


Рисунок – Динаміка забруднення сільськогосподарських угідь цезієм-137, вище 1 Кі/км², за VIII-IX тур агрохімічної паспортизації, тис. га.

На сьогоднішній день виявлено близько 34,5 тис. га або 2,7 % сільськогосподарських угідь Вінницької області, забруднення яких цезієм-137 перевищує один кюрі на квадратний кілометр, порівнюючи з попереднім туром площа забруднення зменшилася на 10,6 тис. га або в 1,3 рази. Це сільськогосподарські угіддя таких районів: Бершадського, Гайсинського, Немирівського, Томашпільського, Тульчинського, Тиврівського, Чечельницького, Шаргородського. За ступенем забруднення відносяться до зони посиленого радіоекологічного контролю згідно Закону України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» (рис.). Сільськогосподарських угідь щільністю

забруднення радіоцезієм понад 5 Кі/км² в області немає.

Всі районовані культури в цій зоні забруднення вирощуються за загальноприйнятими технологіями і всі види робіт в землеробстві ведуться без обмежень. Мінеральні і органічні добрива вносяться в дозах, що забезпечують отримання оптимальних стабільних врожаїв. Вапнування кислих ґрунтів проводиться у відповідності з планом, повними дозами вапна, розрахованими за гідролітичною кислотністю. Використання сіножатей і пасовищ розміщених в лісах і торф'яно-глеєвих ґрунтах для продуктивного тваринництва допускається тільки після контролю за вмістом радіонуклідів в травостой.

Висновки:

1. За результатами досліджень встановлено, що площа забруднених земель зменшується, найбільше «очистилися» від радіоцезію сільськогосподарські угіддя Гайсинського, Тульчинського, Чечельницького та Шаргородського районів.

2. Залишаються актуальними агрохімічні контрзаходи, розроблені для ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях: вапнування кислих ґрунтів, внесення мінеральних та органічних добрив.

Доцільно враховувати, що такі заходи впливають на підвищення родючості ґрунтів, зменшення площ з підвищеною кислотністю ґрунтів особливо в умовах Вінниччини.

ЛІТЕРАТУРА

1. Збірник законодавчих і нормативно-правових актів у галузі охрони земель та відтворення родючості ґрунтів, наукової діяльності / За ред. Греков В.О. та ін. - К.: Задруга, 2006. – 520 с.

2. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення за редакцією С.М. Рижука, М.В. Лісового, Д.М. Бенцаровського. – К. – 2003. – 64 с.

3. Методика экспрессного радиометрического определения по гамма-излучению объёмной и удельной активности радионуклидов цезия в воде, почве,

продуктах питания, продукции животноводства и растениеводства под редакцией В.В. Коваленко, В.П. Исаев и др. – К. – 1990. – 23 с.

4. Основы сельскохозяйственной радиологии / за ред. Б.С. Пристер, Н.А. Лошилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. -2-е изд., переработ. и доп. – К.: Урожай, 1991. – 470 с.

**ДИНАМИКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЦЕЗИЕМ-137
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ ВИННИЦКОЙ ОБЛАСТИ ЗА
РЕЗУЛЬТАТАМИ VIII-IX ТУРА АГРОХИМИЧЕСКОГО
ИССЛЕДОВАНИЯ**

В.И.Пасичняк, М.И.Нагребецкий, Р.С.Палуба, В.А.Зимин, Т.В.Власюк

В статье наведены результаты радиологического мониторинга земель сельскохозяйственного назначения за пятилетний период.

**DYNAMICS OF POLLUTION CEASIUМ-137 OF AGRICULTURAL
GROUNDS OF VINNITSA AREA BEHIND RESULTS VIII - I X ROUND OF
AGROCHEMICAL RESEARCH**

V. Pasichniak, M. Nagrebetsky, R. Paluba, V. Zimin, T. Vlasiuk

In article results of radiological monitoring of the earths of agricultural purpose for the five years' period are induced.

УДК 631.95 : [631.416.8 + 633.8 +633/504]

**РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВОГО
ПОКРИВУ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ НА
МОНІТОРИНГОВИХ ДІЛЯНКАХ СУМЩИНИ**

В.П. Сахно, В.М. Мартиненко, В.Г. Безверхий

*Сумський обласний державний проектно-технологічний центр охорони
родючості ґрунтів і якості продукції “Облдержродючість”*

Узагальнено результати динаміки забруднення ґрунтів і сільськогосподарської продукції радіонуклідами на моніторингових ділянках Сумщини за 1981-2010 роки.

Вступ. Аварія на Чорнобильській АЕС в 1986 році стала причиною радіоактивного забруднення ряду районів Київської, Житомирської, Рівенської, Чернігівської, Вінницької, Сумської і інших областей України. Радіоактивного забруднення в Україні, в результаті аварії на ЧАЕС і подальшого поширення радіонуклідів, зазнала територія площею понад 4,5 млн. га сільськогосподарських угідь [1]. Специфіка цього забруднення в тому, що при ядерному вибухові, ізотопи, радіонукліди розщеплюються до молекулярного, атомного стану і потрапивши на місцевість, проявляються як хімічно активні речовини (окислюються, розчиняються, мігрують і т.д.), тобто переходять із ґрунту в повітря, воду, рослини і таким чином начебто розсмоктуються. Проходить природне самоочищення. Вибух на ЧАЕС був не ядерним, а механічним (тепловим) і радіонукліди не розпорошились, а залишилися зв'язаними в аерозольних частинках і природно хімічно не активними і таким чином в своїй більшості нерозчинними. На радіоактивно забрудненій території, де не було перекопування, переорювання, рекультивації земель, радіонукліди знаходяться в верхньому сантиметровому шарі землі. Легко переносяться вітром, пиловими бурями і навіть розбризкуванням крапель дощу з землею на рослини. Так відбувається вторинне забруднення [2].

Своєрідний стан викинутих при аварії радіонуклідів було обумовлено тим, що горів графіт і значно підвищувалась температура, що обумовило характер фізико-хімічного стану викинутих радіонуклідів. Цю особливість необхідно враховувати при оцінці екологічних наслідків аварії: частинки з новими властивостями (оксиди, карбіди деяких радіонуклідів). Вони погано змиваються водою з поверхні рослин і ґрунту. Рослини поглинути їх не можуть і ці частинки стають вічними мандрівниками. Вітер їх підхоплює і переносить з міста на місто. Все це створило специфічні, які раніше не зустрічались, види забруднень [2].

Специфіка міграції радіонуклідів в біосфері і особливості їх дії на живі організми, відносить їх до числа найбільш небезпечних забруднювачів природного середовища. Ступінь шкідливості кожного з 250 відомих радіоізоотопів визначається рядом фізико-хімічних і біологічних факторів: періодом напіврозпаду, поширеністю в природі, здатністю до накопичення локалізацією їх в органах, тканинах, кліткових структурах [3].

Протягом останніх десятиріч агроландшафти України, в тому числі Сумщини, зазнавали різних видів радіоактивного забруднення. Найбільш радіоактивно небезпечними є довгоживучі радіоізотопи цезію (^{137}Cs) та стронцію (^{90}Sr), період напіврозпаду яких близько 30 років і які активно включаються у процеси біологічної міграції [1].

Матеріали і методи досліджень. Об'єктами радіологічних досліджень Центру з 1981 по 2010 рік були ґрунти і сільськогосподарська продукція Сумщини. Роботи були спрямовані на проведення моніторингу ґрунтів і рослин у регіональній мережі стаціонарних майданчиків спостереження.

