

ОДЕСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ І.І. МЕЧНИКОВА
Факультет гідрометеорології і екології
Кафедра екології та охорони довкілля

Кваліфікаційна робота
на здобуття ступеня вищої освіти «магістр»

**МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВО-РОСЛИННОГО
ПОКРИВУ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ РАДІОНУКЛІДАМИ**
**MODELING OF SOIL AND VEGETATION CONTAMINATION IN THE
ODESA OBLAST BY RADIONUCLIDES**

Виконав: здобувач гр. МЕ-24
денної форми навчання
спеціальності 101-Екологія
Освітньо-професійна програма Екологія та
охорона навколишнього середовища

Пелешок Юрій Михайлович
(прізвище, ім'я, по-батькові здобувача)

Керівник PhD, ст. викладач Ільїна А.О.
(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ініціали) (підпис)

Рецензент д.геогр.н., проф. Тучковенко Ю.С.
(науковий ступінь, вчене звання, прізвище, ініціали)

Рекомендовано до захисту:
Протокол засідання кафедри
екології та охорони довкілля
№ 5 від 04. 12. 2025 р.

Завідувач кафедри
Ангеліна ЧУГАЙ
(підпис) (прізвище, ім'я)

Захищено на засіданні ЕК №
протокол № від . . 20 р.

Оцінка / /
(за національною шкалою/шкалою ECTS/ бали)

Голова ЕК
ОЛЕНА НІКІПЕЛОВА
(підпис) (прізвище, ім'я)

АНОТАЦІЯ

Пелешок Ю. М. Моделювання забруднення ґрунтового-рослинного покриву Одеської області радіонуклідами.

Інтенсивні випробування ядерної зброї протягом другої половини 20-го століття значною мірою сприяли викиду довгоживучих штучних радіонуклідів, включаючи трансуранові елементи, продукти поділу та продукти активації. Радіоактивне забруднення природного середовища штучними радіонуклідами продовжує становити одну з найскладніших екологічних проблем, оскільки вивільнені радіонукліди вступають у біогеохімічні цикли та накопичуються в компонентах екосистеми протягом тривалих періодів. Тому, дослідження поведінки радіонуклідів залишаються дуже актуальними, особливо щодо механізмів, що регулюють їх міграцію та перерозподіл у компонентах навколишнього середовища. Поглиблення цього розуміння є важливим для оцінки та прогнозування радіоекологічної ситуації на забруднених територіях, оцінки потенційних ризиків для екосистем та здоров'я людини, а також для підтримки розробки стратегій відновлення та довгострокового моніторингу.

Ґрунтовий покрив є ключовим елементом навколишнього середовища, що виконує найважливіші біосферні функції та формує разом із рослинністю єдину взаємопов'язану систему. Втрата ґрунтом родючості та її деградація позбавляють рослини основи існування. В Україні останніми роками переважала незбалансована, дефіцитна система землеробства, що призвело до значного зменшення гумусу. В результаті навіть унікально родючі чорноземи поступово перетворилися на ґрунти із середнім рівнем родючості, і процес їхньої деградації триває.

Забруднюючі речовини впливають на фізіологічні та біохімічні процеси, характерні для кожного виду рослин, порушуючи роботу продохів, фотосинтез, дихання та основні шляхи метаболізму. В результаті це призводить до зниження врожайності, погіршення якості продукції та зниження її екологічної безпеки. Реакція рослин на комплекс забруднювачів може помітно змінюватися під впливом кліматичних умов, які здатні послаблювати, так і посилювати негативний вплив токсичних речовин.

Для Одеської області, що належить до агропромислового регіону України, родючість ґрунтів має ключове значення для виробництва сільськогосподарської продукції. Ґрунт поглинає та утримує значну частину радіонуклідів, зменшуючи їх доступність для кореневих систем рослин. Однак таке закріплення призводить до тривалого збереження радіонуклідів в поверхневих шарах і перешкоджає вимиванню за межі зони, що живе.

У сучасних умовах ключовим завданням сільського господарства при радіоактивному забрудненні ґрунтів є максимальне скорочення надходження радіонуклідів у продукцію рослинництва та запобігання їх накопиченню в екосистемах. Отже, подальший розвиток аграрного сектору неможливий без

урахування поточного стану та прогнозованого подальшого рівня забруднення ґрунтів.

Метою кваліфікаційної роботи магістра є оцінка радіонуклідного забруднення ґрунтового – рослинного покриву Одеської області, вивчення і аналіз сучасного стану використання добрив, що зменшують радіонуклідне навантаження, а також надання рекомендацій щодо зниження забруднення радіонуклідами агроценозів Одеської області.

Об'єктом дослідження став ґрунтового-рослинний покрив Одеської області. Предметом дослідження – показники радіонуклідного навантаження в ґрунтах Одещини.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у тому, що вперше для умов Одеської області виконано оцінку ефективності внесення мінеральних добрив з метою зменшенні біодоступності радіонуклідів для сільськогосподарських культур.

Магістерська робота присвячена комплексному дослідженню формування та поширення радіонуклідного забруднення у ґрунтового-рослинному покриві Одеської області з урахуванням природних, агрохімічних та біологічних чинників. Дослідження показали, що за період спостереження внесення різних видів добрив відбувалось нерівномірно. Найбільші обсяги припадають на азотні добрива (820 тис. ц.), фосфорні добрива застосовувалися у значно менших кількостях (40 тис. ц), тоді як внесення калійних добрив було мінімальним і не перевищувало 5 тис. ц. Також було встановлено, що основна продукція агросектору області, належать до групи рослин, здатних акумулювати радіонуклід цезій-137 (^{137}Cs). При моделюванні можливого переходу радіонуклідів з ґрунтів у сільськогосподарську продукцію, яка вирощена в умовах Одеської області, було встановлено, що найбільшу частку становлять сіно та насіння соняшнику, що свідчить про їхню відносно вищу здатність накопичувати ^{90}Sr порівняно з іншими культурами.

Робота складається зі вступу, 4 основних розділів, висновку, переліку посилань. Обсяг роботи складає 70 с., в т.ч. 21 рис., 4 табл. та 30 літературних джерел.

Ключові слова: радіонукліди, радіологічне забруднення ґрунтів, мінеральні добрива, система «ґрунт-рослина», сільське господарство.

АНОТАЦІЯ

Peleshok Yu. M. Modeling of soil and vegetation contamination in the Odessa oblast by radionuclides.

Intensive nuclear weapons testing during the second half of the 20th century contributed significantly to the release of long-lived artificial radionuclides, including transuranic elements, fission products, and activation products. Radioactive contamination of the natural environment with artificial radionuclides continues to be one of the most challenging environmental problems, as released radionuclides enter biogeochemical cycles and accumulate in ecosystem components over long periods of time. Therefore, research into the behavior of radionuclides remains highly relevant, especially with regard to the mechanisms that regulate their migration and redistribution in environmental components. Deepening this understanding is important for assessing and predicting the radioecological situation in contaminated areas, evaluating potential risks to ecosystems and human health, and supporting the development of remediation strategies and long-term monitoring.

Soil cover is a key element of the environment, performing vital biospheric functions and forming a single interconnected system together with vegetation. Loss of soil fertility and degradation deprive plants of their basis for existence. In recent years, Ukraine has been dominated by an unbalanced, deficient system of agriculture, which has led to a significant reduction in humus. As a result, even uniquely fertile black soils have gradually turned into soils with average fertility, and the process of their degradation continues.

Pollutants affect the physiological and biochemical processes characteristic of each plant species, disrupting transpiration, photosynthesis, respiration, and basic metabolic pathways. As a result, this leads to lower yields, poorer product quality, and reduced environmental safety. The reaction of plants to a complex of pollutants can vary significantly under the influence of climatic conditions, which can either weaken or intensify the negative impact of toxic substances.

For the Odessa region, which belongs to the agro-industrial region of Ukraine, soil fertility is crucial for agricultural production. The soil absorbs and retains a significant portion of radionuclides, reducing their availability to plant root systems. However, this fixation leads to the long-term preservation of radionuclides in the surface layers and prevents them from being washed out of the living zone.

In the current conditions, the key task of agriculture in the context of radioactive soil contamination is to minimize the entry of radionuclides into crop production and prevent their accumulation in ecosystems. Therefore, further development of the agricultural sector is impossible without taking into account the current state and projected future level of soil contamination.

The purpose of the master's thesis is to assess radionuclide contamination of the soil and vegetation cover of the Odessa region, to study and analyze the current state of use of fertilizers that reduce radionuclide load, and to provide

recommendations for reducing radionuclide contamination of agrocenoses in the Odessa region.

The object of the study was the soils of the Odessa region. The subject of the study was the indicators of radionuclide load in the soils of the Odessa region.

The scientific novelty of the results obtained lies in the fact that, for the first time for the conditions of the Odessa region, an assessment of the effectiveness of mineral fertilizer application was carried out with the aim of reducing the bioavailability of radionuclides for agricultural crops.

The master's thesis is devoted to a comprehensive study of the formation and spread of radionuclide contamination in the soil and vegetation cover of the Odessa region, taking into account natural, agrochemical, and biological factors. Studies have shown that during the observation period, the application of various types of fertilizers was uneven. The largest volumes were nitrogen fertilizers (820 thousand tons), phosphorus fertilizers were used in significantly smaller quantities (40 thousand tons), while the application of potash fertilizers was minimal and did not exceed 5 thousand tons. It was also found that the main products of the region's agricultural sector belong to a group of plants capable of accumulating the radionuclide cesium-137 (^{137}Cs). When modeling the possible transfer of radionuclides from soil to agricultural products grown in the Odessa region, it was found that hay and sunflower seeds account for the largest share, indicating their relatively higher ability to accumulate ^{90}Sr compared to other crops.

The work consists of an introduction, four main sections, a conclusion, and a list of references. The volume of the work is 70 pages, including 21 figures, 4 tables, and 30 references.

Keywords: radionuclides, radiological contamination of soils, mineral fertilizers, soil-plant system, agriculture.

ЗМІСТ

ВСТУП	7
1 АКТУАЛЬНІСТЬ ТЕМАТИКИ ДОСЛІДЖЕННЯ	9
1.1 Сучасний стан моделювання та прогнозування радіонуклідного забруднення ґрунтів	11
1.2 Міграція радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина»	15
1.3 Аналіз залишкового радіаційного забруднення агроєкосистем після аварії на ЧАЕС	22
2 ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНИХ УМОВ ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕННЯ	28
2.1 Фізико-географічна характеристика Одеської області	28
2.2 Характеристика ґрунтового покриву	29
2.3 Сучасний стан сільського господарства Одеської області	33
3 МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ РАДІОНУКЛІДАМИ	37
3.1 Моделювання міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина»	37
3.2 Моделювання впливу мінеральних добрив на надходження радіонуклідів в ґрунтово-рослинному покриві	43
3.3 Оцінка міграції радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію	54
4 ОСНОВНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ АГРОЦЕНОЗІВ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ	57
ВИСНОВКИ	63
ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ	67

ВСТУП

Ґрунт є активним, динамічним та невідновлюваним природним ресурсом, від стану якого залежать структурна організація, екологічна ефективність та стійкість агроєкосистем. Його якість визначається як природними характеристиками так і антропогенними чинниками. В умовах зростаючого техногенного навантаження ґрунт виступає ключовою ланкою взаємодії між елементами навколишнього середовища, суттєво впливаючи на розподіл, міграцію та трансформацію радіоактивних речовин.

Радіоактивне забруднення земель – один з найнебезпечніших екологічних впливів, наслідки якого можуть зберігатися десятиліттями, впливаючи на здоров'я людей, стан рослинного та тваринного світу, а також на функціонування природних екосистем. Одеська область, як важливий агропромисловий регіон України, особливо чутлива до радіаційних ризиків. Висока родючість ґрунтів та значні площі сільськогосподарських угідь потребують постійного моніторингу забруднення та розробки інструментів прогнозування його розповсюдження.

Сучасні екологічні проблеми мають глобальний характер, а наслідки радіонуклідного забруднення здатні виявлятися на великих територіях та тривалих часових інтервалах. Під впливом природних та антропогенних факторів радіонукліди мігрують у ґрунтових горизонтах, акумулюються у рослинності та поширюються по трофічних ланцюгах, посилюючи загрози для екологічної безпеки. У цих умовах моделювання процесів забруднення є важливим механізмом оцінки потенційних ризиків та вироблення обґрунтованих управлінських рішень.

Метою дипломної роботи магістра є моделювання процесів радіонуклідного забруднення ґрунтово-рослинного покриву Одеської області, під впливом внесення мінеральних добрив під сільськогосподарські культури та хімічних засобів захисту рослин.

Об'єкт дослідження – ґрунтово-рослинний покрив Одеської області.

Предмет дослідження – параметри моделі та показники радіонуклідного забруднення ґрунтів Одеської області.

У роботі використано офіційні статистичні дані Державної служби з надзвичайних ситуацій України, результати радіологічного моніторингу, дані Державної служби статистики, матеріали територіальних громад та агропідприємств, що відображають стан земель та їхнє екологічне навантаження. Застосовано методи просторового аналізу, математичного моделювання, статистичної обробки даних та геоінформаційні технології.

Магістрантом самостійно виконано збирання, систематизація та аналіз вихідних даних про рівні радіоактивного забруднення на території Одеської області, проведено оцінку ефективності внесення мінеральних добрив з метою зменшенні біодоступності радіонуклідів для сільськогосподарських культур та надано рекомендації щодо підвищення ефективності моніторингу та екологічного управління земельними ресурсами. Отримані результати можуть бути використані органами місцевого самоврядування, екологічними службами, аграрними підприємствами та науковими установами для планування заходів щодо мінімізації радіаційних ризиків та забезпечення екологічної безпеки регіону.

Результати дослідження роботи апробовані на Сьомій Всеукраїнській науково-практичній конференції «Євроінтеграція екологічної політики України» (Одеса, ОНУ, 4-5 листопада 2025 р.).

Робота складається зі вступу, 4 основних розділів, висновку, переліку посилань. Обсяг роботи складає 70 с., в т.ч. 21 рис., 4 табл. та 30 літературних джерел.

1 АКТУАЛЬНІСТЬ ТЕМАТИКИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Радіоактивне забруднення природного середовища радіонуклідами становить одну з найскладніших екологічних проблем, оскільки вивільнені радіонукліди вступають у біогеохімічні цикли та накопичуються в компонентах екосистеми протягом тривалих періодів. Радіоактивні хімічні елементи можуть бути як природного походження, так і потрапляти в навколишнє середовище внаслідок антропогенної діяльності. Природні радіонукліди, такі як ^{226}Ra , ^{232}Th та ^{40}K , присутні в ґрунті внаслідок радіоактивного розпаду елементів у земній корі. Ці радіонукліди можуть мобілізуватися та транспортуватися внаслідок природних процесів, таких як вивітрювання та ерозія. Радіонукліди з природних ланцюгів розпаду, незважаючи на короткий фізичний період напіврозпаду, можуть мати велике радіологічне значення, оскільки вони безперервно утворюються і, таким чином, залишаються в навколишньому середовищі на постійному рівні. Деякі радіоактивні ізотопи, такі як йоду, неможливо відрізнити від стабільних форм і вони легко потрапляють у живі системи. Інші демонструють близьку хімічну схожість з поживними речовинами, що також може призвести до значного поглинання в харчовий ланцюг [1].

«До основних джерел антропогенного забруднення відноситься ядерна енергетика, гірничодобувна промисловість, окремі виробничі процеси, а також аварії на ядерних об'єктах. Атомні електростанції та установки, що беруть участь у ядерному паливному циклі, викидають радіонукліди, такі як ^{137}Cs , а також різні ізотопи урану (наприклад, ^{238}U) та торію (наприклад, ^{232}Th), як внаслідок планової експлуатації, так і внаслідок аварійних інцидентів. Гірничодобувна діяльність, зокрема видобуток урану та рідкоземельних елементів, також може призвести до розсіювання радіонуклідів у ґрунтах. Такі радіоактивні речовини здатні зберігатися в ґрунтовому середовищі протягом тривалого часу, що створює потенційну небезпеку як для сільського хазяйства,

так і для здоров'я людини [2]. Інтенсивні випробування ядерної зброї протягом другої половини 20-го століття значною мірою сприяли викиду довгоживучих штучних радіонуклідів, включаючи трансуранові елементи, продукти поділу та продукти активації. Семіпалатинський випробувальний полігон (Казахстан), де між 1949 і 1989 роками було проведено 456 ядерних випробувань різних типів, був одним із місць, що сприяли масштабному радіоактивному забрудненню навколишнього середовища. Радіоактивне забруднення ґрунту на полігоні продовжує бути предметом широких наукових досліджень, що дає цінну інформацію про характер забруднення та поведінку радіонуклідів за різних умов навколишнього середовища» [3].

Вивчення поведінки радіонуклідів залишаються дуже актуальними, особливо щодо механізмів, що регулюють їх міграцію та перерозподіл у компонентах навколишнього середовища. Дослідження у цьому напрямку є важливими для оцінки та прогнозування радіоекологічної ситуації на забруднених територіях, оцінки потенційних ризиків для екосистем та здоров'я людини, а також для підтримки розробки стратегій відновлення та довгострокового моніторингу.