Контроль за змінами радіаційної ситуації в Сумській області, оцінка та прогнозування накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва проводиться на закладеній в 1981 році мережі контрольних майданчиків, розташованих в усіх районах області. Контрольні ділянки розміщені на найбільш важливих типах ґрунтів сільськогосподарських угідь, мають свій код і географічну прив'язку (таблиця 1). Всього закладено 29 контрольних майданчиків у 18 районах області. 23 з них були закладені в 1981 році, а 6 – в 2006 році в Шосткинському і Ямпільському районах з метою розширення мережі спостереження на радіоактивно забруднених територіях.

Для визначення щільності радіоактивного забруднення відбирали зразки ґрунту в межах кожного майданчика з 0-20- і 20-40-сантиметрового шару ґрунту в 5-разовій повторності. Одночасно на цих ділянках відбирали зразки сільськогосподарських культур. Потужність експозиційної дози гамма-випромінювання вимірювали на висоті 1 м від поверхні ґрунту польовим дозиметром СРП-68-01 і ДБГ-06Т. Гамма-спектрометричні дослідження і

розрахунок щільності радіоактивного забруднення цезієм-137 проводились на основі програмного забезпечення ядерно-фізичних вимірювань Науково-виробничого центру «Атомприлад-сервіс» при інституті ядерної фізики НАН України. Визначення стронцію-90 здійснювалося радіохімічним методом згідно «Інструкції по визначенню стронцію-90 в зразках ґрунту» (Харків, 1987). Радіонукліди в рослинах визначали згідно «Методических указаний по определению стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях» (Москва, 1985).

Результати досліджень. Щільність забруднення ґрунтів на контрольних ділянках цезієм-137 в доаварійний період (1981-1986 рр.), в середньому по області становила 0,029-0,04 Кі/км², а після аварії рівень забруднення збільшився від 4 до 15 разів і становив 0,13-0,62 Кі/км². За останні 25 років рівень знизився на 30-35 % до 0,1-0,37 Кі/км². Але на сьогоднішній день щільність забруднення цезієм-137 навіть на територіях, що не зазнали значного впливу аварії на Чорнобильській АЕС в декілька разів вище доаварійного рівня, а на забруднених територіях ці показники збільшилися до 20 разів.

Щільність забруднення стронцієм-90 на території області практично за роки після аварії не змінилась. Цифрові дані свідчать, про незмінність і стабільність щільності забруднення, яка коливається в межах 0,01-0,02 Кі/км². І тільки на п'яти контрольних ділянках, які знаходяться в зоні радіоактивного забруднення, ці значення становлять 0,032-0,052 Кі/км².

Вміст радіонуклідів в урожаї сільськогосподарських культур в 2010 році ще раз підтверджує те, що рівень їх забруднення Cs-137 і Sr-90 залежить від щільності забруднення ґрунту. Найвищий рівень забруднення Cs-137 і Sr-90 зафіксовано в продукції, вирощеній на забруднених територіях Шосткинського і Ямпільського районів. Це особливо помітно на полях, де не проводиться обробіток ґрунту, а які використовуються як пасовища. Тобто, відсутність обробітку створює умови для нагромадження забруднювачів у верхньому дерновому шарі багаторічних сінокосів і пасовищ, звідки вони легко надходять в рослини [4].

Таблиця 1 – Забруднення радіонуклідами ґрунту контрольних ділянок Сумської області в 2010 році

№ п/п	Назва точки спостереження	Гама-фон мкр/год	Географічні координати	Щільність забруднення Кі/км ²	
				Cs-137	Sr-90
1	2	3	4	5	6
1	Недригайлівський ТОВ “Іскра” 0-20 см с.Комишанка, с-на 1, п.1 20-40 см	15	50°49'53" N 34°08'14" W	0,15 0,17	0,010 0,012
2	Лебединський ТОВ “Відродження” М.Лебедин с-на 1, п.9	14	50°33'15" N 34°30'07" W	0,14 0,16	0,013 0,011
3	Л-Долинський ТОВ “Берестівське” с.Берестівка с-на 1, п.5	16	50°39'72" N 33°48'71" W	0,13 0,14	0,014 0,016
4	Роменський ТОВ “Вовківське” с.Вовківці с-на 1, п.3	15	50°45'82" N 33°39'20" W	0,17 0,19	0,013 0,014
5	Білопільський ТОВ ім. Ватутіна с.Воронівка с-на 1, п.10	14	51°05'72" N 34°17'26" W	0,15 0,16	0,012 0,016
6	Буринський ТОВ ім. Горького с.Клепали с-на 1, п.1	16	51°10'23" N 33°55'88" W	0,16 0,18	0,014 0,012
7	Путивльський ТОВ “Славинь” с.Зіново с-на 4, п.5	15	51°18'05" N 33°55'97" W	0,14 0,16	0,014 0,012
8	Путивльський ТОВ “Славинь” с.Зіново (луки)	16	51°16'21" N 33°53'78" W	0,34 0,36	0,018 0,012
9	Глухівський ПСП “Прогрес” с.Чернєво с-на 1, п.3	15	51°35'17" N 33°59'27" W	0,17 0,19	0,013 0,017
10	Ямпільський ТОВ “Україна” смт.Ямпіль с-на 2, п.4	13	51°56'52" N 33°45'71" W	0,12 0,14	0,012 0,014
11	С-Будський ТОВ ім. Шевченка с.Каменка с-на 3, п.3	16	52°04'49" N 33°51'94" W	0,30 0,32	0,017 0,019
12	Шосткинський ТОВ ім. Щорса М.Шостка с-на 1, п.4	16	51°49'86" N 33°30'20" W	0,37 0,32	0,017 0,014
13	Кролевецький ТОВ “Кролевецьке” М.Кролевець с-на 1, п.2	14	51°30'90" N 33°21'78" W	0,26 0,28	0,016 0,015
14	Конотопський ТОВ “Нива” с.Сім'янівка с-на 4, п.4	14	51°08'90" N 33°20'64" W	0,17 0,19	0,013 0,010
15	Тростянецький ТОВ “Маяк” с.Боромля с-на 2, п.3	15	50°37'75" N 35°00'39" W	0,12 0,16	0,010 0,015
16	Охтирський ТОВ “Нива” М.Охтирка с-на 1, п.2	14	50°17'58" N 34°56'21" W	0,14 0,16	0,011 0,013
17	В-Писарівський ТОВ “Рябина” с. Рябина с-на 1, п.7	13	50°20'23" N 35°11'44" W	0,15 0,16	0,014 0,010
18	Краснопільський ТОВ “Обрій” с.Самотівка с-на 2, п.5	15	50°48'36" N 35°05'85" W	0,19 0,17	0,015 0,017
19	Сумський ТОВ “Україна” с.Токарі с-на 1, п.5	14	50°53'74" N 34°53'09" W	0,13 0,16	0,014 0,016
20	Сумський “Олдиш” борові піски	12	50°51'31" N 34°51'46" W	0,16 0,15	0,014 0,015
21	Лебединський Михайлівська цілина (умовна)	16	50°44'85" N 34°10'55" W	0,17 0,15	0,013 0,015
22	Лебединський (абсолютна)	16	50°44'86" N 34°10'51" W	0,20 0,18	0,016 0,012
23	Лебединський ПСП “Катеринівське” с.Жовтнєве с-на 1, п.7	14	50°44'75" N 34°10'35" W	0,17 0,14	0,015 0,011
24	Ямпільський с. Шатрище II с-на поле VI	18	52°02'82" N 33°42'91" W	2,0 0,9	0,040 0,032
25	Ямпільський с. Шатрище II с-на поле VIII	16	52°02'33" N 33°42'31" W	0,5 0,5	0,042 0,052
26	Ямпільський с. Шатрище II с-на поле IX	17	52°01'64" N 33°41'63" W	0,32 0,30	0,032 0,028
27	Шосткинський с. Пирогівка луг 32,3 га	17	51°55'29" N 33°16'86" W	0,50 0,44	0,052 0,040
28	Шосткинський с. Богданівка III с-на IV поле 34,0 га	18	51°52'99" N 33°20'58" W	1,3 0,5	0,050 0,042
29	Шосткинський с. Богданка луг 26,6 га	17	51°52'44" N 33°21'97" W	1,2 1,0	0,052 0,040

Таблиця 2 – Забруднення радіонуклідами ґрунту на контрольних ділянках по роках

Район / населений пункт	Рік	Гамма-фон мкр/год	Щільність забруднення, Кі/км	
			Cs-137	Sr-90
1	2	3	4	5
Білопільський с. Воронівка	1981-1985	15	0,031	0,01
	1986	21	0,13	0,01
	1996	11	0,22	0,015
	2010	14	0,15	0,012
Буринський с. Клепали	1981-1985	14	0,035	0,011
	1986	28	0,19	0,020
	1996	15	0,23	0,019
	2010	16	0,16	0,014
Великописарівський с.Рябина	1981-1985	15	0,04	0,02
	1986	31	0,19	0,025
	1996	13	0,14	0,018
	2010	13	0,15	0,014
Глухівський с.Чернево	1981-1985	14	0,042	0,023
	1986	38	0,50	0,046
	1996	12	0,36	0,014
	2010	15	0,17	0,013
Конотопський с. Сім'янівка	1981-1985	16	0,036	0,024
	1986	26	0,13	0,030
	1996	13	0,20	0,013
	2010	14	0,17	0,013
Краснопільський с. Самотоївка	1981-1985	16	0,04	0,016
	1986	36	0,22	0,022
	1996	15	0,13	0,017
	2010	15	0,19	0,015
Кролевецький м. Кролевець	1981-1985	14	0,04	0,024
	1986	32	0,66	0,022
	1996	14	0,25	0,015
	2010	14	0,26	0,016
Лебединський м. Лебедин	1981-1985	16	0,03	0,02
	1986	21	0,19	0,023
	1996	15	0,12	0,013
	2010	14	0,14	0,013
Липоводолинський с. Берестівка	1981-1985	14	0,030	0,019
	1986	25	0,07	0,028
	1996	16	0,10	0,015
	2010	16	0,13	0,014
Недригайлівський с. Комишанка	1981-1985	16	0,04	0,024
	1986	23	0,10	0,028
	1996	17	0,16	0,010
	2010	15	0,15	0,010
Охтирський м. Охтирка	1981-1985	15	0,037	0,021
	1986	23	0,10	0,038
	1996	14	0,18	0,014
	2010	14	0,14	0,011
Путівльський с. Зіново	1981-1985	15	0,036	0,02
	1986	25	0,30	0,027
	1996	14	0,18	0,017
	2010	15	0,14	0,014
Роменський с. Вовківці	1981-1985	16	0,035	0,021
	1986	25	0,13	0,025
	1996	13	0,19	0,017
	2010	15	0,17	0,013
Середино-Будський с. Кам'янка	1981-1985	16	0,033	0,024
	1986	78	0,30	0,070
	1996	16	0,26	0,019
	2010	16	0,30	0,017

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5
Сумський с. Токарі	1981-1985	15	0,042	0,02
	1986	26	0,16	0,030
	1996	12	0,25	0,014
	2010	14	0,13	0,014
Тростянецький с. Боромля	1981-1985	14	0,03	0,022
	1986	22	0,18	0,025
	1996	15	0,15	0,017
	2010	15	0,12	0,010
Шосткинський м. Шостка	1981-1985	14	0,04	0,018
	1986	50	0,33	0,020
	1996	17	0,62	0,016
	2010	16	0,37	0,017
Ямпільський сmt. Ямпіль	1981-1985	14	0,029	0,021
	1986	23	0,10	0,043
	1996	14	0,17	0,013
	2010	13	0,12	0,012

Таблиця 3 – Вміст радіонуклідів в продукції рослинництва в зразках, відібраних на контрольних ділянках по радіології в районах Сумської області в 2010 році

№ п/п	Район	Населений пункт	Культура,	Рівень забруднення, Бк/кг продукція основна/побічна	
				Cs-137	Sr-90
1	2	3	4	5	6
1	Недригайлівський	с.Комишанка	Багаторіч.трави	2,1	1,9
2	Лебединський	м.Лебедин	Озима пшениця	1,7 1,9	1,9 2,0
3	Л-Долинський	с.Берестівка	Кукурудза на зерно	2,1 1,9	2,4 2,0
4	Роменський	с.Вовківці	Цукровий буряк	2,1 2,4	2,2 2,6
5	Білопільський	с.Воронівка	Ячмінь	1,8 2,0	2,3 2,5
6	Буринський	с.Клепали	Овес	2,0 2,4	2,6 2,8
7	Путівльський	с.Зіново	Багаторіч.трави	2,8	3,4
8	Путівльський	с.Зіново (луки)	Різотрав`я	3,0	2,2
9	Глухівський	с.Чернєво	Кукурудза МВС	2,0	2,4
10	Ямпільський	сmt.Ямпіль	Овес	2,0 2,2	2,2 2,4
11	С-Будський	с.Каменка	Ячмінь	2,1 2,3	2,0 2,6
12	Шосткинський	м.Шостка	Овес	2,4 2,6	2,5 2,8
13	Кролевецький	м.Кролевець	Горох	2,7 3,0	2,9 3,4
14	Конотопський	с.Сім`янівка	Цукровий буряк	1,7 2,1	1,9 2,2
15	Тростянецький	с.Боромля	багаторіч. трави	2,6	2,8
16	Охтирський	м.Охтирка	Соя	2,4 2,6	2,7 2,9

Продовження таблиці 3

1	2	3	4	5	6
17	В-Писарівський	с.Рябина	Соняшник	2,4 2,6	2,5 2,7
18	Краснопільський	с.Самотоївка	Кукурудза зерно	1,9 2,0	1,9 2,1
19	Сумський	с.Токарі	Ячмінь	1,9 2,1	2,0 2,4
20	Сумський	м.Суми	Різотрав'я	3,0	3,2
21	Лебединський	Михайлівська цілина (умовна)	Різотрав'я	3,2	3,4
22	Лебединський	(абсолютна)	Різотрав'я	3,0	3,3
23	Лебединський	с.Жовтнєве	Різотрав'я	2,9	2,7
24	Ямпільський	с. Шатрище поле VI	Різотрав'я	6,0	4,7
25	Ямпільський	с. Шатрище поле VIII	Ячмінь	2,7 3,0	3,1 3,3
26	Ямпільський	с. Шатрище поле IX	Різотрав'я	3,9	4,0
27	Шосткинський	с. Пирогівка луг	Різотрав'я	4,8	5,0
28	Шосткинський	с. Богданівка поле IV	Різотрав'я	4,2	4,4
29	Шосткинський	с. Богданка луг	Різотрав'я	5,2	4,6

У 2010 році найменшим рівнем забруднення Cs-137 як основної, так і побічної продукції, характеризувались ярові культури: ячмінь, кукурудза, овес. У ряду зменшення накопичення цезієм-137 рослини розташувались так: різотрав'я лучне – різотрав'я цілинне – різотрав'я задернованих польових угідь – соя – озима пшениця – ячмінь – кукурудза; за вмістом стронцію-90: різотрав'я цілинне - різотрав'я лісове – соя – ячмінь – озима пшениця – жито. Результати приведені в таблиці 3.