Отже, радіоактивне забруднення ґрунтів становить серйозну екологічну проблему глобального масштабу. Викиди радіонуклідів, що впливають на сільськогосподарські ґрунти, можуть виникати внаслідок різних видів діяльності, таких як обробка радіоактивних матеріалів у рамках виробництва ядерної енергії та ядерні аварії, такі як аварії на Чорнобильській АЕС (1986 р.) та Фукусімі-1 (2011 р.), що призвели до значного забруднення та великої потреби у відновленні деяких сільськогосподарських угідь. Викиди радіонуклідів з різних джерел радіоактивності відрізняються складом радіонуклідів, характером забруднення сільськогосподарських угідь та призводять до необхідності оцінки перенесення радіонуклідів по харчових ланцюгах.

1.1 Сучасний стан моделювання та прогнозування радіонуклідного забруднення ґрунтів

Дослідження забруднення ґрунтів та рослинності радіонуклідами займає одне з центральних місць у сучасній радіоекології, оскільки саме ґрунтово-рослинний блок є ключовою ланкою у передачі радіонуклідів за трофічними ланцюгами «ґрунт – рослина – тварина – людина». За останні десять років з'явилося багато досліджень, у яких розглядаються питання радіонуклідного забруднення ґрунтів у різних регіонах світу. Ці роботи описують закономірності розподілу радіонуклідів, оцінюють пов'язані з ними екологічні ризики та репрезентують сучасні підходи до ремедіації забруднених територій. У літературі докладно розглядаються джерела надходження радіонуклідів до навколишнього середовища, особливості їх міграції у ґрунтах, механізми накопичення в рослинах, а також методи моніторингу та шляхи зниження радіаційного навантаження на агроєкосистеми.

Даниленко А. І. розробив модель поглинання та міграції радіонуклідів, що включає унікальні матеріали щодо забруднення довкілля штучними радіонуклідами. Автором отримані кількісні характеристики природної радіоактивності рослин, тварин, людини, а також компонентів довкілля – ґрунту та атмосферних опадів. Створені Даниленком фізико-математичні методи дослідження дозволили виявляти продукти ядерних вибухів, переважно випромінювачі низького рівня активності, у ґрунтах, опадах та харчових продуктах. Ці дані мають важливе значення для вирішення завдань нормування радіаційного впливу, встановлення гранично допустимих доз і можуть бути застосовані у дозиметрії, промисловості, енергетиці та медицині.

Особливу цінність представляє матеріал, присвячений природній радіоактивності крові при різних захворюваннях і дії радіації, а також активності навколоплідних вод; виявлені відмінності можуть використовуватись у діагностичних, профілактичних та лікувальних цілях. Розглянуто результати досліджень радіоактивності у системі «ґрунт – рослини

– тварини – людина» у періоди від початку випробувань ядерної зброї, після аварії на ЧАЕС і дотепер [4].

Роботи академіків НАН України І. І. Гудкова та Б. М. Шестопалова присвячені очищенню та дезактивації навколишнього середовища від радіонуклідів. У роботах вчених наведено рекомендації способів обробки ділянок для різних ґрунтово-кліматичних умов (ґрунт, водопостачання, рослинний покрив тощо) та рівнем радіоактивності [5].

Робота Poroola et al. присвячена оцінці вмісту природних радіонуклідів (U-238, Th-232 та K-40) у ґрунтах та донних опадах району Емуре-Екіті на південному заході Нігерії та пов'язаних з цим радіаційних ризиків. Аналіз показав, що концентрації урану та калію в ґрунтах, а також торію та калію в опадах перевищують світові середні значення, що вказує на підвищений природний радіаційний фон. Розраховані радіологічні показники близькі до граничних або перевищують їх, свідчивши потенційну небезпеку для здоров'я населення. Особливо високі показники зовнішнього опромінення, пов'язані з ґрунтами. Оцінка ризиків вказує на можливий вплив на легені, кістковий мозок та репродуктивну систему. Автори рекомендують регулярний моніторинг, покращення вентиляції у приміщеннях та інформування місцевих жителів про радіаційні ризики [6].

Bharath et al. представили дослідження, яке оцінює розподіл природних радіонуклідів та пов'язані з ними радіологічні показники у міських ґрунтових горизонтах Ченнаї. Дослідження виявило, що міські ґрунти Ченнаї містять підвищені рівні природних радіонуклідів, особливо ^{232}Th та ^{40}K , які перевищують національні та міжнародні нормативи. Розраховані радіологічні індекси вказують на вплив геогенних факторів та промислової діяльності, що призводить до локального підвищення радіаційного фону та потенційних ризиків для населення [7].

Глобальний бібліометричний аналіз застосування радіонуклідних трасерів для вивчення ерозії ґрунтів та виявлення ключових наукових трендів, а саме домінування Китаю, США та Великобританії, стійку центральність тем

«ерозія ґрунтів» та « ^{137}Cs », а також швидкий розвиток мульти-масштабних та інтегрованих методів (RS, GIS) представлені у роботі Huang et al. Дослідження формулює три перспективні напрями — створення глобальної бази даних ерозії, зв'язок із політикою сталого розвитку та оптимізацію мульти-трасерних технологій [8]

Робота Aïchouche et al. досліджує наявність радіонуклідів у зразках ґрунту, рослин та молока з сільської та міської місцевості. За допомогою гамма-спектрометрії виміряно концентрацію активності радіонуклідів для оцінки потенційних шляхів впливу зовнішнього гамма-випромінювання та передачі радіонуклідів через харчовий ланцюг. Результати роботи черговий раз підкреслюють важливість постійного моніторингу навколишнього середовища для забезпечення безпечних харчових продуктів та зменшення ризиків, пов'язаних з радіологічним забрудненням [9].

Kidane et al. оцінили рівні природної радіоактивності у поверхневих ґрунтах, визначивши середні дози опромінення та індекси радіологічного ризику. Дослідження показало, що в ґрунтах району Бамбаси (Ефіопії) концентрації ^{238}U і ^{232}Th , а також поглинена доза перевищують світові рекомендовані рівні, що вказує на підвищений радіаційний фон [10].

Bosak et al. проаналізували накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs у ґрунтах і рослинності поблизу залізничних транспортних магістралей. Результати вказують на можливе вторинне техногенне забруднення. Також дослідження показало, що концентрація радіонуклідів у ґрунтах і рослинах зменшується за мірою видалення від залізничної дороги, тим самим роблячи висновки, що захисні лісові насадження ефективно захищають поширення радіонуклідного забруднення на прилеглий території [11].

Отже, сучасні дослідження, присвячені забрудненню ґрунтів і рослинності радіонуклідами демонструють збереження актуальності проблеми як на глобальному рівні, так і в локальних агроландшафтах. Аналіз новітніх публікацій показує, що в різних регіонах світу фіксуються підвищені концентрації як природних, так і техногенних радіонуклідів, які часто

перевищують міжнародні нормативи. Радіологічні показники, розраховані в більшості досліджень, також вказують на наявність потенційних ризиків для здоров'я, особливо в районах з підвищеним вмістом урану, торію або цезію-137. Незважаючи на те, що деякі індекси залишаються в межах рекомендованих значень, сумарний радіаційний вплив в цілому перевищує безпечні умови, що вимагає постійного моніторингу та впровадження профілактичних заходів.

Особливу увагу сучасні роботи приділяють ролі зелених насаджень та захисних лісових смуг, що здатні знизити вміст радіонуклідів у ґрунтах. Показано, що біогеоценози не тільки накопичують радіонукліди, але і формують бар'єрні функції, що впливають на міграцію екотоксикантів.

Сукупність результатів новітніх робіт демонструє, що радіоекологічна ситуація у низці регіонів потребує пильної уваги, тоді як роль рослинних угруповань, ландшафтних структур та інноваційних методик аналізу стає ключовою у забезпеченні екологічної безпеки та сталого природокористування.

Радіонуклідне забруднення агроєкосистем залишається однією з ключових проблем сучасної радіоекології, оскільки саме сільськогосподарські ландшафти виступають основною ланкою, через яку радіонукліди можуть потрапляти в харчові ланцюги та впливати на здоров'я населення. За останні десятиліття значно розширилися методи оцінки та моніторингу радіоактивності у ґрунтах та рослинах, з'явилися високоточні спектрометричні технології, а також розвинулися підходи до математичного моделювання міграції радіонуклідів у біогеосфері. Поряд з цим посилилася потреба в прогнозуванні поведінки радіонуклідів з урахуванням кліматичних умов, що змінюються, антропогенної трансформації ландшафтів та інтенсифікації землекористування.

Сучасні дослідження демонструють високу різноманітність рівнів забруднення, зумовлену як природними чинниками, і локальними джерелами радіаційного впливу. У відповідь формуються нові інтеграційні підходи, що

поєднують радіаційний моніторинг, моделювання потоків речовини, ГІС-технології та аналіз ризиків. Все це визначає необхідність комплексного аналізу поточного стану знань, що дозволяє зрозуміти напрямки розвитку методів оцінки, моделювання та прогнозування радіонуклідного забруднення агроєкосистем.

1.2 Міграція радіонуклідів у системі «грунт – рослина»

«Захист навколишнього середовища від забруднення радіонуклідами є однією з найбільш значущих соціально-економічних проблем. У біосферу потрапляє понад 500 тисяч видів забруднюючих хімічних сполук, і переважна їх частина накопичується в ґрунтах. В процесі міграції в ґрунті та подальшого поглинання кореневою системою радіоактивні речовини переходять у ті частини рослин, що мають харчову або кормову цінність. Найбільшу загрозу для людини створюють саме ті речовини, які знаходяться на вершині харчового ланцюга – вірогідність отримання продуктів з концентрацією токсикантів, що перевищують ґрунтову в декілька сотень разів дуже висока

Ґрунт є основним наземним накопичувачем радіонуклідів, що осідають на ландшафті. Основна частина радіонуклідів у ґрунтах знаходиться у шарі 0 – 5 см та їх міграція протікає дуже повільно. Потрапляючи у ґрунт, радіонукліди можуть частково вимиватися з нього та проникати у ґрунтові води. Їхнє закріплення в ґрунтовому шарі призводить до того, що вони зберігаються там протягом десятиліть і продовжують надходити в сільськогосподарську продукцію».

Процеси трансформації, а також абіогенна й біогенна міграція радіонуклідів у наземних екосистемах зображені на схемі (рис. 1.1). Схема показує два основні шляхи міграції радіонуклідів, а саме трансформацію та переміщення у ґрунтовому середовищі та біогенну міграцію через трофічні кола. Центральним елементом цієї моделі є ланцюг обмінних і необмінних перетворень радіонуклідів у геохімічних природних компонентах. Після

випадіння радіоактивних частинок на поверхню землі, відбувається їхня мобілізація через розчинення, радіоліз, руйнування матриці випадіння, що залежить від ступеня окислення частинок, рівня рН середовища, вологості ґрунту, а також процесів вилугування. Ці трансформації є незворотними й сприяють утворенню водорозчинних та обмінних форм радіонуклідів.

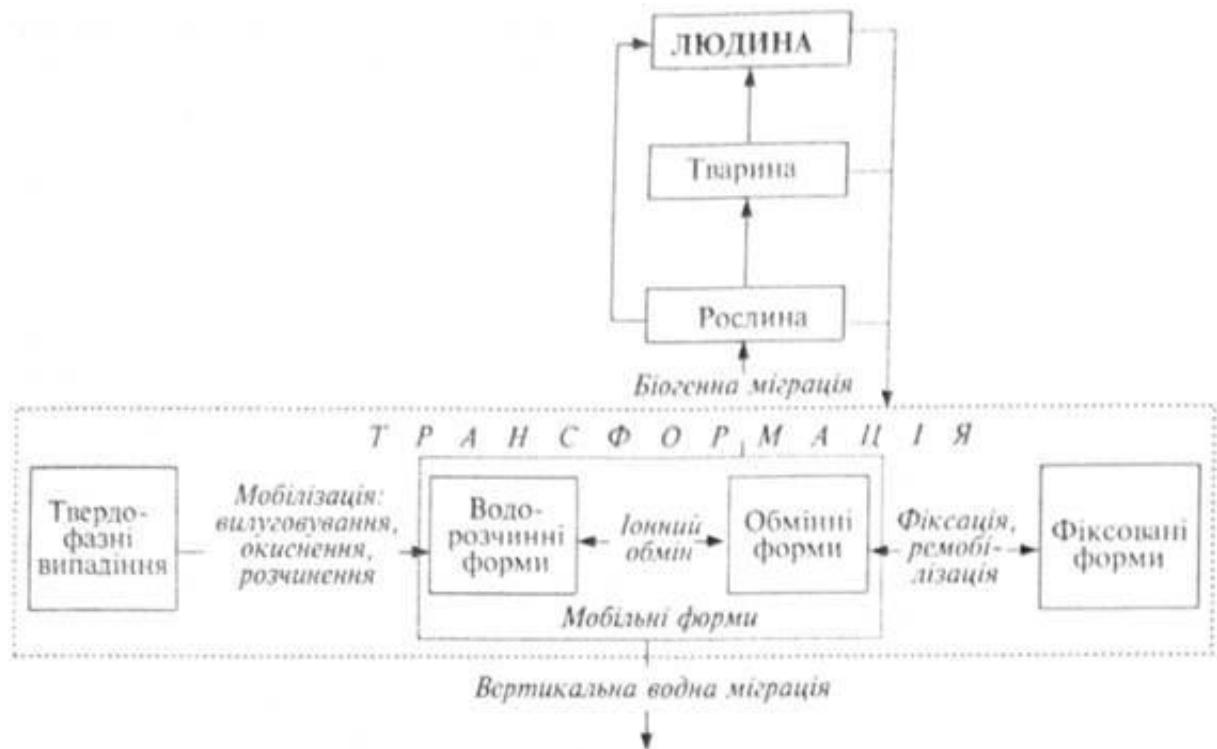


Рисунок 1.1 – Схема міграції радіонуклідів у наземних екосистемах

«Міграція радіонуклідів визначається типом ґрунту, а також рядом інших факторів, серед яких ключову роль відіграють її механічний та мінералогічний склад. Додатково на переміщення радіоізотопів суттєво впливають метеорологічні умови, зокрема кількість опадів. Залежність переходу стронцію-90 і цезію-137 з ґрунту в рослини дуже складна, і для різних типів ґрунтів потрібно враховувати сукупність багатьох показників. Визначити її за однією властивістю практично неможливо. На цей процес впливають рівень забруднення та форми присутності радіонуклідів у ґрунті, ґрунтово-кліматичні умови, особливості місцеперебування, тип та структура біоценозу, біологічні характеристики та вік рослин тощо» [12].

«Особливості міграції радіонуклідів у ґрунтах:

- 1) конвективний перенос, що включає фільтрацію атмосферних опадів через ґрунтовий профіль, підтікання води капілярними силами внаслідок випаровування, а також переміщення радіонуклідів під дією температурних градієнтів;
- 2) дифузійні процеси, пов'язані з переміщенням вільних та адсорбованих іонів у ґрунтовому розчині;
- 3) транспорт радіонуклідів кореневими системами рослин, які здатні поглинати їх із різних горизонтів ґрунту та перерозподіляти у біомасі;
- 4) вплив біоти, коли активність ґрунтових організмів сприяє перемішуванню та перенесенню радіонуклідів;
- 5) антропогенні фактори, пов'язані з господарською діяльністю людини, що може змінювати природні шляхи міграції радіонуклідів.

Одним із ключових факторів, що визначають надходження радіонуклідів у ґрунт та їх подальшу поведінку, є характер їхньої взаємодії із ґрунтовою матрицею. На ці процеси суттєво впливають такі властивості ґрунту, як зміст обмінних катіонів; кількість органічної речовини; частка фізичної глини; мінеральний склад; ємність поглинання (катіонного обміну). Ґрунтові типи мають характерні поєднання зазначених показників. Так, чорноземи відрізняються високим вмістом фізичної глини та гумусу, великою кількістю обмінних катіонів та значною ємністю поглинання, що призводить до нижчих значень коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинами. Місткість катіонного обміну відображає здатність ґрунту утримувати катіони – чим вище цей показник, тим міцніше радіонукліди сорбуються ґрунтом і тим менша їхня рухливість» [13].

«Одними з найпоширеніших показників, що використовуються для оцінки надходження радіонуклідів, є коефіцієнт накопичення (КН) та питомий коефіцієнт (ПК). Коефіцієнт накопичення характеризує відношення вмісту радіонукліду в одиниці маси рослинного матеріалу до його концентрації у ґрунті і розраховується за формулою:

$$KH = \frac{Kp}{Kn} \frac{\text{Бк/кг}}{\text{Бк/м}^2} \frac{\text{Бк/м}^3}{\text{Бк/м}^3} \quad (1.1)$$

У біогеохімічних та радіоекологічних дослідженнях широко застосовується показник коефіцієнта біологічного поглинання, який відображає відношення концентрації радіонуклідів у рослині до їх вмісту у навколишньому ґрунтовому середовищі. Інтенсивність перенесення радіонуклідів у рослинні тканини визначається наявністю супутніх елементів-носіїв, які можуть бути як ізотопними, так і неізотопними аналогами.

Процес накопичення радіонуклідів рослинами з ґрунту обумовлений сукупністю факторів, які можна об'єднати у чотири ключові групи:

- 1) фізико-хімічні характеристики самих радіонуклідів;
- 2) агрохімічні властивості ґрунту;
- 3) біологічні особливості окремих видів рослин;
- 4) умови агротехніки, яка застосовується при вирощуванні культур.