Проблемою радіоекологічних досліджень, що актуально і сьогодні, є неоднорідність радіоактивного забруднення. Так на контрольному майданчику № 24 в Япільському районі в 2008 році щільність забруднення була 1,65 Кі/км², при відборі в 2009 році – 3,2 Кі/км², а в 2010 році – 2,0 Кі/км².

Статистичний прогноз радіоактивної ситуації в сфері агропромислового виробництва будується на основі середніх рівнів забруднення продукції, параметрів переходу радіонуклідів по сільськогосподарських ланцюгах і враховує стохастичну природу радіоекологічної ситуації [5].

За результатами досліджень проведеними в 1991-1992 роках площа забруднення територій в області становила 11,8 тис.га, а після проведення уточнюючих обстежень 2007-2008 роках в Шосткинському і Ямпільському районах площа забруднених земель цезієм-137 зменшилась на 1,6 тис.га, або 13,5 %. Показники щільності забруднення знизилась на 30-35 % і ті площі щільність забруднення яких була 1,0-1,4 Кі/км² перейшли в розряд забруднених нижче 1,0 Кі/км². Радіологічний стан поліпшився завдяки природним реабілітаційним процесам.

Вивчення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів сільськогосподарськими культурами на різних типах ґрунтів засвідчило, що КН залежить від гранулометричного складу і гумусованості (табл. 4). Спостерігається чітко виражена закономірність зменшення КН радіоцезію і радіостронцію від ґрунтів легкого механічного складу до більш важкого, а також по мірі підвищення вмісту гумусу в ряду підзолисті – опідзолені - чорноземні ґрунти. Отже, біологічна доступність рослинам радіонуклідів найнижча на ґрунтах важкого механічного складу з підвищеним вмістом органічної речовини (гумусу).

Таблиця 4 – Коефіцієнти накопичення радіонуклідів в продукції рослинництва на різних типах ґрунтів

Ґрунт	¹³⁷ Cs					⁹⁰ Sr				
	Пше- ниця	Ячмі- нь	Цук- рові буря- ки	Коню- шина	різно- трав'я лучне	пше- ниця озима	Ячмі- нь	Цук- рові буря- ки	коню- шина	різно- трав'я лучне
Дерново- середньопідзолистий супіщаний	0,28	0,25	-	0,78	0,84	0,015	0,013	-	0,027	0,030
Сірий опідзолений легкосуглинковий	0,22	0,20	0,13	0,64	0,74	0,014	0,011	0,010	0,025	0,028
Чорнозем опідзолений легкосуглинковий	0,20	0,18	0,12	0,42	0,34	0,012	0,011	0,010	0,020	0,026
Чорнозем типовий малогумусний суглинковий	0,16	0,14	0,10	0,38	0,29	0,011	0,010	0,009	0,019	0,022
Чорнозем типовий середньогумусний суглинковий	0,12	0,12	0,09	0,32	0,26	0,011	0,009	0,010	0,018	0,020

Зниження інтенсивності накопичення радіонуклідів рослинами при підвищеному вмісті гумусу в ґрунті підтверджено багатьма дослідженнями.

Вплив гумусу на поведінку радіонуклідів в системі ґрунт – рослина пояснюється не тільки підвищенням ємності вбирання і якісних змін в ґрунтово-вбирному комплексі, які приводять до підвищення енергії поглинання катіонів, а також зниження активної і гідролітичної кислотності ґрунту, але і утворення комплексних або елементоорганічних сполук, в складі яких радіонукліди не можуть бути засвоєні рослинами [4].

Висновки:

1. У результаті радіологічного обстеження території області в 1991-1992 роках була виділена зона забруднення на площі 11,8 тис.га. Уточнююче обстеження зон забруднення, проведене в 2007-2008 роках, показало що ця площа за 16 років зменшилась на 1,6 тис.га внаслідок природних реабілітаційних процесів.

2. За останні 25 років рівень забруднення ґрунту радіонуклідами знизився на 30-35 % до 0,1-0,37 Кі/км². Але на сьогоднішній день щільність забруднення цезієм-137 навіть на територіях, що не зазнали значного впливу від аварії на Чорнобильській АЕС, в декілька разів вище доаварійного рівня.

3. Уміст ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr в рослинах залежить від сільськогосподарської культури. У ряді зменшення ступеня забруднення радіоцезієм культури розташувались таким чином: різнотрав'я лучне - різнотрав'я цілинне – різнотрав'я лісове – сіяні трави - озима пшениця – ячмінь – овес – кукурудза на зерно – цукрові буряки; в ряду зменшення радіостронцію: різнотрав'я лучне – різнотрав'я лісове – різнотрав'я цілинне – сіяні трави – озима пшениця – ячмінь – кукурудза на зерно – цукрові буряки.

4. Коефіцієнт накопичення рослинами радіоцезію і радіостронцію залежить від механічного складу і умісту органічної речовини в ґрунті. Біологічна доступність рослинам радіонуклідів найнижча на важких ґрунтах з підвищеним вмістом органічної речовини, а найвища на ґрунтах легкого механічного складу з низьким вмістом гумусу.

ЛІТЕРАТУРА

1. Носко Б.С., Прістер Б.С., Лобода М.В. та ін. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України . – К. : Урожай, 1994. – 336 с.
2. Авсеенко В.Ф. Дозиметрические и радиометрические приборы и измерения. – К. : Урожай, 1990. – С. 99-102.
3. Майстренко Н.И., Покжевницкая А.С., Синельникова В.И., Веремчук И.Н. Радионуклиды антропогенного происхождения в почвах сельскохозяйственных угодий. – в кн.: Влияние средств химизации на радиоактивность почв с.-х. угодий и возделываемых растений. – М., 1984. – с. 12-18.
3. Авсеенко В.Ф. Дозиметрические и радиометрические приборы и измерения. – К. : Урожай, 1990. – С. 99-102.
4. Корнеев Н.А. и др. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: «Колос», 1977. – 17 с.
5. Лев Т.Д., Захуцька О.М. Використання статистичних методів для довгострокової оцінки рівнів забруднення молока ^{137}Cs . Сталий розвиток агроєкосистем // Матеріали міжнародної наукової конференції. – Вінниця, 2002. – С.63-64.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА И СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ НА МОНИТОРИНГОВЫХ УЧАСТКАХ СУМЩИНЫ

В.П. Сахно, В.М. Мартыненко, В.Г. Безверхий

Обобщены результаты динамики загрязнения почв и сельскохозяйственной продукции радионуклидами на мониторинговых участках Сумщины в 1981–2010 годах.

RADIOECOLOGICAL ESTIMATION POLLUTION SOIL COVER AND AGRICULTURAL PRODUCTION ON MONITORING LOT ON REGION SUMY

V.Sachno, V.Martynenko, V.Bezverchy

The results of dynamics pollution soil and agricultural production radionuclides on monitoring lot region Sumy in 1981-2010 years are generalized.

УДК 631.438

РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ НА ТЕРНОПІЛЛІ

Б.Є.Черній, Г.М.Дзяба, О.З.Бровко

Тернопільський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції „Облдержродючість”

У даній статті приведено аналіз результатів досліджень, проведених лабораторією екологічної безпеки земель Тернопільського центру „Облдержродючість”, за якими уточнено динаміку накопичення радіонуклідів в ґрунтах області.