По акумуляції рослинами хімічні елементи розділяють на 4 груп: із сильним нагромадженням (1-10); з відсутністю акумуляції (0,1-1); зі слабкою дискримінацією (0,01-0,1); із сильною дискримінацією (0,01)».

Одним із ключових факторів, що визначають інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини, є характер їхньої взаємодії з ґрунтом. Серед численних фізико-хімічних властивостей ґрунтового середовища виділяють приблизно десять параметрів, які вважаються найбільш значущими для оцінки поведінки радіонуклідів у ґрунті та їх подальшого надходження до рослинних організмів. В цілому вплив ґрунтових умов виявляється у тому, що збільшення вмісту обмінних катіонів, органічної речовини, фракцій фізичної глини та мулу, а також ємності поглинання призводить до зменшення біологічної рухливості радіонуклідів.

Різні типи ґрунтів мають характерні поєднання фізико-хімічних властивостей, які визначають їх здатність утримувати та регулювати

рухливість радіонуклідів. Чорноземи, наприклад, відрізняються високим вмістом фізичної глини, мулу, гумусу, значною кількістю обмінних катіонів та великою ємністю поглинання. Навпаки, дерново-підзолисті ґрунти мають малий вміст поживних речовин, низьку катіонообмінну здатність, кислу реакцію середовища та невисокий рівень гумусу [14].

Наукові дослідження, присвячені впливу типу ґрунту, виду сільськогосподарських культур і особливостей агротехнологій на надходження радіонуклідів у продукцію, дають змогу моделювати шляхи його міграції в трофічному ланцюгу та здійснювати прогнозування рівня радіоактивного забруднення харчових продуктів.

Радіонукліди можуть проникати у рослини двома основними шляхами: через надземні (вегетативні) органи – це аерогенний шлях, і через кореневу систему – кореневий шлях надходження. Упродовж вегетаційного періоду ці два механізми забруднення можуть діяти паралельно. Аерогенне забруднення грає вирішальну роль перші етапи після радіаційної аварії, коли радіоактивні речовини перебувають у повітрі. Однак після їх осадження в ґрунт домінуючим стає кореневий механізм надходження.

Отже, аналіз публікацій різних авторів показує, що ключовими чинниками, які визначають рівень переходу радіонуклідів із ґрунту в рослинну продукцію, є тип ґрунту, його агрохімічні характеристики, біологічні особливості вирощуваних культур, а також застосовувані агротехнології. Існує три основні групи чинників, які визначають інтенсивність переходу радіонуклідів із ґрунтового середовища до рослин: форми присутності радіонуклідів у ґрунті та ґрунтовому розчині; агрохімічні характеристики ґрунту, зокрема його сорбційна здатність, ємність катіонного обміну, концентрація обмінних іонів у ґрунтовому розчині; видові та біологічні властивості рослин.

Механізм поглинання радіонуклідів кореневою системою рослин подібний до засвоєння ними основних поживних макро- та мікроелементів. Подібність особливо помітна при поглинанні стронцію-90 і цезію-137, які

поводяться аналогічно кальцію та калію. Ці елементи здатні накопичуватись у надземних частинах рослин у порівняно великих кількостях.

При різних режимах зволоження можуть практично не змінюватися коефіцієнти нагромадження радіонуклідів рослинами, але може зростати загальний винос радіонуклідів за рахунок збільшення біомаси рослин. Різні радіонукліди поглинаються рослинами з ґрунту в залежності від режиму її зволоження по-різному. Вплив вологості ґрунтів на рухомість радіонуклідів залежить від властивостей ґрунтів і біологічних особливостей рослин [15].

В таблиці 1.1 представлена здатність різних видів рослин акумулювати радіонуклід ^{90}Sr залежно від відсоткового вмісту карбонатів у чорноземі.

Таблиця 1.1 – Коефіцієнти накопичення ^{90}Sr в урожаї сільськогосподарських культур в залежності від карбонатності чорнозема, %

Культура		Зміст карбонатів, %			
		0	0.7	2.2	3.2
Зернові					
Ячмінь	Зерно	0.12	0.10	0.09	0.04
	Солома	0.72	0.67	0.36	0.37
Сорго	Зерно	0.09	-	-	0.03
	Солома	0.18	-	-	0.11
Овочеві					
Капуста		0.19	0.16	0.17	0.08
Томати		0.36	0.22	0.16	0.25
Огірки		0.69	0.57	0.72	0.65
Цибуля		0.98	0.80	0.85	0.74
Горіх		0.14	0.11	0.08	0.10
Кормові					
Люцерна		4.75	3.65	3.59	3.98
Кукурудза		0.88	0.58	0.59	0.74
Горіх		2.47	1.91	1.45	2.00

Як видно з таблиці, підвищення карбонатності чорнозему переважно знижує коефіцієнти накопичення ^{90}Sr у більшості культур, оскільки карбонати

зв'язують стронцій та зменшують його біодоступність. Найменше ^{90}Sr накопичують зернові, тоді як кормові рослини, особливо люцерна, характеризуються найбільш високим рівнем поглинанням.

Таблиця 1.2 відображає здатність різних сільськогосподарських культур накопичувати радіонукліди ^{90}Sr та ^{134}Cs у зерні, коренеплодах, плодах, бульбах та соломі/сіні, що дозволяє оцінити потенційне радіаційне навантаження на продукцію рослинництва та встановити культурні групи з підвищеною чи зниженою здатністю до акумуляції.

Таблиця 1.2 – Коефіцієнти поглинання ^{90}Sr і ^{134}Cs основними видами сільськогосподарських культур (у перерахунку на повітряно-суху масу).

Культура	^{90}Sr		^{134}Cs	
	зерно, коренеплоди, плоди, качани, цибулини	солома, сіно	зерно, коренеплоди, плоди, качани, цибулини	солома, сіно
Озима пшениця	0.02	0.25	0.10	0.40
Озимий ячмінь	0.03	0.27	0.07	0.53
Яровий ячмінь	0.03	0.23	0.31	1.00
Кукурудза	0.002	0.18	0.19	1.00
Сорго	0.03	-	0.39	-
Горіх	0.16	1.44	1.00	4.70
Соя	0.13	1.08	2.00	4.70
Соняшник	0.02	0.58	0.83	1.8
Буряк цукровий	0.17	-	-	-
Цибуля	0.67	-	1.71	-
Томати	0.38	-	6.60	-
Капуста	0.38	-	2.17	-
Огірки	0.31	-	5.2	-

Аналізуючи таблицю, можна сказати, що солома і вегетативні органи накопичують ^{90}Sr і ^{134}Cs значно активніше, ніж зерно чи плоди. Накопичення залежить як від виду культури, так і від органу рослини, що має ключове

значення для радіоекологічної оцінки харчових продуктів. Овочеві культури, особливо огірки та цукрові буряки, проявляють високий рівень поглинання радіоцезію. Кукурудза та озима пшениця характеризуються найнижчим накопиченням радіонуклідів серед представлених культур. В цілому можна сказати, що радіоцезій ^{134}Cs більш біодоступний для рослин, ніж ^{90}Sr .

Особливості мінерального живлення рослин, тривалість їхнього вегетаційного періоду, просторовий характер розташування кореневих систем у ґрунтовому профілі, продуктивність та інші біологічні властивості визначають відмінності у здатності різних видів і сортів сільськогосподарських культур накопичувати радіонукліди. Водночас сортові відмінності в інтенсивності поглинання радіонуклідів зазвичай менш виражені, ніж видові, оскільки коливання концентрацій рідко перевищують 2–3 рази. Найбільш активне накопичення радіонуклідів спостерігається в листках і стеблах, тоді як у генеративних органах рослин інтенсивність цього процесу значно нижча.

1.3 Аналіз залишкового радіаційного забруднення агроєкосистем після аварії на ЧАЕС

Аналіз сучасного стану ядерної безпеки свідчить, що повністю усунути ризик виникнення аварії на АЕС неможливо. Наприклад, Чорнобильська аварія, яка призвела до значного викиду радіоактивних матеріалів в атмосферу, продемонструвала, що великі території навколишнього середовища можуть бути забруднені внаслідок випадання радіоактивних опадів. Наслідки аварії і сьогодні визначають радіаційний стан значних територій України та сусідніх країн. Агроєкосистеми постраждали одними з перших, оскільки радіонукліди, що випадали з повітряних мас, швидко потрапляли у ґрунтово-рослинний покрив, включаючись у біологічні цикли та трофічні ланцюги. Через це саме сільськогосподарські угіддя відіграють

ключову роль у формуванні залишкового радіаційного навантаження на населення.

«Після аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року, коли в навколишнє середовище було викинуто значні обсяги радіоактивних речовин, було здійснено евакуацію населення прилеглих територій та створено Зону відчуження ЧАЕС. Також було визначено класифікація зон радіоактивно забруднених територій із урахуванням природних чинників, які впливають на формування та зміну показників забруднення. Поділ територій здійснювався залежно від ландшафтних і геохімічних особливостей ґрунтів, ступеня перевищення природного доаварійного фону радіонуклідів у довкіллі, потенційного ризику для здоров'я населення, необхідності запровадження заходів радіаційного захисту та інших спеціальних регуляторних дій. З огляду на виробничі, соціально-побутові та екологічні умови території, що зазнали впливу радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи, поділяються на відповідні зони: зона відчуження, зона безумовного (обов'язкового) відселення, зона гарантованого добровільного відселення та зона посиленого радіоекологічного контролю (табл. 1.3)» [16].

Таблиця 1.3 – Зони радіоактивного забруднення за критеріями річної дози та щільності випадінь радіонуклідів, встановлені Законом України №791а-ХІІ від 27 лютого 1991 р.

Територіальна зона	Критерії зонування			
	щільність випадінь на ґрунті, кБк/м ² /рік			річна доза мЗв/рік
	радіо-цезій	радіо-стронцій	плутоній	
Зона відчуження	-	-	-	-
Зона безумовного (обов'язкового) відселення	>555	>111	>3,7	>5
Зона гарантованого добровільного відселення	185- 555	5,5-111	0,37- 3,7	>1
Зона посиленого радіоекологічного контролю	37-185	0,75-5,5	0,18-0,37	>0,5

У цілому радіаційний фон на території півдня України залишається відносно низьким, а ґрунтовий покрив характеризується переважанням природних радіонуклідів таких як ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th . До спектра радіонуклідів, притаманних ґрунтам регіону, належать як природні, так і техногенні ізотопи. Серед природних радіонуклідів особливе значення мають калій-40 (^{40}K), що є складовою мінеральної фракції польових і чорноземних ґрунтів та може надходити з калійних добрив; уран-238 (^{238}U), торій-232 (^{232}Th) і радій-226 (^{226}Ra), підвищені концентрації яких пов'язані з геологічними особливостями районів виходу гранітів, пісковиків та піщаних порід Причорномор'я. Радон-222 (^{222}Rn), газоподібний продукт розпаду радію, активно виділяється з ґрунтів та становить підвищену небезпеку у закритих приміщеннях. До основних антропогенних радіонуклідів належать цезій-137 (^{137}Cs) і стронцій-90 (^{90}Sr), що потрапили в атмосферу і ґрунтове середовище внаслідок Чорнобильської аварії та глобальних ядерних випробувань середини ХХ століття [17].

У південних регіонах України (Одеська, Миколаївська, Херсонська та Запорізька області) радіонуклідний склад ґрунтів має специфічні риси, що зумовлені поєднанням природних та техногенних джерел радіоактивності. Природні особливості визначаються геологічною будовою території та мінералогічним складом ґрунтів, тоді як техногенні компоненти сформувалися внаслідок Чорнобильської катастрофи та глобальних радіоактивних випадів періоду ядерних випробувань.

Після аварії на ЧАЕС надходження штучного радіонукліда цезію-137 (^{137}Cs) на південь України було значно нижчим, ніж у північні та центральні області, однак його присутність у верхньому горизонті ґрунту зберігається. Рівні стронцію-90 (^{90}Sr) також нижчі порівняно з іншими регіонами, однак цей радіонуклід характеризується високою мобільністю, особливо в умовах степових і легких піщаних ґрунтів, до яких належать південні чорноземи, каштанові та піщані ґрунти Причорномор'я. Саме ^{137}Cs і ^{90}Sr залишаються основними радіологічними чинниками ризику для агропродукції регіону.

На рисунку 1 показано рівень забруднення території України цезієм-137.

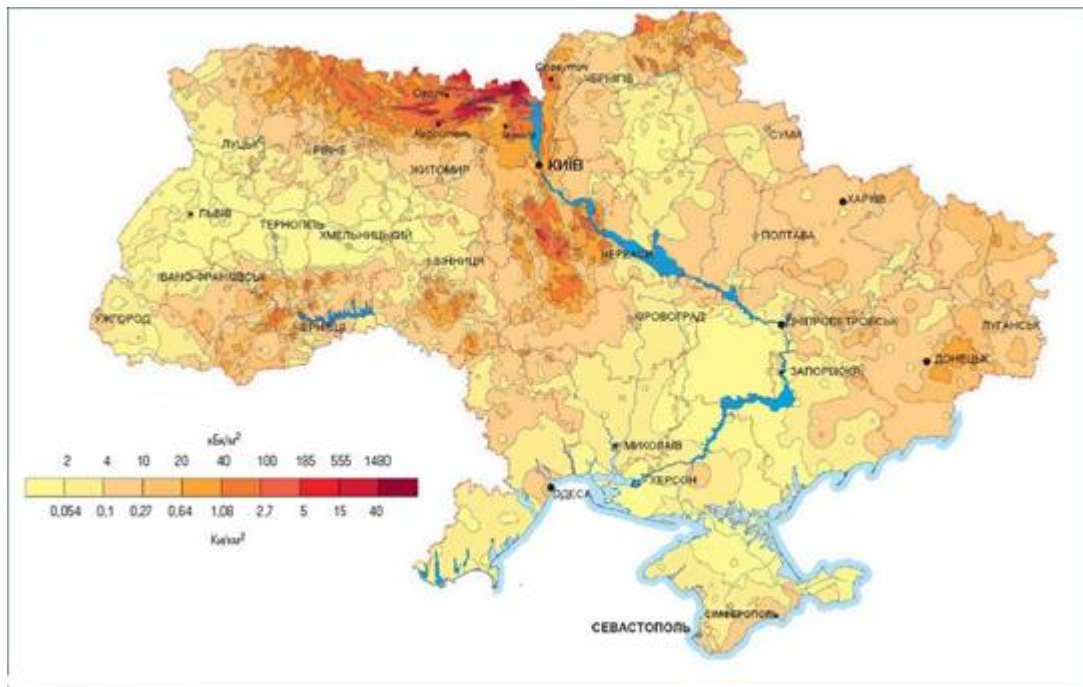


Рисунок 1.2 – Забруднення території України цезій-137 (^{137}Cs) [18]

Як видно з рис. 1.2, найвища щільність забруднення цезієм-137 зосереджена в північних та центральних районах України (Київська, Житомирська, Рівненська, Чернігівська області), що зумовлено інтенсивним випадінням після аварії. На півдні України (Одеська, Херсонська, Миколаївська області) рівні забруднення в десятки разів менші порівняно з зонами безпосереднього впливу – вміст цезію-137 в цих регіонах коливається від 2 до 20 $\text{кБк}/\text{м}^2$.

Така ж ситуація спостерігається і за вмістом стронцію-90 (рис. 1.3). З рисунку 1.3 видно, що південні області України мають низький рівень забруднення стронцієм-90 (2-10 $\text{кБк}/\text{м}^2$) та знаходяться не в зонах найвищого ризику. Однак, у довгостроковій перспективі ґрунт є основним джерелом потрапляння радіонуклідів у харчовий ланцюг і навіть низькі рівні забруднення ґрунтів радіонуклідами можуть бути значущими через здатність рослин до їх накопичення. Накопичення радіонуклідів у рослинах через ґрунт

– це один з головних шляхів потрапляння радіоактивних речовин у харчовий ланцюг.