Вступ. Природна радіоактивність ґрунтів не спричиняє негативного впливу на родючість ґрунтів, навіть посилює фіксацію азоту. Штучна радіоактивність зумовлена надходженням в ґрунт радіоактивних ізотопів, які утворюються в результаті аварій на АЕС. Вагомим фактором радіоактивного забруднення природного середовища стала аварія на Чорнобильській АЕС. Внаслідок вибуху в атмосферу потрапили радіоактивні ізотопи багатьох елементів. У даний час найбільшу небезпеку становлять радіоізотопи цезію і стронцію, які мають період піврозпаду в межах 30 років.

Радіоактивні речовини (радіонукліди), які викидаються в атмосферу, в кінцевому результаті потрапляють в ґрунт, частково вимиваються і попадають в ілювіальний горизонт та ґрунтові води. Отже, при забрудненні території ґрунт є постійно діючим джерелом надходження радіонуклідів в рослини, в корми тварин і їжу людини.

Матеріали і методи досліджень. Для здійснення постійного радіоекологічного моніторингу в області закладено 35 контрольних ділянок, якими охоплено всі ґрунтово-кліматичні зони, найважливіші типи ґрунтів та

сільськогосподарські угіддя. Радіологічне спостереження на цих ділянках ведеться з 1983 року.

Проводиться щорічне дослідження ґрунтів і рослинницької продукції, яка вирощується на контрольних ділянках на вміст цезію-137 і стронцію-90.

Дане дослідження вирішує одне із основних завдань – організацію і проведення контролю за рівнями забруднення ґрунтів та рослинницької продукції радіоактивними речовинами.

Відбір ґрунтових і рослинних зразків з контрольних ділянок проводився згідно «Методических указаний по проведению радиологических исследований на контрольных участках» (Москва, 1982 г.).

Маса змішаного зразка повинна бути достатньою для проведення радіохімічного, спектрометричного аналізів і досягає 2-2,5 кг в перерахунку на повітряно-суху речовину.

Ступінь забруднення ґрунтів і рослин цезієм-137 і стронцієм-90 до 1993 року визначались радіохімічним методом згідно «Методических указаний по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях», (Москва, 1985 г.).

З 1998 по сьогоднішній час на приладі СЕГ-001 «АКП-С» згідно «Методики измерения активности гамма-излучающих радионуклидов с использованием аттестованного гамма-спектрометра МБИ 4/86».

Забруднення ґрунту стронцієм-90 визначалось радіохімічним методом згідно «Методических указаний по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях» (Москва, 1985г.).

Отже, основними радіонуклідами, які визначають радіаційний стан на забрудненій території, на теперішній час є цезій-137 та стронцій-90. Попадання цих речовин в організм людини з продуктами харчування відбувається головним чином через продукцію рослинництва та тваринництва.

Результати та їх обговорення. Таким чином, основними радіонуклідами, які визначають радіаційний стан на забрудненій території, на теперішній час є

цезій-137 та стронцій-90. Попадання цих речовин в організм людини відбувається головним чином з продуктами харчування.

Цезій-137 є аналогом калію, тому активно бере участь у всіх реакціях обміну в організмах рослин та тварин, біологічно дуже рухливий і порівняно швидко виводиться з організму. Стронцій-90, хімічний аналог кальцію, характеризується високою засвоюваністю рослинами і тваринами, повільно виводиться з організму та накопичується в кістковій тканині.

Часткове радіоактивне забруднення спостерігалось в чотирьох районах Тернопільської області. Це Борщівський, Буцацький, Заліщицький та Чортківський райони, в яких закладено 20 контрольних ділянок із 35 по області. Значну роль у підвищенні радіаційного стану на протязі першого року після аварій відігравали так звані короткоживучі радіонукліди, зокрема йод-131 і інші. Динаміка забруднення ґрунтів радіонуклідами приведена в Таблиці 1.

Таблиця 1 – Динаміка забруднення радіонуклідами ґрунту на контрольних ділянках районів Тернопільської області

№ т.с.	Район, населений пункт	Рік обстеження	Гама-фон мкР/год	Щільність забруднення, Кі/км ²	
				Cs-137	Sr-90
1	2	3	4	5	6
1	Буцацький р-н с. Зелена сівозміна: польова поле: №7 площа 71,4 га	1986*	65	0,40	0,060
		1990	17	0,10	0,080
		2000	15-16	0,09	0,033
		2010	9-10	0,05	0,019
2	Буцацький р-н с. Добреполе сівозміна: польва поле: №4 площа: 140,8 га	1986*	185	0,90	0,100
		1990	20	0,27	0,200
		2000	14-15	0,17	0,038
		2010	7-8	0,16	0,025
3	Борщівський р-н с. Гермаківка дендропарк	1986*	240	1,52	0,650
		1990	20	0,14	0,060
		2000	18-19	0,11	0,021
		2010	9-10	0,18	0,018
6	Заліщицький р-н с. Угриньківці сівозміна: польова поле: №7 площа: 41,1 га	1986*	170	1,15	0,080
		1990	16	0,09	0,140
		2000	15-16	0,10	0,015
		2010	10-11	0,12	0,014
7	Заліщицький р-н с. Дзвиняч сівозміна: польова поле: №4 площа: 24,6 га	1986*	160	1,22	0,060
		1990	16	0,02	0,020
		2000	16-17	0,04	0,018
		2010	10-11	0,08	0,017

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6
14	Теребовлянський р-н с. Деренівка сівозміна: польова поле: №4 площа: 77,0 га	1986*	50	0,10	0,052
		1990	15	0,65	0,027
		2000	15-16	0,05	0,015
		2010	10-11	0,03	0,011
15	Чортківський р-н с. Свидова сівозміна: польова поле: №10 площа: 53,7 га	1986*	220	1,95	0,092
		1990	18	0,35	0,300
		2000	17-18	0,22	0,024
		2010	11-12	0,19	0,020
16	Чортківський р-н с. Ст.Ягільниця сівозміна: польова поле: №1 площа: 110,1 га	1986*	300	4,75	0,375
		1990	22	0,725	0,040
		2000	23-24	0,66	0,039
		2010	13-14	0,41	0,027
18	Борщівський р-н с. Озеряни сівозміна: польова поле: №1 площа: 91,5 га	1986*	250	0,425	0,107
		1990	21	0,50	0,850
		2000	18-19	0,34	0,015
		2010	10-11	0,32	0,015
23	Заліщицький р-н с. Дунів сівозміна: польова поле: №1 площа: 83,8 га	1990**	22-22	0,525	0,375
		2000	20-21	0,51	0,031
		2010	7-8	0,47	0,024
24	Заліщицький р-н с. Винятинці сівозміна: польова поле: №3 площа: 110,0 га	1990**	33-33	1,15	0,100
		2000	26-27	1,48	0,028
		2010	13-14	1,27	0,034
25	Заліщицький р-н с. Винятинці сівозміна: овочева ділянка поле: №4 площа: 35,0 га	1990**	34-34	1,25	0,275
		2000	27-28	1,60	0,044
		2010	10-11	1,01	0,041
26	Чортківський р-н с.Нагірянкa сівозміна: польова поле: №4 площа: 79,7 га	1990**	18-18	0,275	0,060
		2000	17-18	0,26	0,030
		2010	13-14	0,20	0,026
27	Чортківський р-н с. Рсохач сівозміна: польова поле: №7 площа: 72,5 га	1990**	17-17	0,40	0,075
		2000	17-18	0,19	0,022
		2010	12-13	0,14	0,024
28	Чортківський р-н с. Росохач сівозміна: овочева ділянка поле: №2 площа: 6,8 га	1990**	19-19	0,25	0,105
		2000	17-18	0,19	0,027
		2010	12-13	0,13	0,028
29	Чортківський р-н с. Угринь сівозміна: польова поле: №9 площа: 23,3 га	1990**	18-18	0,325	0,027
		2000	17-18	0,47	0,012
		2010	10-11	0,32	0,014
30	Бучацький р-н с. Миколаївка сівозміна: польова поле: №5 площа: 46,4 га	1990**	25-25	0,65	0,127
		2000	25-26	0,91	0,063
		2010	12-13	0,65	0,042
31	Бучацький р-н с. Миколаївка сівозміна: овочева ділянка поле: №2; 4 площа: 8,2 га	1990**	32-32	1,025	0,165
		2000	21-22	0,79	0,046
		2010	12-13	0,78	0,037