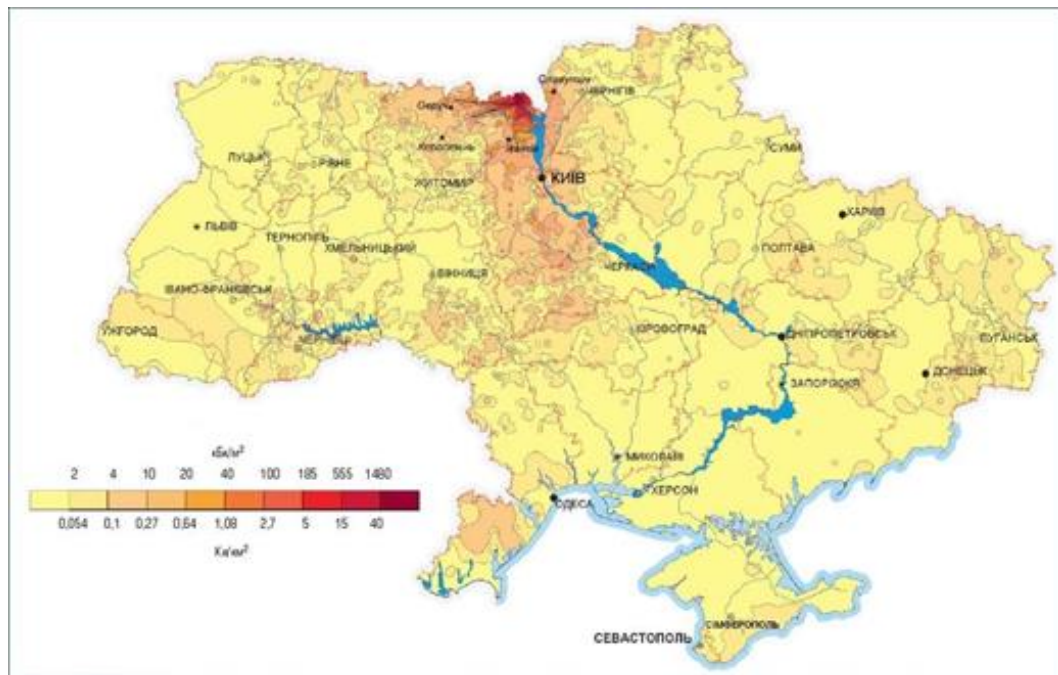


Рисунок 1.3 – Забруднення території України стронцієм-90 (^{90}Sr) [18]

Забруднення ґрунтів цезієм-137 (^{137}Cs) і стронцієм-90 (^{90}Sr) безпосередньо спричиняє радіоактивне забруднення сільськогосподарських культур, що, у свою чергу, впливає на зростання дозових навантажень для населення. Особливо небезпечним є випадіння радіонуклідів у період активної вегетації (кінець весни – початок осені) або за умов тривалих хронічних викидів, коли основним шляхом формування забруднення стає пряме випадання радіонуклідів на поверхню рослин.

Рослини засвоюють радіонукліди подібно до елементів мінерального живлення. Найбільш інтенсивно поглинаються ізотопи, які є хімічними аналогами біогенних елементів: цезій-137 поводить себе як калій і швидко включається у метаболічні процеси, а стронцій-90 подібний до кальцію та накопичується переважно в тканинах із підвищеним вмістом Ca — у листках, стеблах і генеративних органах.

На півдні України (Одеська, Миколаївська, Херсонська та Запорізька області), де інтенсивно розвивається вирощування зернових і бобових культур, питання поглинання радіонуклідів має особливе екологічне та харчове значення. Основні культури регіону – пшениця, жито, ячмінь, овес, кукурудза, соняшник, соя, горох і люцерна – вирізняються різною здатністю акумулювати техногенні радіонукліди. Злакові культури схильні до накопичення ^{137}Cs , оскільки цезій поводить себе аналогічно калію – одному з ключових елементів живлення зернових. На південних чорноземах і каштанових ґрунтах надходження цезію може зростати при дефіциті калію, особливо на піщаних і слабозасолених ділянках, що призводить до його переходу у зерно.

Бобові культури (соя, горох, нут, люцерна) активніше накопичують ^{90}Sr – хімічний аналог кальцію. Оскільки бобові використовуються не лише як продовольча, а й як кормова продукція, накопичення ^{90}Sr у рослинній масі може позначатися на якості кормів і сприяти перенесенню стронцію в молочну та м'ясну продукцію.

Хоча загальний рівень техногенного радіонуклідного забруднення ґрунтів південного регіону є невисоким, навіть невеликі концентрації радіонуклідів можуть накопичуватися в урожаю через біологічні особливості культур. Саме тому важливо застосовувати агротехнічні заходи, спрямовані на зниження їхнього надходження в рослини — зокрема, вносити калійні та фосфорні добрива, проводити вапнування кислих ґрунтів, а також здійснювати радіологічний контроль сільськогосподарської продукції.

Отже, навіть у відносно сприятливих умовах агроландшафтів Півдня України необхідно враховувати потенціал злакових культур до накопичення ^{137}Cs , а бобових – ^{90}Sr , щоб забезпечити екологічну безпечність отриманої продукції [19].

2 ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНИХ УМОВ ТЕРИТОРІЇ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Фізико-географічна характеристика Одеської області

«Одеська область займає територію північно-західного узбережжя Чорного моря від гирла Дунаю до гирла Тілігула (берегова лінія області тягнеться на 300 км), а також 200-250 км від моря на північ. Більшість області розташована на Причорноморській низовині з відгалуженнями Подільської височини на північ і північний захід від Одеси. Поверхня переважно рівнинна, нахилена із північного заходу на південний схід до узбережжя Чорного моря. Долину перетинають глибокі долини річок, яри та балки, особливо в межах відрогів Подільського височини, де різниця між рівнем вододілів та долин становить у середньому 100 м. Що далі на південь, то спокійніше, менш хвилястий рельєф» [20].

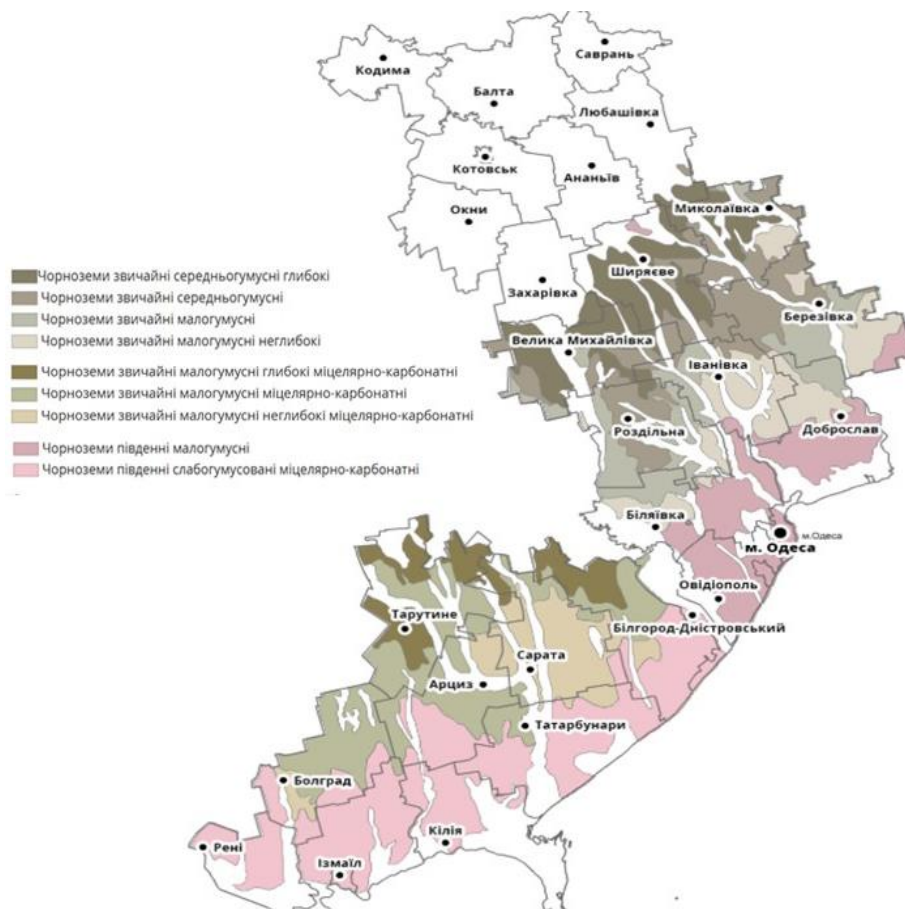
«Північно-західна частина Чорного моря в районі Одеси значно відрізняється за своєю морфологією, гідрологією та гідрохімією від інших районів – це найбільш мілководна та опріснена частина моря, в яку впадають головні річки Чорноморського басейну: Дунай, Дністер, Південний Буг та Дніпро. За гідрогеологічними умовами територія міста входить до Причорноморського артезіанського басейну з несприятливими умовами накопичення підземних вод. Основне джерело водопостачання Одеси – річка Дністер.

Досліджувана територія відноситься до степової зони з короткою та теплою зимою та тривалим спекотним літом. Головними факторами, що впливають на клімат, є протяжне узбережжя Чорного моря і незахищеність від вітрів. Безпосередній вплив моря формує мікрокліматичні особливості території – клімат Одеси відноситься до помірно-теплого клімату з недостатнім зволоженням. На Одещині взимку переважають північні та південно-західні вітри, влітку — північно-західні та північні. Південна

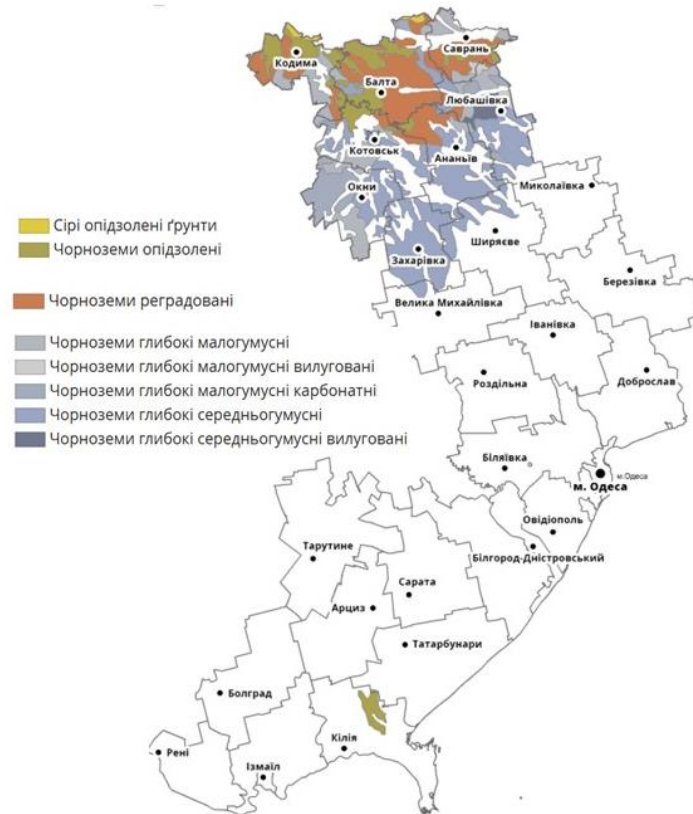
половина області схильна до посух і суховіїв» [21]. Північна частина області розташована в лісостеповій зоні України, середня та південна – у степовій. Лісів мало, переважна їх частина знаходиться в лісостеповій зоні.

2.2 Характеристика ґрунтового покриву

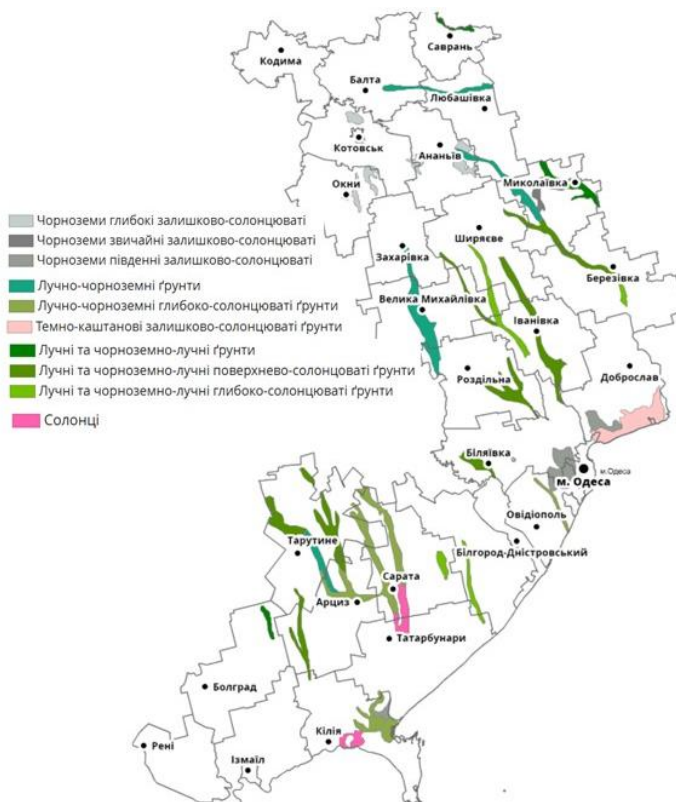
«Одним із найважливіших природних ресурсів області є її земельний фонд, основу якого становлять високородючі чорноземні ґрунти.» Південні чорноземи та звичайні міцелярно-карбонатні чорноземи, сформовані на лесових відкладах, переважно трапляються в Ізмаїльському, Болградському, Білгород-Дністровському та Одеському районах, а також на окремих територіях Роздільнянського й Березівського районів (рис. 1.5 а) [22].



а) чорноземи звичайні та південні



а) опідзолені ґрунти, чорноземи реградовані, глибокі



в) чорноземи залишково-солонцюваті, темно-каштанові залишково-солонцюваті, лучні ґрунти, солонці

Рисунок 2.1 – Типи ґрунтів Одеської області [23]

«У межах Подільського району, а також частково Роздільнянського і Березівського районів переважають глибокі та звичайні (середньо- і малогумусні) чорноземи, а також реградовані й опідзолені ґрунти (рис. 1.5б) [22]. Окремі ділянки опідзолених ґрунтів також спостерігаються в Ізмаїльському районі.

У прибережній частині області поширені чорноземи залишково-солонцюваті. Долини річок і балки характеризуються наявністю чорноземно-лучних солончакуватих ґрунтів і солончаків. Крім того, невеликі площі по всій території області займають лучні та чорноземно-лучні ґрунти. На узбережжі в межах Одеського району трапляються темно-каштанові залишково-солонцюваті ґрунти (рис. 1.5в) [22].

На території регіону трапляються й окремі ділянки із солонцюватими ґрунтами, що становить потенційну загрозу для сільського господарства. Солонці та солонцюваті ґрунти мають несприятливі фізико-механічні властивості, зумовлені підвищеним вмістом обмінного натрію у ґрунтово-колоїдному комплексі (понад 5% від загальної ємності поглинання) та лужною реакцією ґрунтового розчину. За таких умов ґрунти практично непридатні для продуктивного використання без проведення спеціальних меліоративних заходів.

Головне завдання меліорації полягає у видаленні натрію з ґрунтово-поглинального комплексу, що забезпечує нейтралізацію лужної реакції, зменшення гідрофобності та поліпшення коагуляційних властивостей колоїдів. Унаслідок цього зменшуються негативні характеристики солонців і поліпшуються їх агрономічні властивості, що робить такі ґрунти більш придатними для сільськогосподарського використання.

Залежно від типу ґрунтів ступінь переходу радіонуклідів цезію зменшується у ряді: чорноземні ґрунти < сірі лісові < дерново-підзолисті суглинні < дерново-підзолисті супіщані < торф'яні, торф'яно-болотні. Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs менше одиниці у перших чотирьох типах ґрунтів. У цих умовах коефіцієнти накопичення ^{90}Sr вище в 2-5 разів. Однак у

певних умовах (дерново-середньопідзолисті піщані, торф'яні та торф'яно-болотисті ґрунти) надходження ^{137}Cs може досягати значних розмірів».

Родючість ґрунтів регіону, їх агрономічні властивості та здатність забезпечувати оптимальні умови для вирощування різних сільськогосподарських культур мають визначальне значення для ефективного землеробства. Саме рівень родючості ґрунту є одним із ключових чинників формування високої врожайності. Узагальнені дані щодо родючості ґрунтів Одеської області подано на рисунку 2.2.

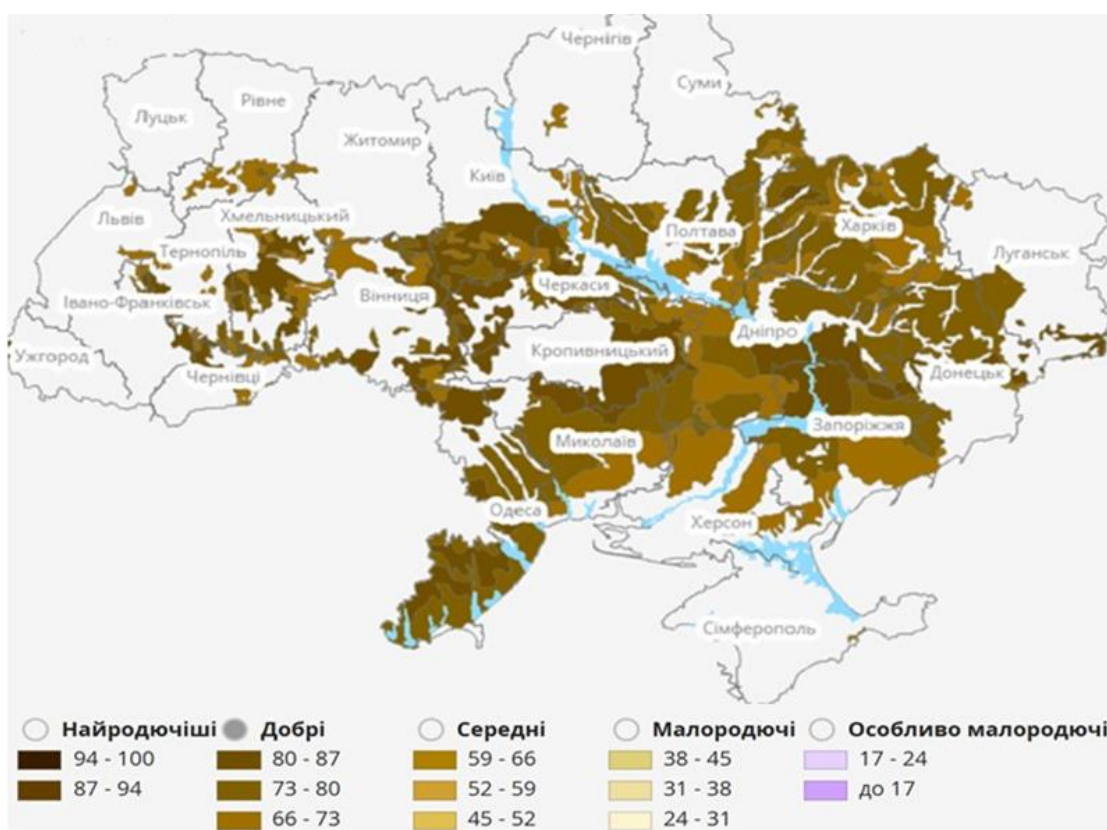


Рисунок 2.2 – Якість ґрунтів Одеської області, бали [23]

Як показано на рисунку 2.2, у структурі ґрунтового покриття Одеської області переважають ґрунти, віднесені до категорії «добрих» (66-87 балів). Використання такої бальної оцінки дає можливість об'єктивно визначити потенціал території для сільськогосподарського використання та підібрати найбільш придатні культури для вирощування. Таким чином, одним із

ключових шляхів підвищення продуктивності сільськогосподарських культур є раціональне використання ґрунтово-кліматичних ресурсів конкретної місцевості, що передбачає виділення оптимальних територій для ефективного ведення землеробства [24].

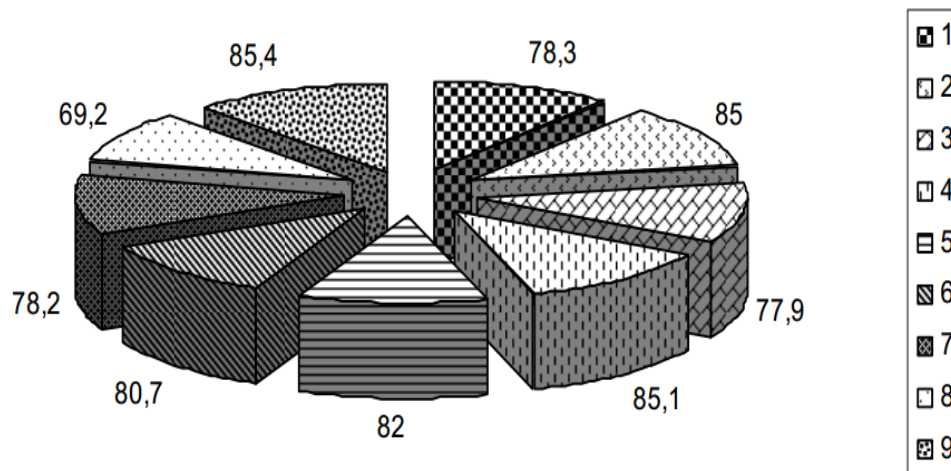
2.3 Сучасний стан сільського господарства Одеської області

Сільське господарство Одеської області є однією з провідних галузей регіональної економіки та відіграє ключову роль у продовольчому забезпеченні Півдня України. Завдяки сприятливим ґрунтово-кліматичним умовам, зокрема домінуванню високородючих чорноземів і тривалому вегетаційному періоду, область спеціалізується на вирощуванні широкого спектра зернових, технічних і бобових культур. Водночас сільськогосподарський сектор регіону зазнає впливу природно-кліматичних ризиків, зокрема періодичних посух, деградації ґрунтів і зниження водозабезпечення, що вимагає впровадження адаптивних технологій землеробства.

Майже всі продуктивні угіддя в Одеському регіоні закріплені за землекористувачами, які працюють у сільськогосподарському виробництві. Земельний фонд області становить 3,3 млн. га, в тому числі станом на 2022 рік, в області було понад 2,5 млн га сільськогосподарських угідь, у тому числі понад 2 млн га ріллі та 80 тис. га виноградників та садів. Через те, що клімат області посушливий, тут майже 15% оброблених земель зрошуються [23].

На рисунку 2.3 представлено частку орних земель у загальній площі територій дев'яти південних районів Одеської області. З рисунку видно, що рівень розораності земель у регіоні є надзвичайно високим і сягає понад 75 – 85% у більшості районів, що свідчить про інтенсивне сільськогосподарське використання території. Найвища частка орних угідь спостерігається в Ізмаїльському (85,4%), Тарутинському (85,1%) та Саратському (85%) районах.

Найнижчий рівень розораності характерний для Білгород-Дністровського району (69,2%), ймовірно через більшу частку природних ландшафтів, прибережних територій або малопродуктивних ґрунтів. Усі інші райони мають розораність понад 75%, що свідчить про домінування землеробства в структурі їхнього господарського використання



Райони: 1-Арцизький; 2- Б.Дністровський; 3-Болградський; 4-Ізмаїльський; 5-Кілійський; 6-Ренійський; 7 – Саратовський; 8-Тарутинський; 9-Татарбунарський

Рисунок 2.3 – Сільськогосподарське використання земель в південних районах Одеської області (орні угіддя, %)

Провідною галуззю рослинництва в Одеській області є зернове господарство. У 2024 році регіон посів друге місце в Україні за обсягами виробництва зернових культур, який досяг 46 998,3 тис. ц. На рисунку 2.4 подано динаміку валового збору зернових у Одеському регіоні за період 2017-2024 рр. Аналіз представлених даних свідчить, що піковий показник виробництва був зафіксований у 2021 році – 50 011,3 тис. ц, тоді як найнижчий рівень урожайності спостерігався у 2020 році, коли валовий збір становив лише 19 550,4 тис. ц. [25].

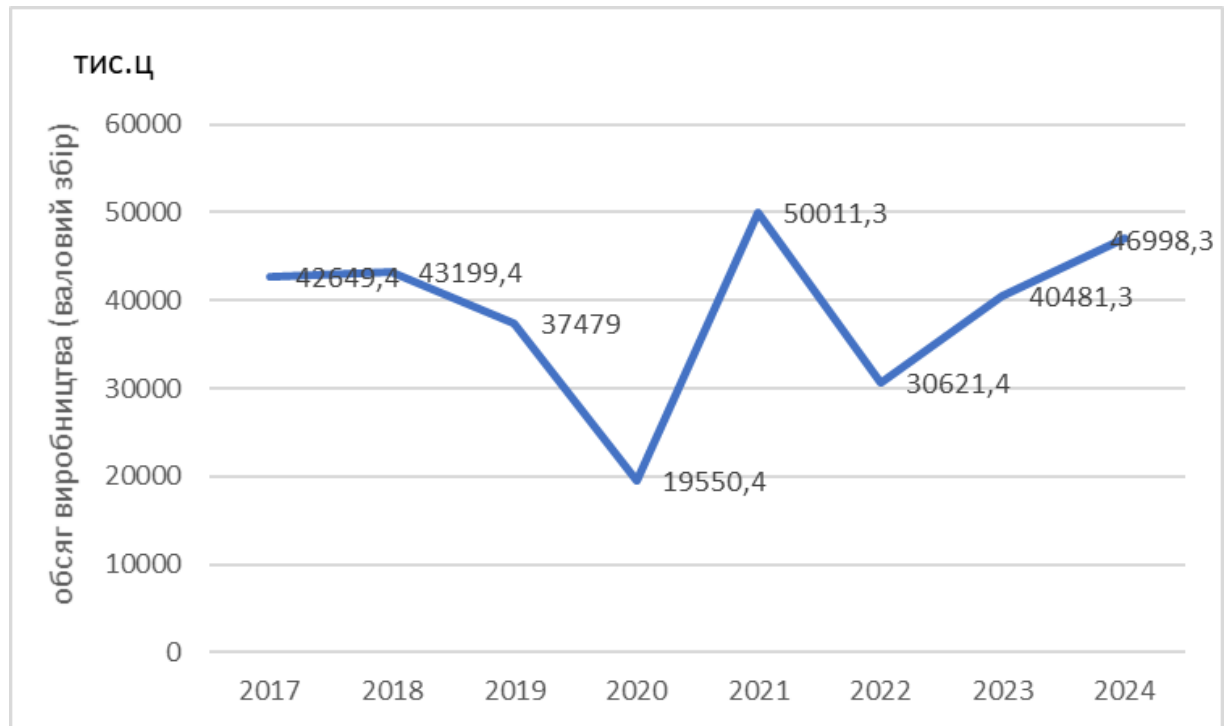


Рисунок 2.3 – Динаміка обсягу виробництва зернових культур в Одеському регіоні з 2017 по 2024 рр., тис. ц

Соняшник є однією з ключових олійних культур України та вирощується переважно в степових регіонах, зокрема через високу економічну рентабельність. Ця культура широко використовується у виробництві харчової олії, кормових продуктів та інших переробних ресурсів. Частка соняшнику в структурі олійних культур сягає близько 10% і має стабільну тенденцію до зростання. На рисунку 2.4 представлено динаміку виробництва соняшнику в Одеському регіоні за період 2017-2024 рр.

Аналіз даних показує, що у 2021 році виробництво соняшнику в області досягло високого рівня – 9 142,3 тис. ц, що забезпечило Одеській області восьме місце серед регіонів України. У 2022 році внаслідок воєнних дій обсяг виробництва суттєво скоротився – майже на 40%. Проте вже з 2023 року розпочалося поступове відновлення галузі: валовий збір становив 6 731,7 тис. ц, а в 2024 році досяг максимального значення за весь період спостереження – 10 661,3 тис. ц [27].

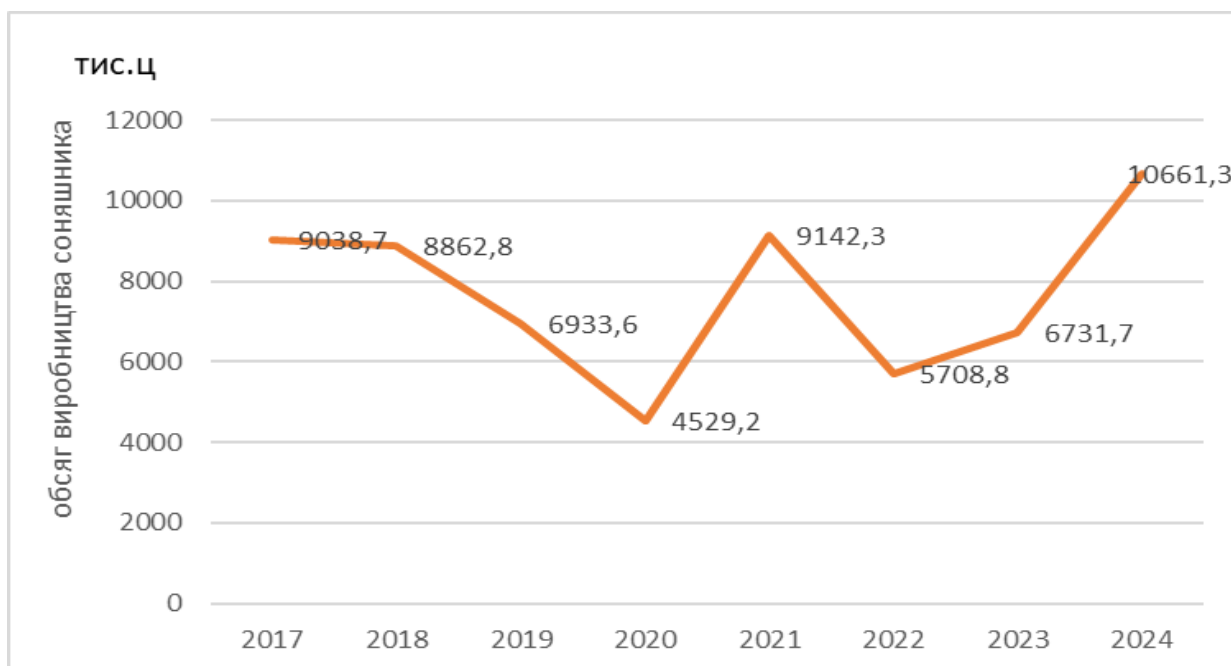


Рисунок 2.4 – Динаміка обсягу виробництва соняшника в Одеському регіоні з 2017 по 2024 рр., тис. ц

Отже, можна сказати, що основна продукція агросектору області, належать до групи рослин, здатних акумулювати радіонуклід цезій-137 (^{137}Cs). Оскільки ^{137}Cs хімічно поводить себе як калій, його надходження у зернову масу може збільшуватися при дефіциті доступного калію в ґрунті, що характерно для піщаних і слабозасолених ґрунтів півдня. З огляду на те, що Одеська область у 2024 році стала другим регіоном України за обсягами виробництва зернових, питання контролю за можливим переходом радіонуклідів у продовольче зерно набуває особливої ваги. Навіть за невисокого загального рівня техногенного забруднення ґрунтів Півдня України саме великі площі орних угідь і значні обсяги продукції зумовлюють потребу в регулярному радіологічному моніторингу.

З МОДЕЛЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТОВО-РОСЛИННОГО ПОКРИВУ РАДІОНУКЛІДАМИ

Попри відносно низький загальний рівень техногенного забруднення, висока частка орних земель, інтенсивне вирощування зернових і бобових культур та наявність легких і деградованих ґрунтів зумовлюють необхідність комплексної радіоекологічної оцінки регіону. Моделювання сьогодні виступає одним із ключових підходів і провідною методологією для пізнання сутності природних і соціальних процесів різної складності. Його значення особливо зросло з розвитком обчислювальної техніки, яка забезпечила можливість створювати та використовувати комп'ютерні моделі.

3.1 Моделювання міграції радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина»

«Переміщення радіонуклідів у сільськогосподарських ланцюжках є складним багатоступеневим процесом, у якому задіяно численні взаємопов'язані ланки. Кількісні параметри цього переносу характеризуються значною мінливістю в часі й просторі та визначаються широким спектром факторів таких як біохімічні, технологічні, виробничі тощо. Складність і багатофакторність міграційних процесів обумовили необхідність застосування системного підходу до радіоекологічних досліджень, зокрема розроблення та використання моделей транспорту радіонуклідів в агроєкосистемах. Основною метою таких моделей є прогнозування концентрацій радіонуклідів у різних компонентах агроценозу.

На рисунку 3.1 представлена блочна модель транспорту радіонуклідів у навколишньому середовищі, яка застосовується Науковий комітетом ООН з дії атомної радіації (UNSCEAR) для аналізу переносу радіонуклідів ключовими харчовими ланцюгами – від радіоактивних випадінь до організму людини.

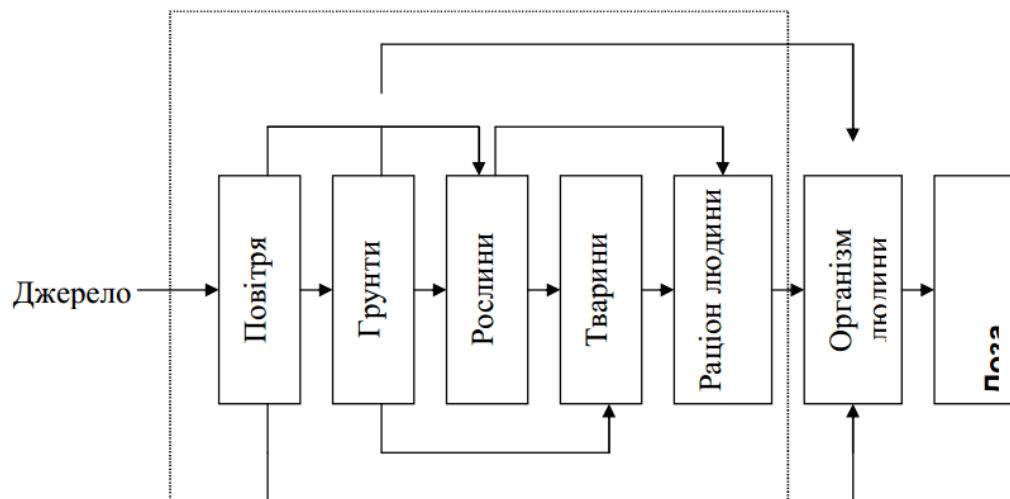


Рисунок 3.1 – Блочна модель транспорту радіонуклідів у навколишньому середовищі»

Як видно з рис. 3.1, зовнішній блок «Джерело» позначає походження радіоактивності, наприклад, радіоактивні випадіння після аварій, атмосферні викиди підприємств тощо. Радіонукліди спочатку потрапляють у повітряне середовище. Після викиду радіонукліди поширюються атмосферою та можуть випадати на земну поверхню у вигляді сухих або вологих атмосферних опадів. Ґрунт виступає ключовим депо радіонуклідів, де відбувається фіксація та сорбція радіонуклідів, їх вертикальна та горизонтальна міграція або перехід у доступні для рослин форми. З ґрунту радіонукліди надходять у рослини, тварини (через корм) та раціон людини. На стадії потрапляння радіонуклідів у організм людини відбувається внутрішнє опромінення, спричинене накопиченням радіонуклідів у критичних органах і тканинах. Фінальний блок моделі відображає отриману дозу опромінення, що є інтегральним показником усіх попередніх процесів переносу.

На рисунку 3.2 представлена компартментну модель перенесення радіонуклідів у системі «ґрунт – рослина», яка призначена для прогнозування рівня радіоактивного забруднення коренеплодів і бульбоплодів.