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6
32	Бучацький р-н с. Добреполе сівозміна: овочева ділянка поле: №8 площа: 10,0 га	1990**	16-16	0,195	0,077
		2000	15-16	0,17	0,040
		2010	8-9	0,19	0,020
33	Бучацький р-н с. Сороки сівозміна: польова поле: №6 площа: 72,8 га	1990**	21-21	0,375	0,082
		2000	14-15	0,10	0,017
		2010	10-11	0,12	0,019
34	Заліщицький р-н с. Дунів сад	1990**	19-19	1,725	0,625
		2000	20-21	0,71	0,040
		2010	7-8	0,38	0,032
35	Бережанський р-н с. Посухів сівозміна: польова поле: №9 площа: 60,3 га	2000***	14-15	0,05	0,027
		2010	9-10	0,03	0,015

* - контрольні ділянки закладені в доаварійний період,

** - контрольні ділянки закладені після аварії на ЧАЕС,

*** - контрольна ділянка закладена в 90-х роках.

Через аварійний викид радіонуклідів Чорнобильською АЕС в 1986 році спостерігалось різке підвищення гама-фону на контрольних ділянках забруднених районів в 10-15 разів.

Так, наприклад, в Бучацькому районі с. Добреполе в польовій сівозміні у 1985 році γ -фон становив 18 мкР/год, у 1986 р. – 185 мкР/год; в Заліщицькому районі с. Бересток в польовій сівозміні у 1985 р. γ -фон становив 16 мкР/год, 1986 р. – 170 мкР/год.; в Борщівському районі с. Гермаківка (дендропарк) у 1985 році γ -фон становив 17 мкР/год, а у 1986 р. – 240 мкР/год.; Чортківському районі с.Стара Ягільниця в польовій сівозміні у 1985 році γ -фон становив 19мкР/год, у 1986 р. – 300 мкР/год (табл.1).

Починаючи з 1987 року, γ -фон відносно підвищених рівнів стабілізується і наближається до показників доаварійного періоду.

Однак вміст довгоживучих радіонуклідів, які є актуальним предметом наших досліджень, а саме цезій-137 і стронцій-90, залишаються підвищеними.

Враховуючи те, що нормативний період піврозпаду досліджуваних радіонуклідів становить близько тридцяти років, на даний час спостерігається тенденція до зниження їх негативної дії.

Щільність забруднення цезієм-137 ґрунту у с. Стара Ягільниця Чортківського району у 1985 році була 0,042 Кі/км², а у 1986 – 4,75Кі/км²,

відповідно стронцієм-90 у 1985 році – 0,077, у 1986 – 0,375 Кі/км² (табл. 2).

Таблиця 2 – Динаміка радіологічного забруднення ґрунтів на контрольній ділянці № 16

Район, населений пункт	Рік обстеження	Щільність забруднення, Кі/км ²	
		Cs-137	Sr-90
Чортківський р-н с.Стара Ягільниця сівозміна польова поле №1 площа: 110,1га	(до аварії) 1985	0,042	0,077
	(під час аварії) 1986	4,75	0,375
	(післяаварійний період)1990	0,725	0,040
	2000	0,66	0,039
	2010	0,41	0,027

Подібна тенденція спостерігається і на інших контрольних ділянках. Починаючи з 1990 року вміст радіоактивного цезію і стронцію в ґрунтах поступово зменшується, так на цій же ділянці вже в 2000 році щільність забруднення цезієм-137 ґрунту становила 0,066 Кі/км², стронцієм-90 – 0,039 Кі/км². У 2010 році цезієм-137 – 0,41 Кі/км², стронцієм-90 – 0,027 Кі/км².

За результатами досліджень за останній період тенденція щодо зниження щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами цезію-137 і стронцію-90 відмічається і на всіх інших ділянках спостереження. Однак, ще на двох контрольних ділянках щільність забруднення ґрунту радіонуклідами цезію-137 залишається підвищеним (більше 1 Кі/км²), а саме Заліщицький район с.Винятинці (польова і овочева сівозміни).

За ступенем забрудненості цезієм-137 вони відносяться до 4 зони (зони посиленого радіологічного контролю).

Висновки. Таким чином, для оцінки динаміки змін щільності забруднення ґрунтів на контрольних ділянках ми використали дані обстеження з періодом в десять років, у порівнянні з даними безпосередньо перед аварією, в рік аварії та наступний.

У період після Чорнобильської аварії, як і слід було очікувати, зниження щільності забруднення, зокрема цезію-137 відбувається по експоненті з

наближенням до даних 1985 року. У зв'язку з цим на даний час першорядного значення набувають заходи, які спрямовані на ведення нормальної роботи в сільському господарстві і одержанні продуктів харчування із вмістом радіонуклідів не вище ДР-2006.

В умовах нашої області практично можна вирощувати всі районовані культури та їх сорти по загальноприйнятих технологіях. Всі види робіт в землеробстві можна проводити без обмежень, згідно прийнятих технологій для нашої ґрунтово-кліматичної зони.

Спеціалістам господарств слід звернути особливу увагу на дотримання агротехнічних прийомів обробітку ґрунту та грамотного застосування агрохімікатів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Основы сельскохозяйственной радиологии / [Б.С.Пристер, Н.А.Лощинов, О.Ф.Немец и др.]. – [2-е изд.переработ.и доп.]– К.: Урожай, 1991. – 472с.
2. Сельскохозяйственная радиоэкология / [Алексахин Р.М., Васильев А.В., Егорова В.А. и др.]; под ред. Р.М.Алексахина, Н.А.Корнеева. – М.: Экология, 1992.– 400с.
3. Ведення сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення територій України в результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 1999-2002рр.// Метод.рекомендації – К., 1998.– 103с.
4. Виконання у 1997 році національної програми мінімізації наслідків Чорнобильської катастрофи: Річна доповідь МНС України.– К., 1998.– 55с.
5. Методические указания по проведению радиологических исследований на контрольных участках / [С.Г.Самохвалов, В.П.Крищенко, О.И.Локашена и др.]. – М., 1982.
6. Рекомендації по веденню сільського господарства в умовах радіоактивного забруднення території України в результаті аварії на Чорнобильській АЕС на період 1996-1998рр. / [Ю.О.Іванов, П.Ф.Бондарь, Г.П.Перепеляшніков і інш.]. - К., 1996.

РАДИАЦИОННАЯ СИТУАЦИЯ НА ТЕРНОПОЛЬЩИНЕ

Б. Е. Черний, Г.М. Дзяба, О.З.Бровко

В данной статье приведен анализ результатов исследований, проведенных лабораторией экологической безопасности земель центра „Облдержродючисть”, по которых уточнена динамика накопления радионуклидов в почвах области.

RADIATING SITUATION ON TERNOPILLI

B. Chernij, G. Dzjaba, O. Brovko

The analysis of results of researches, conducted the laboratory of ecological safety of earths of center of „Oblderzhrodyuchist'” is resulted in this article, for which the dynamics of accumulation of radionuklidiv is specified in soils of area.