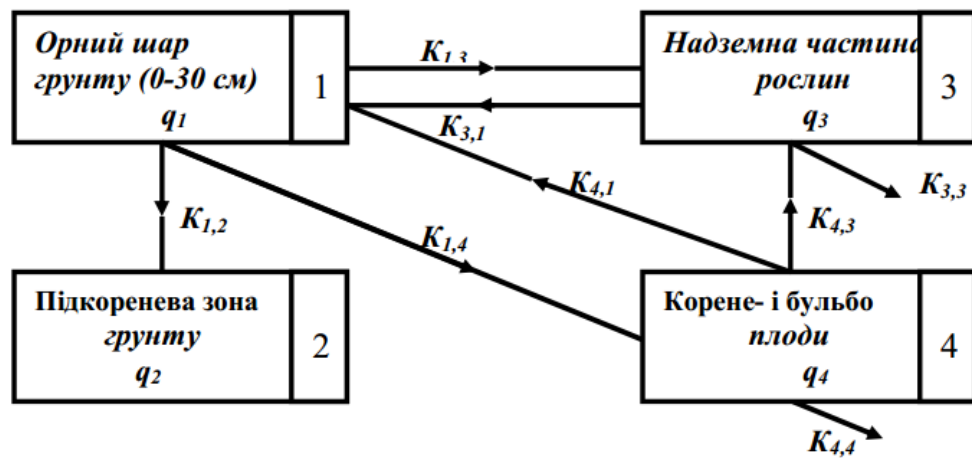


Рисунок 3.2 – Схема міграції радіонуклідів у системі «грунт – рослина» для корене- і бульбоплодів

«Модель показує, що забруднення коренеплодів проходить трьома шляхами, а саме поглинання з орного шару ґрунту, поглинання з підкореневої зони та внутрішньорослинна міграція – перехід з листків і стебел до коренів. Така модель дозволяє прогнозувати концентрації радіонуклідів у врожаї, оцінювати вплив агротехнічних заходів на зменшення акумуляції, моделювати сценарії різних рівнів забруднення ґрунту, визначати критичні етапи, де можна застосувати захисні заходи тощо.

На рисунку 3.3 представлена компартментна модель внутрішньорослинного перерозподілу радіонуклідів між основними органами рослини після їх надходження з ґрунту або гідропонного розчину. Радіонукліди надходять із ґрунту до коренів, після чого транспортуються у стебла, листя та репродуктивні органи. Внутрішньорослинна міграція відбувається як висхідними потоками (корені → стебла → листя), так і через перерозподіл між стручками, листям і насінням. Насіння отримує радіонукліди переважно зі стручків та листя, що має важливе значення для оцінки радіологічної безпеки врожаю. Модель дозволяє прогнозувати, у яких органах рослин буде найбільше накопичення радіонуклідів та як це впливає на кінцеву

якість продукції. Вона широко застосовується для оцінювання ризиків у сільському господарстві та розробки заходів мінімізації забруднення.

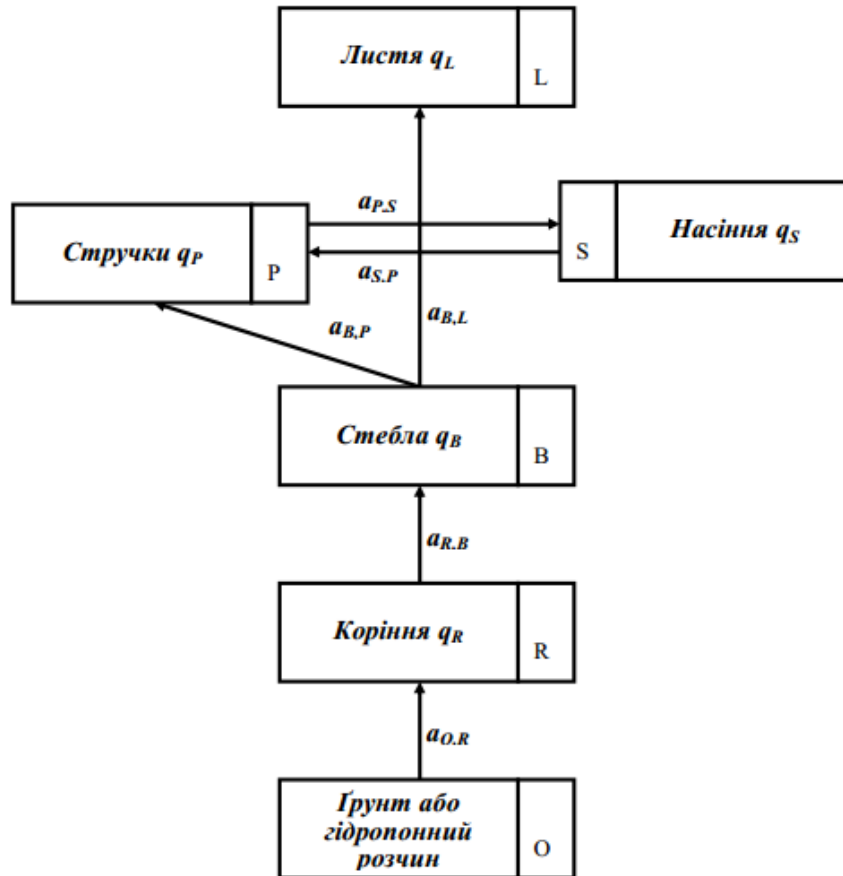


Рисунок 3.3 – Схема міграції радіонуклідів у системі «грунт – рослина»

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

$$C_i(t) = C_{i,l}(t) + C_{i,r}(t), \quad (3.1)$$

де $C_i(t)$ – загальна активність у рослині виду i , Бк/кг; $C_{i,l}(t)$ – активність в рослині виду i від надходження через листя, Бк/кг; $C_{i,r}(t)$ – активність в рослині виду i від кореневого надходження, Бк/кг [26].

Надходження радіонуклідів через листя може бути виражено як:

$$C_{il}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} \exp[-(\lambda_w + \lambda_r)\Delta t], \quad (3.2)$$

де $C_{i,l}(\Delta t)$ – концентрація активності в рослині; A_i – загальна питома активність на рослині; Y_i – врожайність рослин; λ_w – швидкість втрати активності за рахунок впливу погодних факторів; λ_r – константа радіоактивного розпаду; Δt – час, що пройшов з моменту поливу до збору врожаю.

Переміщення речовин до коренів і наступний їхній перерозподіл описується виразом:

$$C_{g,l}(t) = \frac{A_g}{Y_g} \{ (1 - a) \exp[-(\lambda_b + \lambda_w + \lambda_r)t] + a \exp[-(\lambda_{t_t} + \lambda_{r_w})t] \} \quad (3.3)$$

де $C_{gi}(t)$ – концентрація активності у траві в момент t після поливу; A_g – загальна питома активність; Y_g – врожайність; a – фракція, яка переходить в кореневу систему; λ_b – швидкість "розведення"; λ_i – швидкість падіння активності; t – час після поливу.

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

$$C_{il}(\Delta t) = \frac{A_i}{Y_i} T_i(\Delta t) \exp(-\lambda_r \Delta t), \quad (3.4)$$

де $T_i(\Delta t)$ – коефіцієнт переходу; Y_i – врожайність.

Концентрація радіонукліда в рослинах, утворена кореневим надходженням, розраховується з використанням концентрації радіонукліда в ґрунті і коефіцієнтів накопичення TF_i , які виражають співвідношення концентрацій активності в рослині (жива вага) і ґрунту (суха вага):

$$C_{i,r}(t) = TF_i C_s(t), \quad (3.5)$$

де $C_{i,r}(t)$ – концентрація радіонукліда у рослині від кореневого надходження; TF_i , - коефіцієнт накопичення; $C_s(t)$ – концентрація радіонукліда у прикореневій області ґрунту [26].

Якщо надходження в ґрунт відбувається в період росту рослини, то для кореневого надходження використовується коригувальний коефіцієнт, що зменшує кореневе надходження. Цей коефіцієнт являє собою відношення проміжку часу від поливу до збору врожаю до тривалості вегетації. Концентрація в прикореновому шарі ґрунту розраховується по формулі:

$$C_s(t) = \frac{A_s}{L\delta} \exp[-(\lambda_s + \lambda_f + \lambda_r)t], \quad (3.6)$$

де A_s – загальна питома активність на ґрунті; L – глибина прикореневого шару; δ - щільність ґрунту; λ_s – швидкість зменшення активності; λ_f - швидкість фіксації радіонуклідів у ґрунті [26].

Значення λ_s розраховується за формулою:

$$\lambda_s = \frac{v_a}{L(1 + \frac{K_d \delta}{\Theta})}, \quad (3.7)$$

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

В таблиці 3.6 наведені значення коефіцієнтів накопичення ґрунт-рослини TF_i (Бк/кг)/(Бк/кг) і коефіцієнтів розподілу K_d (см³/г) у системі "ґрунт-вода". Середньорічна швидкість просочування, води передбачається біля 2м/рік, щільність ґрунту – $1,4 \cdot 10^{-3}$ кг/м³ і середній вміст води в ґрунті вважається рівним 20%.

Таблиця 3.1 – Коефіцієнти накопичення ґрунт-рослини TF_i (Бк/кг)/(Бк/кг) і коефіцієнти розподілу K_d (см³/г) у системі «ґрунт-вода»

Рослина	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Трава	0,05	0,5
Картопля	0,01	0,02
Злаки	0,02	0,03
Листкові овочі	0,02	0,03
Овочі-коренеплоди	0,01	0,02
Плодові овочі	0,01	0,02
Коефіцієнт розподілу	0,001	0,01

Коефіцієнт розподілу K_d для стронцію складає 100см³/г, а для цезію – 1000см³/г. Швидкість фіксації радіонуклідів в ґрунті λ_f приймається для цезію – $2,2 \cdot 10^{-4}$ доби⁻¹, а для стронцію – $9 \cdot 10^{-5}$ доби⁻¹.

Вплив обробки сільськогосподарської продукції на вміст радіонуклідів у продуктах харчування готових до вживання. Забруднення продуктів харчування і кормів розраховується з урахуванням зміни концентрації в процесі обробки і готування, а також часу обробки і збереження. Концентрацію активності в продукті k одержують з концентрації активності в сирому продукті по формулі:

$$C_k(t) = C_{k0}(t-t_{pk})P_k, \quad (3.8)$$

де $C_k(t)$ – концентрація у продукті; $C_{k0}(t)$ – концентрація у сирому продукті; P_k – коефіцієнт зміни активності при готуванні продукту».

3.2 Моделювання впливу мінеральних добрив на надходження радіонуклідів в ґрунтово-рослинному покриві

У різних регіонах країни для вирощування сільськогосподарських культур застосовуються різні агротехнічні та агрохімічні методи обробітку ґрунту. У посушливих зонах переважає зрошуване землеробство, тоді як на перезволожених територіях здійснюють осушувальні меліоративні заходи. На

кислих ґрунтах широко практикується вапнування для поліпшення їхніх агрохімічних властивостей. В умовах інтенсивного агропромислового виробництва для підтримання родючості застосовують мінеральні та органічні добрива. Крім того, для регулювання водного і повітряного режимів ґрунтів, а також для закладення дернини використовуються різні системи механічного обробітку, зокрема оранка та фрезування.

Комплекс агротехнічних, агрохімічних та меліоративних заходів, спрямованих на підвищення родючості ґрунтів і забезпечення стабільно високих врожаїв, водночас істотно впливає на рухливість радіонуклідів у ґрунтовому середовищі та їхню доступність для поглинання кореневими системами рослин [27].

Добрива суттєво впливають на рухливість радіонуклідів у ґрунті та їх поглинання рослинами. Внесення калійних добрив знижує надходження цезію-137 (^{137}Cs), оскільки цезій є хімічним аналогом калію і при достатній забезпеченості калієм рослини менш активно засвоюють радіоцезій. Кальцієві та фосфорні добрива пригнічують засвоєння стронцію-90 (^{90}Sr), який подібний до кальцію – кальцій витісняє стронцій із ґрунтового-поглинального комплексу, зменшуючи його біодоступність. Органічні добрива покращують структуру ґрунту, підвищують вміст гумусу і сприяють фіксації радіонуклідів, що також знижує їхній перехід у рослини. Навпаки, надмірне внесення азотних добрив може підвищувати мобільність деяких радіонуклідів, зокрема ^{90}Sr .

Таким чином, раціональне використання добрив є ефективним інструментом мінімізації радіонуклідного забруднення рослинницької продукції. Як було зазначено вище, одним із ефективних заходів зменшення накопичення радіонуклідів у врожаї є внесення мінеральних добрив у ґрунт.

Нами була проаналізована інформація щодо внесення мінеральних добрив на території Одеської області за 2018-2021 рр. (рис. 3.4 – 3.7).

На рисунку 3.4 представлено обсяги внесення мінеральних добрив під урожай сільськогосподарських культур в Одеській області у 2018 році. Як видно з графіку, у 2018 році спостерігалася нерівномірність використання

різних видів добрив. Найбільші обсяги припадають на азотні добрива, що становить близько 820 тис. ц. Ці показники значно перевищує внесення інших груп. Фосфорні добрива застосовувалися у значно менших кількостях (40 тис. ц), тоді як внесення калійних добрив було мінімальним і не перевищувало 5 тис. ц. Така структура використання добрив свідчить про переважну орієнтацію господарств регіону на забезпечення рослин азотним живленням при недостатньому внесенні фосфору та особливо калію, що може впливати як на врожайність, так і на радіоекологічну безпеку продукції.

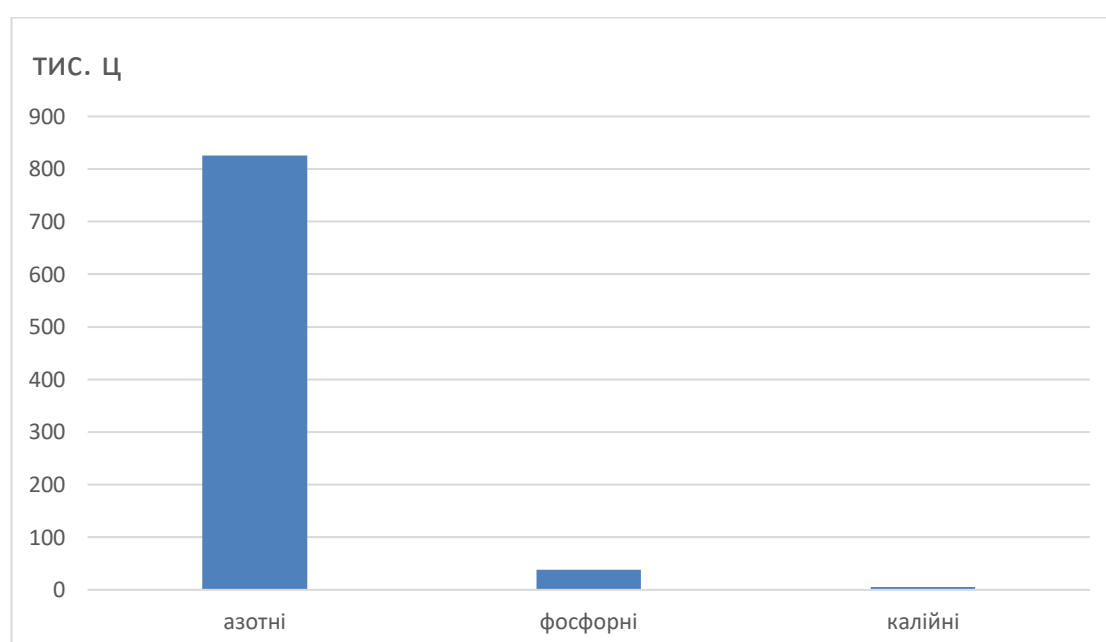


Рисунок 3.4 – Внесення мінеральних добрив (у поживних речовинах) під урожай сільськогосподарських культур 2018 року в Одеській області, тис.ц

На рисунку 3.5 представлені обсяги внесення основних видів мінеральних добрив під урожай сільськогосподарських культур в Одеській області у 2019 році. Як і в 2018 році, структура застосування добрив залишається непропорційною. Найбільше були використані азотні добрива – понад 840 тис. ц, що значно перевищує внесення фосфорних і калійних добрив. Обсяги фосфорних добрив становили близько 50 тис. ц, а внесення калійних було мінімальним – трохи більше ніж 20 тис.

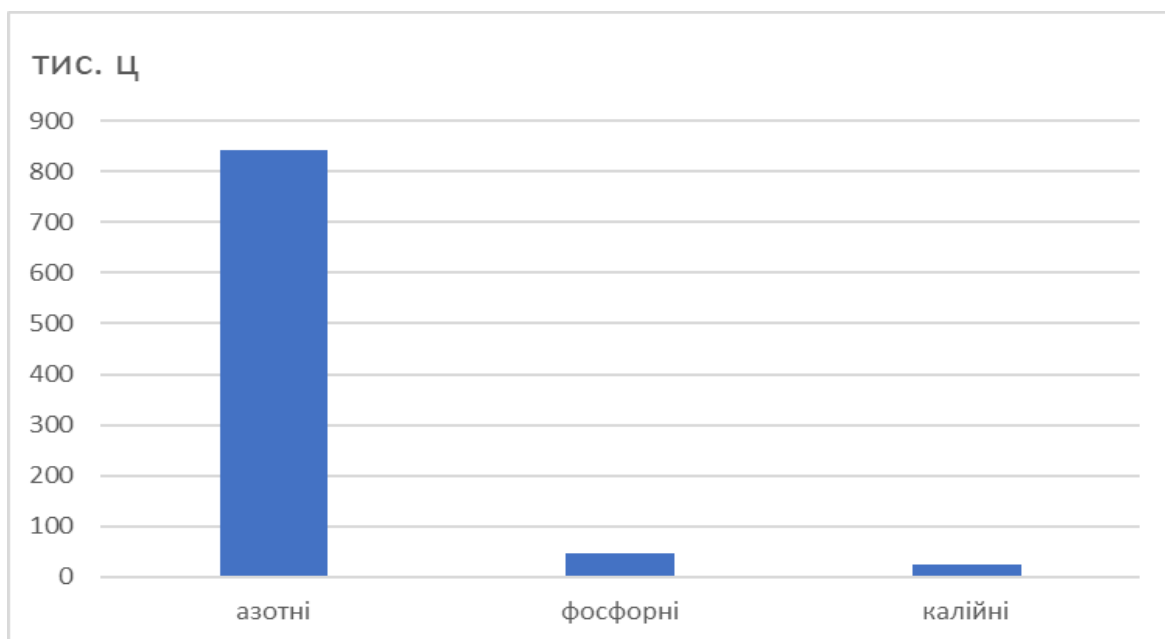


Рисунок 3.5 – Внесення мінеральних добрив (у поживних речовинах) під урожай сільськогосподарських культур 2019 року в Одеській області, тис.ц

На рисунку 3.6 показано обсяги внесення мінеральних добрив (у перерахунку на поживні речовини) під урожай сільськогосподарських культур в Одеській області у 2020 році. Як і в попередні роки, найбільшу частку знову становлять азотні добрива – близько 967 тис. ц, що свідчить про традиційне домінування азотного живлення в структурі удобрення регіону. Фосфорні та калійні добрива були використані в значно менших обсягах і становили 308 та 130 тис. ц відповідно. Слід відмітити, що у 2020 році, порівняно з попередніми роками, спостерігається певне зростання використання фосфорних і калійних добрив, що може бути пов'язане з необхідністю корекції ґрунтового балансу після тривалого азотного переоснащення. Така зміна є важливою також з радіоекологічної точки зору, а саме додаткове внесення калію сприяє зниженню засвоєння ^{137}Cs , а фосфорно-кальцієві сполуки зменшують поглинання ^{90}Sr .

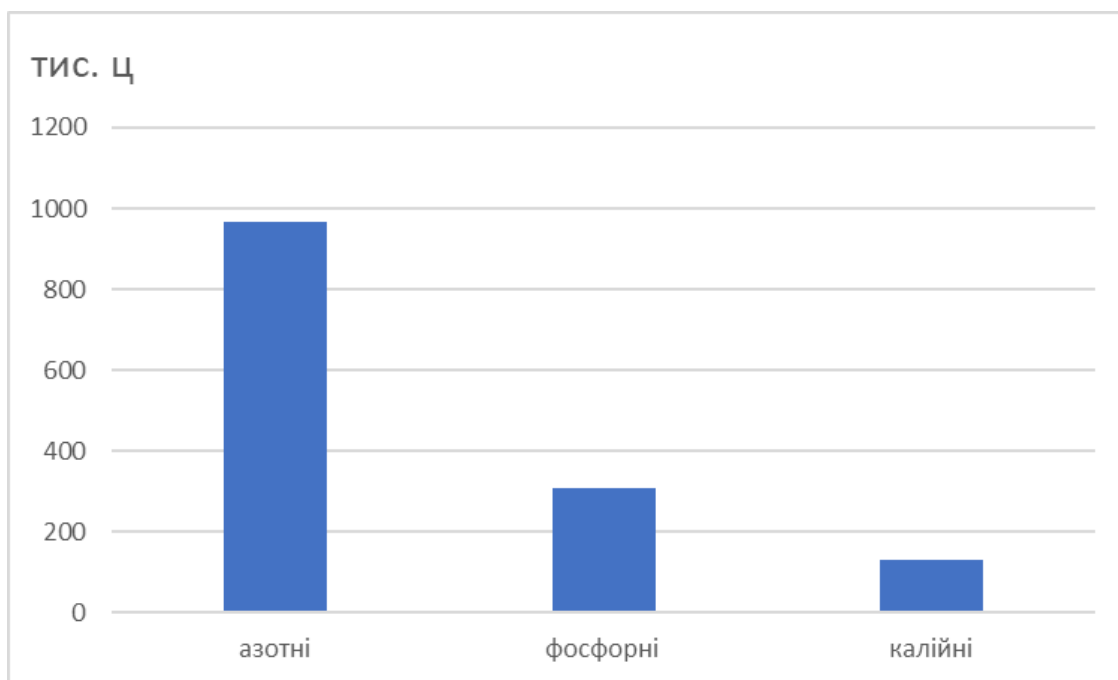


Рисунок 3.6 – Внесення мінеральних добрив (у поживних речовинах) під урожай сільськогосподарських культур 2020 року в Одеській області, тис.ц

Як видно з рис. 3.7, на якому представлено внесення мінеральних добрив під урожай сільськогосподарських культур 2021 року в Одеській області, найбільшою мірою застосовувалися азотні добрива (близько 942 тис. ц), що традиційно становить основний елемент удобрення у регіоні. Значно меншими були обсяги внесення фосфорних добрив – 292 тис. ц, тоді як обсяги використання калійних добрив досягали більше 170 тис. ц.

Як і у 2020 році, у 2021 році спостерігається зростання частки фосфорних і калійних добрив, що свідчить про намагання агровиробників збалансувати мінеральне живлення рослин. З радіоекологічної точки зору це є позитивною тенденцією, а саме через те, що підвищення забезпеченості ґрунтів калієм і фосфором сприяє зниженню поглинання рослинами радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr відповідно.

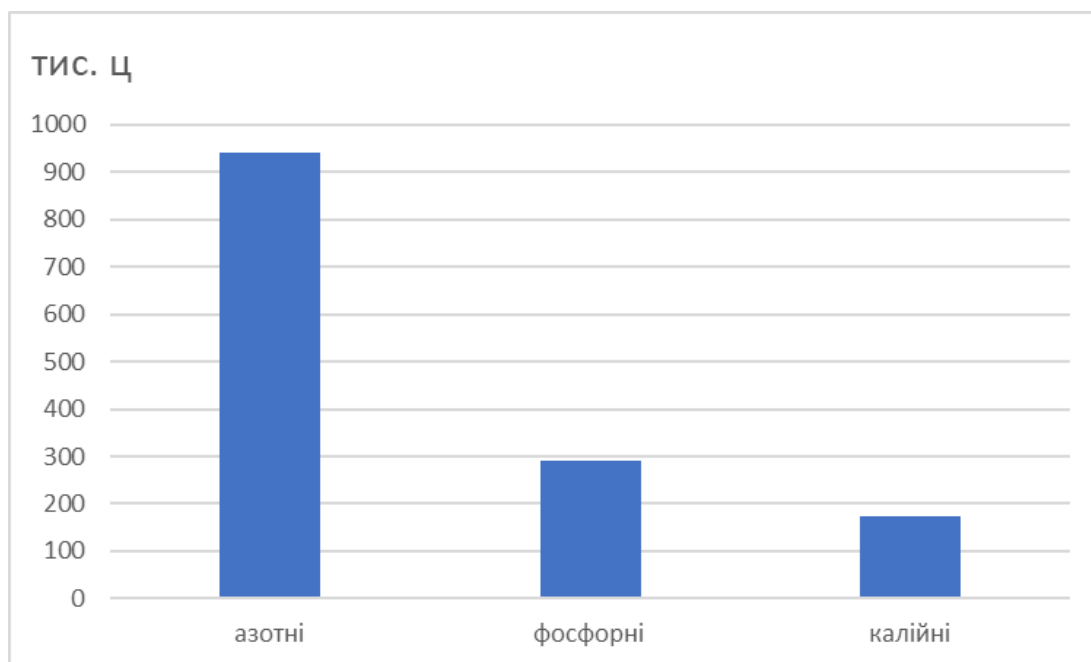


Рисунок 3.7 – Внесення мінеральних добрив (у поживних речовинах) під урожай сільськогосподарських культур 2021 року в Одеській області, тис.ц

На рисунку 3.8 наведено динаміку внесення основних груп мінеральних добрив (азотних, фосфорних та калійних) у перерахунку на поживні речовини під урожай сільськогосподарських культур в Одеській області протягом 2018 – 2021 рр. З діаграми видно, що упродовж всіх років простежується явне домінування азотних добрив, обсяги внесення яких становили від 825 тис. ц у 2018 р. до майже 1000 тис. ц у 2020 р., після чого у 2021 р. відбулося незначне зниження до близько 950 тис. ц.

Фосфорні добрива демонструють поступове зростання – від приблизно 40 – 50 тис. ц у 2018 – 2019 рр. до понад 300 тис. ц у 2020 р., із подальшим незначним зменшенням у 2021 р. Калійні добрива практично не застосовувалися у 2018 – 2019 рр., однак їх внесення різко зросло у 2020 р. (понад 150 тис. ц) і продовжило збільшуватися у 2021 р. (приблизно 180 тис. ц).

Такі зміни структури удобрення свідчать про корекцію мінерального живлення рослин і прагнення компенсувати дефіцит фосфору та калію, характерний для попередніх років. У контексті радіоекологічної безпеки це є

важливим позитивним фактором, а саме додаткове внесення калію знижує біодоступність ^{137}Cs , тоді як фосфорні добрива обмежують поглинання ^{90}Sr .

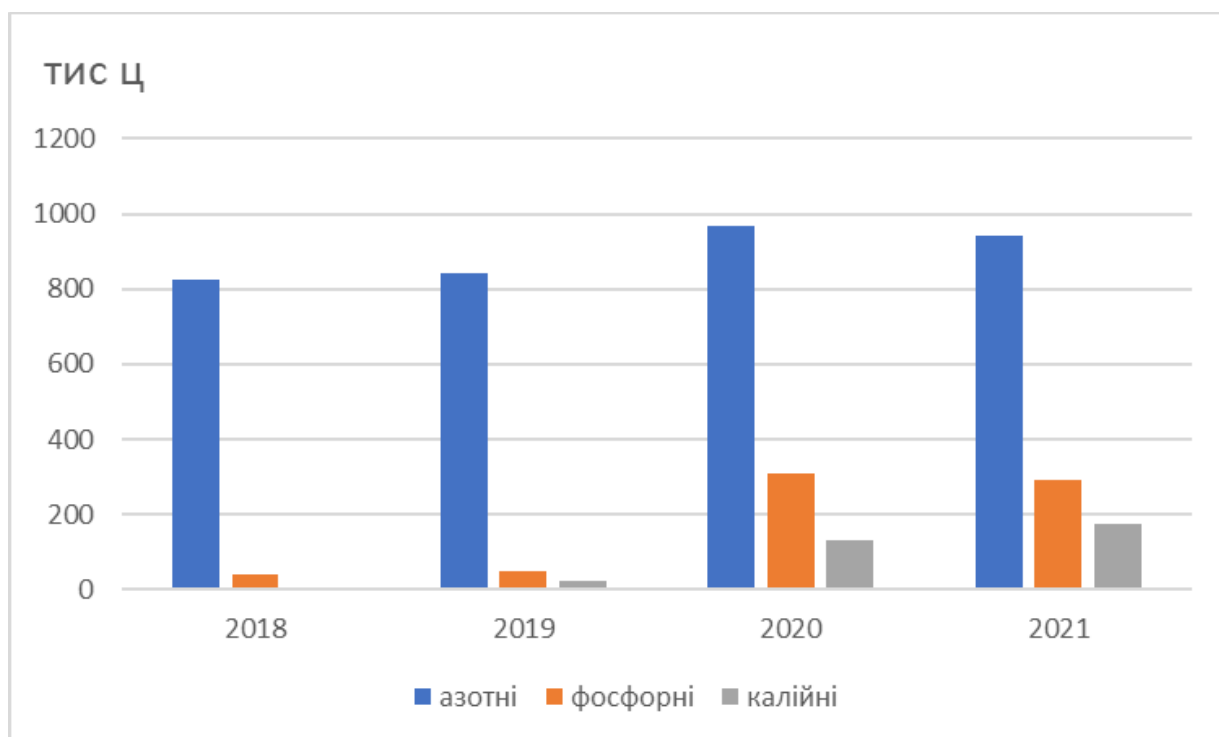


Рисунок 3.8 – Динаміка внесення мінеральних добрив (у поживних речовинах) під урожай сільськогосподарських культур за період 2018-2021 рр. в Одеській області, тис.ц

Також було проаналізовано динаміку площ сільськогосподарських земель Одеської області, які були оброблені добривами у період з 2018 по 2021 рр. Спостерігається чітка тенденція до скорочення таких площ. У 2018 році вони становили близько 145 тис. га, тоді як у 2019 році зменшилися до приблизно 137 тис. га. Подальше зниження простежується у 2020 році – до 133 тис. га, а в 2021 році площа внесення добрив скоротилася до найнижчого значення за період, а саме 127 тис. га.

Зменшення площ удобрення може бути пов'язане з економічними факторами, обмеженістю ресурсів, змінами структури агровиробництва та загальними нестабільними умовами ведення господарства в регіоні.

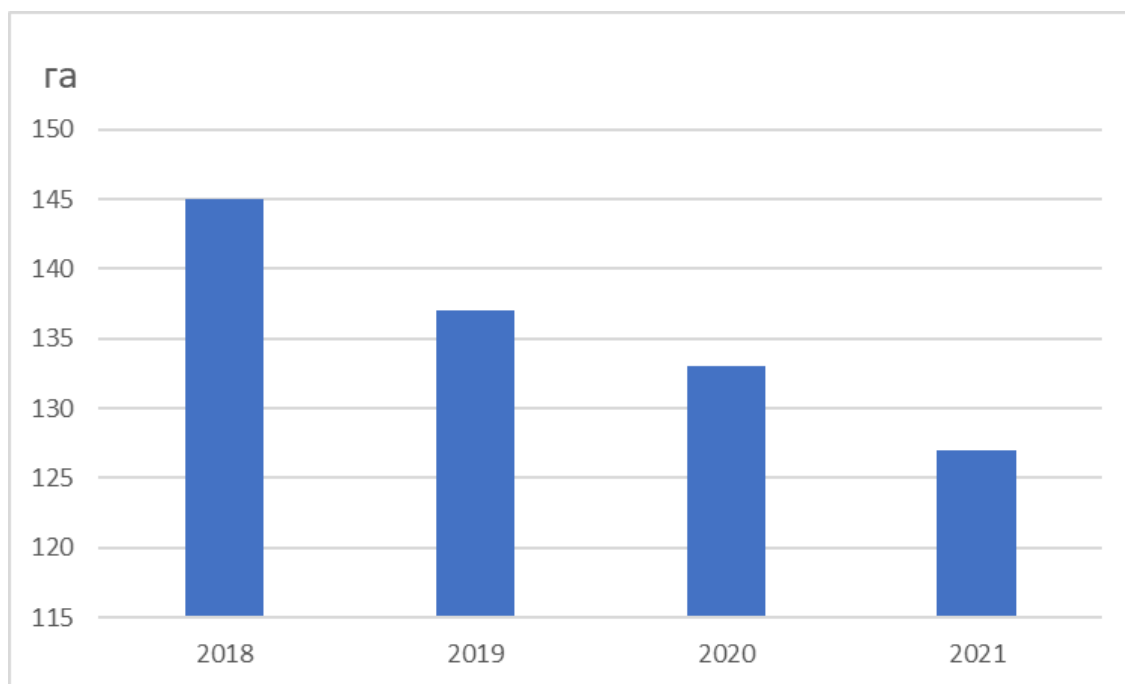


Рисунок 3.9 – Площі, обробленої добривами за період 2018-2021рр. в Одеській області, га

Слід також відмітити, що найбільш відчутний ефект добрив щодо зменшення переходу радіонуклідів у врожай проявляється саме на ґрунтах із низькою природною родючістю. На дерново-підзолистих ґрунтах на фоні вапнування підвищені дози фосфорних добрив у 5-8 разів знижують надходження ^{90}Sr , калійні добрива - у 5-7 раз зменшують накопичення ^{137}Cs , а азотні добрива збільшували концентрацію ^{90}Sr та ^{137}Cs у вегетативних органах рослин.

На ґрунтах, які забезпечені азотом, додатково внесення цього елемента може посилити поглинання ^{90}Sr рослинами. У даному випадку, позитивний ефект від внесення фосфорно-калійних солей не виявляється на фоні азотних добрив. Під впливом мінеральних добрив вміст ^{134}Cs в урожаї збільшується в 1,8 – 2,9 разів. Культури, які відрізнялись підвищеним накопиченням калію, незначно змінювали накопичення ^{134}Cs при внесенні повного добрива (рис. 3.6 та 3.7).

На рисунку 3.10 представлена динаміка вмісту ^{90}Sr у врожаї кукурудзи, соняшнику та буряку залежно від типу внесених мінеральних добрив.