УДК 631.47:631.48

РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗЕМЕЛЬ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ІВАНО- ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

М.М. Якимів, Б.М. Середюк, В.М. Булавінець, О.Г. Агапова

Івано-Франківський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції.

Наведено результати спостережень за рівнем забруднення ґрунтів Івано-Франківщини Cs^{137} та Sr^{90} на протязі тривалого періоду. Виявлено не забруднені радіонуклідами угіддя для вирощування екологічно-чистої продукції.

Після аварії на ЧАЕС особливо гостро постало питання забруднення земель і продукції рослинництва радіонуклідами. Подібно до багатьох інших забруднювачів, вони мають здатність поступово концентруватися у харчових ланцюгах і включатися в біологічний кругообіг, через рослинну та тваринну

їжу надходити в організм людини і, нагромаджуючись в ньому, спричинювати внутрішнє опромінення [1].

В екологічному відношенні найнебезпечніші стронцій-90 і цезій-137. Це зумовлено тривалим періодом напіврозпаду (Sr^{90} -29 років, Cs^{137} - 30 років), високою енергією випромінювання і здатністю легко включатися в біологічний кругообіг та ланцюги живлення [2].

Радіонукліди із ґрунту частково вимиваються і потрапляють у ґрунтові води. Але більшість їх утримує ґрунт, і радіонукліди безперервно на протязі багатьох років надходять у сільськогосподарську продукцію. Літературні дані про поведінку радіонуклідів ґрунтах і надходження їх в рослини досить суперечливі, тому не завжди можна дати об'єктивну оцінку стану екологічного ґрунтового покриву [3].

Тому, систематичні радіологічні дослідження стану радіаційного забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь на даний час є актуальними.

Мета досліджень – послідовне отримання первинної базової інформації, яка необхідна для оцінки радіаційної ситуації на землях сільськогосподарського призначення області з метою еколого-агрохімічної паспортизації земельних ділянок і визначення сировинних зон для вирощування екологічно чистої продукції.

Методика досліджень. Радіологічні дослідження стану радіаційного забруднення земель сільськогосподарського призначення області проводяться за трьома напрямками:

1. Періодичний раз у 5 років суцільний контроль усіх сільськогосподарських угідь під час проведення еколого-агрохімічної паспортизації земель;
2. Уточнююче радіологічне обстеження сільськогосподарських угідь господарств, розміщених на території IV зони радіоактивного забруднення;
3. Систематичні (щорічні) радіологічні дослідження на стаціонарних контрольних майданчиках.

Відбір проб ґрунту для аналізу проводився згідно методик [4, 5]. Визначення цезію-137 проводилося за допомогою повіреного радіометра РИГ-01, а стронцію-90 – радіохімічним методом з кінцевим вимірюванням на установці малого фону УФМ-1500.

Гамма – зйомку проводили за допомогою повіреного дозиметра ДБГ-06Т на відстані 1 м від поверхні ґрунту.

Результати досліджень та їх обговорення. Інтенсивне забруднення ґрунтів області радіонуклідами цезієм-137 та стронцієм-90 відбулося у 1986 році. До цього періоду вміст цезію-137 у ґрунті складав 0,04-0,27 Кі/км², а стронцію-90 – від 0,01 до 0,124 Кі/км². Причому, найнижчий вміст цих радіонуклідів спостерігався у низинних, а найвищий – в гірських районах (Верховинський, Косівський, Надвірнянський).

За 20 років після Чорнобильської катастрофи, внаслідок природного розпаду радіонуклідів, постійного перемішування верхнього шару ґрунту під час обробітку та промивання його атмосферними опадами (тип зволоження ґрунтів області промивний) і вимивання радіонуклідів у нижні горизонти та підґрунтові води, вміст цезію-137 і стронцію-90 у ґрунтах значно знизився.

Враховуючи результати радіологічних досліджень, проведених у 2005-2009 роках щільність забруднення сільськогосподарських угідь області складає:

Цезієм-137 (обстежено 281,8 тис. га):

до 0,5 Кі/км² – 231,9 тис. га або 82,29 %;

від 0,5 до 1 Кі/км² – 41,31 тис. га або 14,66 %;

від 1 до 5,0 Кі/км² – 8,59 тис. га або 3,05 %.

Стронцієм-90 (обстежено 281,8 тис. га):

до 0,02 Кі/км² – 94,49 тис. га або 33,53 %;

від 0,02 до 0,15 Кі/км² – 184,83 тис. га або 65,59 %;

від 0,15 до 3,0 Кі/км² – 2,48 тис. га або 0,88 %.

Найбільша площа забруднених радіонуклідом цезієм-137 більше 1,0 Кі/км² виявлено у Снятинському районі – 6,27 тис. га (с. Стецева, с. Стецівка, с. Русів, с. Потічок).

У Городенківському районі таких земель налічується 1,92 тис.га (с. Ясенів-Пільний) та у Верховинському – 0,40 тис. га (на території Буковецької, Верхне-Ясенівської, Верховинської, Криворівнянської сільських рад).

Сільськогосподарські угіддя забруднені стронцієм-90 від 0,15 до 3,0 Кі/км² знаходяться тільки у Снятинському районі.

З метою здійснення радіологічного і токсикологічного контролю за станом забруднення земель сільськогосподарського призначення та продукції рослинництва радіонуклідами, важкими металами і залишками пестицидів у кожному адміністративному районі у 1978 році було закладено 15 стаціонарних моніторингових ділянок на різних типах ґрунтів. Площа моніторингової ділянки – 2500 м². Одночасно з виміром вмісту радіонуклідів у ґрунті проводився аналіз на вміст радіонуклідів в основній продукції, вирощеній на всіх моніторингових ділянках. Результати досліджень заносяться до бази даних. Інформація про забруднення ґрунту, яке відбулося в 1986 р. та сучасний стан забруднення на 15 контрольних ділянках (станом на 1.01.2009 р.) подані нижче (табл.1).

Дослідження проведені на контрольних ділянках дали можливість встановити для орного шару ґрунту межі концентрації радіонуклідів цезію-137 і стронцію-90. Рівень експозиційної дози (гамма-фону) коливався від 10 мкР/год у Галицькому, Долинському, Рожнятівському районах до 12-14 мкР/год у Косівському, Надвірнянському, Тлумацькому, Городенківському, Верховинському районах. Що стосується вмісту ¹³⁷Cs по області, то найвищий рівень забруднення було зафіксовано у гірських районах на контрольних ділянках № 10, 2 і 8. На цих же ділянках найвищий і рівень стронцію-90.

Одночасно з дослідженням рівня забруднення ґрунтів радіонуклідами визначали і проводили аналізи на вміст цезію-137 та стронцію-90 в основній та побічній продукції рослинництва, вирощеній на цих ділянках. Ні на одній ділянці не було виявлено перевищень ДР-2006.

**Таблиця 1 – Інформація про забруднення радіонуклідами ґрунту
контрольних ділянок Івано-Франківської області за 1986, 2009 роки**

№ п/п	Район, населений пункт, агровиробнича група (код) ґрунту	рік	Гамма фон, мкР/год.	Щільність забруднення, Бк/кг	
				Цезій-137	Стронцій-90
1	2	3	4	5	6
1.	Богородчанський с. Старуня 1831	1986 2009	24 10	74,0 39,9	5,9 1,66
2.	Верховинський с. Ясенів 198	1986 2009	94 14	344,1 218,8	21,06 12,98
3.	Галицький с. Слобідка 180	1986 2009	15 10	37,0 30,4	6,17 1,74
4.	Городенківський с. Чернятин 045	1986 2009	20 13	117,9 42,6	25,0 3,56
5.	Долинський с. Надіїв 027	1986 2009	12 10	46,3 32,9	12,2 2,33
6.	Калуський с. Студінка 009	1986 2009	22 11	44,8 31,3	13,9 1,79
7.	Коломийський с. П'ядики 027	1986 2009	20 10	74,1 37,2	9,0 2,76
8.	Косівський с.Яворів 198	1986 2009	54 12	213,8 65,6	37,0 11,42
9.	Надвірнянський сmt. Ланчин 028	1986 2009	20 12	100,3 37,0	9,3 2,85
10.	Надвірнянський сmt. Ворохта 194	1986 2009	50 13	371,4 52,7	56,3 6,78
11.	Рогатинський с. Конюшки 047	1986 2009	18 12	23,8 30,8	3,6 2,53
12.	Рожнятівський с. Дуба 185	1986 2009	12 10	24,7 17,3	9,0 2,23
13.	Снятинський с. Олешків 040	1986 2009	36 11	63,1 36,3	10,0 2,08
14.	Тисменицький с. Хом'яківка, 177	1986 2009	30 11	162,0 40,7	16,2 1,97
15.	Тлумацький сmt. Обертин	1986 2009	25 12	178,5 45,5	8,9 1,97

Висновки. Грунти Івано-Франківської області по різному накопичують радіонукліди, але рівень забруднення більшості з них не перевищує ГДК. Отже, продукція вирощена на них, придатна для вживання та переробки і може використовуватися в дієтичному та дитячому харчуванні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методические рекомендации по выполнению измерений на гамма - спектрометре.- М.: НПО „ВНИИФТРИ”.-1993. -34с.
2. Носко Б.С., Прістер Б.С., Лобода М. В. Та ін. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України. – Київ: „Урожай” - 1994. -131с.
3. Соловей В. Б., Козир С. В. „Розподіл Cs^{137} у вертикальному профілі ґрунтів. „Вісник аграрної науки”- №7. – 2005. – с. 49 – 52.
4. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель (методично-нормативне забезпечення)/ За ред. Патики В. П., Тараріко О. Г. – К. – Фітосоціоцентр, 2002. – 296с.
5. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення../ За ред. С. М. Рижука, М. В. Лісового, Д. М. Бенцаровського – К. – 2003. – 64с.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЗЕМЕЛЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ ИВАНО- ФРАНКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

М.М. Якимов, Б.М. Середюк, В.М. Булавинець, О.Г. Агапова

Приведены результаты наблюдений за уровнем загрязнения почв Ивано-Франковщины Cs^{137} та Sr^{90} в течение длительного периода. Обнаружены не загрязненные радионуклидами угодья для выращивания экологически – чистой продукции.

RADIOEKOLOGICAL MONITORING OF EARTHS OF AGRICULTURAL SETTING IVANO-FRANKIVSK AREA

M. Yakimiv, B. Seredyuk, V. Bulavinec, O. Agapova

The result of observes for level soil pollutions radioactive isotopes Cs^{137} and Sr^{90} in Ivano-Frankovsk region during the long period is demonstrated. Non – pollution area for growing eco – pure products is set.

ЗМІСТ

Греков В.О., Дацько Л.В., Майстренко М.І. ДВАДЦЯТЬ П'ЯТЬ РОКІВ ПІСЛЯ КАТАСТРОФИ НА ЧАЕС: СТАН ЗЕМЕЛЬ НА ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ РЕАБІЛІТАЦІЇ.....	3
Бойко Л.В., Зосімов В.Д., Василенко М.Г., Шило Л.Г., Андрійченко Г.В. СУЧАСНИЙ СТАН РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЧЕРЕЗ 25 РОКІВ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧАЕС.....	9
Гаврилюк В.А., Бортнік А.М. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА НОВИХ СИСТЕМ УДОБРЕННЯ КАРТОПЛІ В УМОВАХ ВОЛИНСЬКОГО ПОЛІССЯ.....	23
Гаврилюк В.Б., Корнійчук В.П., Гаврилюк М.В. РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН ТЕРИТОРІЇ ХМЕЛЬНИЧЧИНИ ЧЕРЕЗ ЧВЕРТЬ ВІКУ ПІСЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ.....	30
Демчишин А.М., Віщак В.М. РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	40
Денисюк М.В., Старовойтова О.О. ВПЛИВ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ НА РАДІАЦІЙНИЙ СТАН ЗЕМЕЛЬ БУКОВИНИ.....	46
Долженчук В.І., Крупко Г.Д. ОЦІНКА РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ТЕРИТОРІЇ МАЛИНСЬКОЇ СІЛЬСЬКОЇ РАДИ БЕРЕЗНІВСЬКОГО РАЙОНУ ТА ШЛЯХИ ЇЇ ПОЛІПШЕННЯ.....	53
Зінчук М.І., Луцинська Д.Ф., Штань С.С. СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ РАДІОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ В ПОСТРАЖДАЛИХ РАЙОНАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	62
Клименко О. М., Долженчук В. І., Кирильчук Н. В. СУЧАСНИЙ РАДІОЛОГІЧНИЙ СТАН С/Г УГІДЬ ЗОНИ ПОЛІССЯ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ТА ПРОБЛЕМИ ВИРОБНИЦТВА ЕКОЛОГІЧНОБЕЗПЕЧНОЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ.....	70
Коваль В.В., Кучерявий С.О., Наталочка В.О. АГРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	80

Макарова Г.А., Троїцький М.О., Протченко Н.М., Зубко А.В. ПОСТАВАРІЙНА ДИНАМІКА ^{137}Cs ТА ^{90}Sr В ҐРУНТАХ АГРОЛАНДШАФТІВ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я.....	84
Мартенюк О.М. СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІ ПЕРЕДУМОВИ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЙ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	95
А.І. Мельник, А.М. Приходько, С.О. Хмарна, С.І. Олійник РЕЗУЛЬТАТИ РАДІОЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ҐРУНТІВ І РОСЛИН У ПОСТАВАРІЙНИЙ ПЕРІОД НА ЛІВОБЕРЕЖНОМУ ПОЛІССІ.....	103
Мерленко І.М., Наумчик В.П., Дідковська Т.П. МЕДИЧНІ ТА СОЦІАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ У ВОЛИНСЬКІЙ ОБЛАСТІ ПІСЛЯ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС.....	113
Пасічник О.Р., Пензеник Ю.Ю., Матієга В.Й., Поличко В.С. ДИНАМІКА ВМІСТУ ЦЕЗІЮ-137 В ҐРУНТАХ ЗАКАРПАТТЯ.....	120
Пасічник В.І., Нагребецький М.І., Палуба Р.С., Зімін В.А., Власюк Т.В. ДИНАМІКА ЗАБРУДНЕННЯ ЦЕЗІЄМ-137 СІЛЬСЬКОГОСПО- ДАРСЬКИХ УГІДЬ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ VIII- IX ТУРУ АГРОХІМІЧНОГО ОБСТЕЖЕННЯ.....	127
Сахно В.П., Мартиненко В.М., Безверхий В.Г. РАДІОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ ПРОДУКЦІЇ НА МОНІТОРИНГОВИХ ДІЛЯНКАХ СУМЩИНИ.....	131
Черній Б.Є., Дзяба Г.М., Бровко О.З. РАДІАЦІЙНА СИТУАЦІЯ НА ТЕРНОПІЛІ.....	142
Якимів М.М., Середюк Б.М., Булавінець В.М., Агапова О.Г. РАДІОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ЗЕМЕЛЬ СІЛЬСЬКОГОСПО- ДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	149