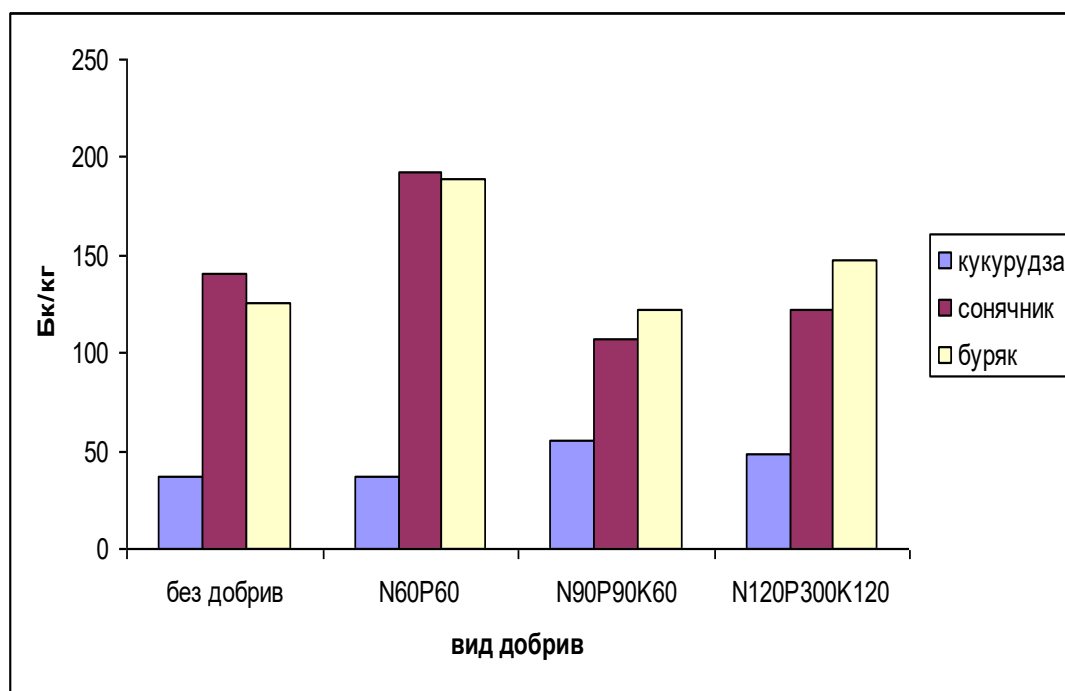


Рисунок 3.10 – Вплив мінеральних добрив на вміст ^{90}Sr в урожаї сільськогосподарських культур

Як видно з діаграми, на варіанті без добрив найнижчі концентрації радіонукліду спостерігаються у кукурудзі (близько 35-40 Бк/кг), тоді як соняшник та буряк накопичують значно більше – відповідно близько 140 та 125 Бк/кг. Внесення комплексу N60P60 призводить до істотного зростання накопичення ^{90}Sr у соняшнику і буряку (більше 180 Бк/кг), тоді як для кукурудзи зміни незначні. Це свідчить про підсилення засвоєння радіонукліду у культур із більшою кальцієвою потребою та добре розвиненою кореневою системою. Застосування N90P90K60 забезпечує певне зниження вмісту ^{90}Sr у соняшнику та буряку (приблизно 110 – 120 Бк/кг) порівняно з попереднім варіантом, тоді як у кукурудзі спостерігається підвищення до 55 Бк/кг. Це підтверджує позитивний вплив калію та фосфору на зменшення біодоступності стронцію.

Найвиразніше зниження вмісту ^{90}Sr у соняшнику та частково у буряку відбувається при внесенні високих доз N120P300K120, де концентрація радіонукліду падає до 120 та 145 Бк/кг відповідно. Це свідчить про посилений

антагонізм між стронцієм та кальцієво-фосфорними сполуками, а також вплив підвищених доз калію.

Загалом, дані демонструють, що високі дози комплексних добрив, особливо з підвищеним умістом калію та фосфору, здатні зменшувати накопичення ^{90}Sr , тоді як внесення лише азотно-фосфорних добрив може сприяти його збільшенню у культур із високою біологічною здатністю до засвоєння стронцію.

На рисунку 3.11 представлена динаміка вмісту ^{134}Cs у врожаї кукурудзи, соняшнику та буряку залежно від типу внесених мінеральних добрив.

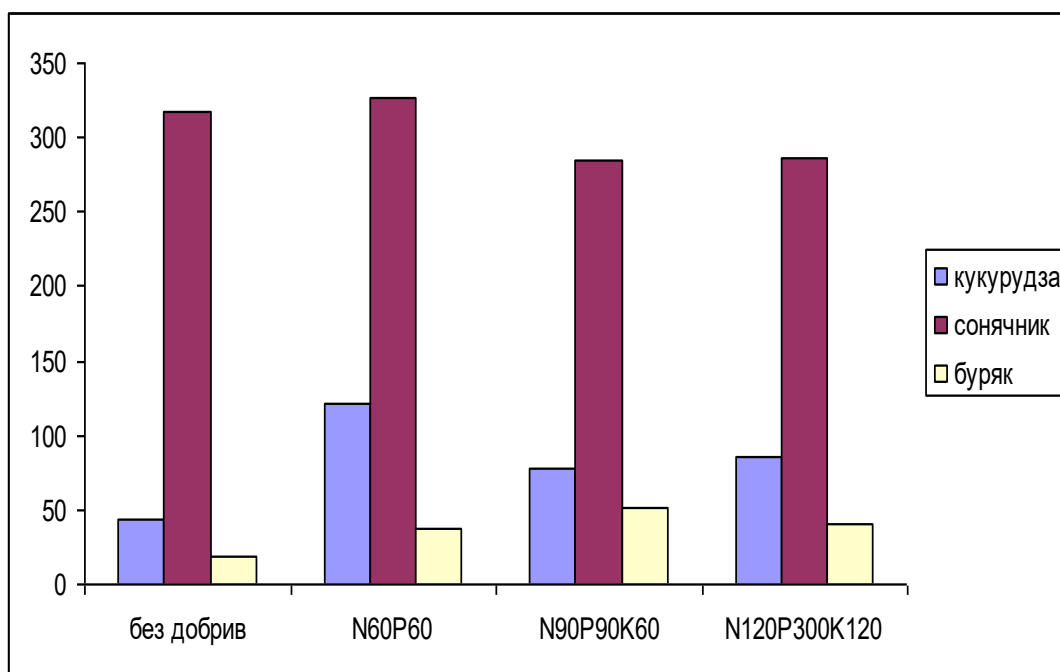


Рисунок 3.11 – Вплив мінеральних добрив на вміст ^{134}Cs в урожаї сільськогосподарських культур

Отримані результати свідчать, що калійні добрива найбільш ефективно знижують накопичення радіоцезію у врожаї сільськогосподарських культур. Соняшник залишається культурою з найвищою здатністю до поглинання ^{134}Cs за всіма варіантами внесення добрив. Також слід сказати, що надлишкові дози азоту без калію можуть підвищувати засвоєння радіонукліду. Аналіз двох графіків показує, що вплив мінеральних добрив на накопичення ^{90}Sr та ^{134}Cs у

рослинах є суттєвим, але проявляється по-різному через хімічну природу цих радіонуклідів.

Внесення мінеральних добрив є одним із ключових агрохімічних чинників, що визначають інтенсивність переходу техногенних радіонуклідів із ґрунту в сільськогосподарські культури. Ефективність добрив у зменшенні біодоступності радіонуклідів залежить як від їх хімічного складу, так і від біологічних особливостей культур, типу ґрунтів та рівня їх родючості [29].

Отримані результати свідчать, що добрива по-різному впливають на надходження до рослин двох основних радіонуклідів техногенного походження. Стронцій-90, який є хімічним аналогом кальцію, найбільш активно поглинається культурами з високою потребою у кальції та розвиненою кореневою системою, зокрема соняшником і буряком. Внесення фосфорних добрив і сполук кальцію значно зменшує біодоступність ^{90}Sr , переводячи його у малорозчинні форми та витісняючи з ґрунтового поглинального комплексу. Найвиразніше зниження переходу ^{90}Sr спостерігається при застосуванні комплексних добрив, особливо на ґрунтах із низькою природною родючістю, де захисний ефект добрив проявляється найповніше.

Цезій-134, як хімічний аналог калію, демонструє іншу поведінку – його засвоєння істотно зменшується за умов достатнього калійного живлення. Найвищі концентрації ^{134}Cs фіксуються у соняшнику, що зумовлено його здатністю до інтенсивного катіонного обміну. Застосування лише азотних або азотно-фосфорних добрив без калію може, навпаки, посилювати надходження ^{134}Cs через стимуляцію росту та мобілізацію обмінних форм радіонукліду.

Загальний аналіз показує, що збалансоване внесення комплексних добрив є одним із найбільш ефективних способів зниження надходження радіонуклідів у рослинницьку продукцію. Калійні компоненти особливо важливі для стримування ^{134}Cs , а фосфорно-кальцієві – для обмеження поглинання ^{90}Sr . Недостатнє удобрення або зменшення площі обробітку добривами може призвести до підвищення радіоекологічних ризиків, оскільки

зменшується буферна здатність ґрунтів та їхня здатність фіксувати радіонукліди.

Таким чином, раціональне застосування мінеральних добрив у зоні потенційного радіоактивного забруднення не лише підвищує продуктивність агроєкосистем, але й є важливим елементом системи радіоекологічного захисту, що дозволяє мінімізувати перехід ^{90}Sr і ^{134}Cs у харчові ланцюги та забезпечити екологічну безпечність продукції.

3.3 Оцінка міграції радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію

На рисунку 3.11 представлені варіації концентрацій ^{90}Sr у різних видах рослинної та грибної продукції. В цілому, більшість зразків характеризуються низьким рівнем радіонуклідного забруднення – від 0 до кількох десятків Бк/кг.

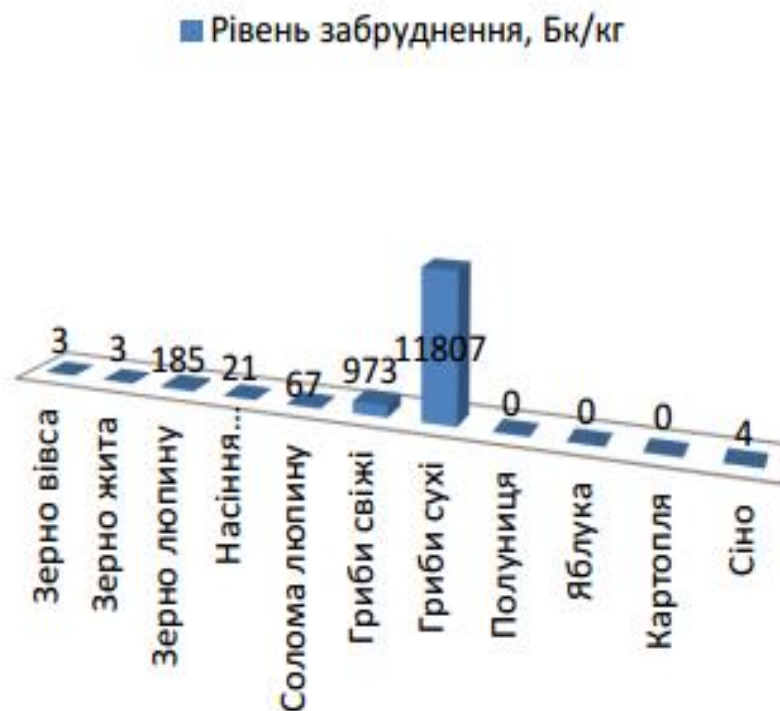


Рисунок 3.12 – Рівень забруднення стронцій-90 в сільськогосподарській продукції

Зернові культури, такі як овес, жито та люпин, мають дуже низькі показники (на рівні 3-21 Бк/кг), тоді як у соломі люпину вміст радіонукліду зростає до 67 Бк/кг. Суттєво вищі значення спостерігаються у грибах, які є відомими акумуляторами радіонуклідів. У свіжих грибах концентрація ^{90}Sr досягає 973 Бк/кг, тоді як у сушених грибах вона різко зростає до 11807 Бк/кг. Це пояснюється зменшенням маси продукту при сушінні та концентрацією радіонукліду у сухому залишку.

Інші види продукції, такі як полуниця, яблука, картопля та сіно, демонструють практично нульові або дуже низькі рівні забруднення (0-4 Бк/кг), що свідчить про слабе накопичення ^{90}Sr цими культурами.

На рисунку 3.13 представлений розподіл рівнів забруднення ^{90}Sr серед вибраних видів сільськогосподарської продукції.

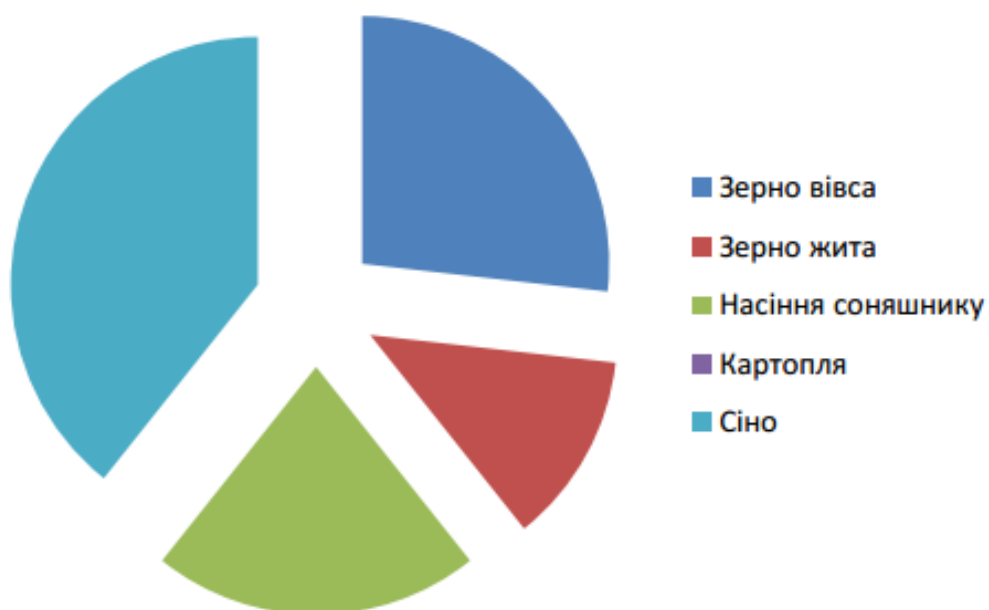


Рисунок 3.13 – Розподіл рівня забруднення стронцій-90 в сільськогосподарській продукції

У розподілі видно, що найбільшу частку становлять сіно та насіння соняшнику, що свідчить про їхню відносно вищу здатність накопичувати ^{90}Sr .

порівняно з іншими культурами. Меншу, але помітну частину займають зерно вівса та зерно жита, які характеризуються помірними рівнями забруднення.

Найменшу частку в діаграмі становить картопля, що узгоджується з відомими даними про її низьку здатність до акумуляції стронцію [30]. Таким чином, представлена діаграма ілюструє, що ризик накопичення ^{90}Sr значно варіює між культурами, причому найбільш уразливими виявляються трав'янисті корми та олійні культури.

Отже, аналіз отриманих результатів свідчить, що рівні забруднення ^{90}Sr у більшості видів сільськогосподарської продукції є низькими та не перевищують установлені радіаційні нормативи.

4 ОСНОВНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ РАДІОНУКЛІДАМИ АГРОЦЕНОЗІВ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Запобігання переходу радіоактивних речовин у сільськогосподарські рослини та організм тварин, а також розробка способів їх виведення з тваринного організму є одним із ключових завдань сільськогосподарської радіоекології. Ці заходи формують найважливіший напрямок радіаційного захисту рослин, тварин та людини. Вирішення цієї проблеми починається з комплексу заходів, спрямованих на зменшення надходження радіонуклідів до сільськогосподарських культур.

Величина надходження радіонуклідів у рослини визначається властивостями ґрунту, рівнем його радіоактивного забруднення, біологічними особливостями сільськогосподарських культур, напрямом використання врожаю та іншими факторами. З урахуванням цих умов застосовуються різні заходи, створені задля зниження радіоактивності продукції рослинництва. Відповідно до однієї класифікації такі заходи поділяють на дві групи: загальнозовживані у сільському господарстві та спеціальні.

За іншою класифікацією виділяють механічні, агротехнічні, хімічні, агрохімічні та біологічні засоби. Однак такий поділ є умовним, оскільки на практиці складно провести точний кордон між окремими видами заходів: механічні прийоми тісно пов'язані з агротехнічними, хімічні з агрохімічними тощо. Крім того, заходи щодо запобігання надходженню радіонуклідів у рослини практично завжди є комплексом взаємопов'язаних дій.

В узагальненому вигляді виділяють п'ять основних систем зниження надходження радіоактивних речовин до рослин:

- 1) обробіток ґрунту;
- 2) застосування хімічних меліорантів та добрив;
- 3) зміна структури сівозміни;
- 4) керування режимом зрошення;
- 5) внесення спеціальних речовин та сполук.

Обробіток ґрунту. На окультурених землях радіонукліди накопичуються переважно у орному шарі. Тому в перші дні та тижні після аварії ефективним заходом було заглиблення забрудненого шару ґрунту плантажним плугом на глибину 40-50 см з подальшим окультуренням піднятого ґрунту. Такий підхід дозволив зменшити надходження радіонуклідів до рослин у 5-10 разів та знизити рівень зовнішнього гамма-випромінювання у 10 та більше разів. Найбільша ефективність глибокого оранки відзначається на важких ґрунтах, для рослин із мочкуватою кореневою системою, а також при використанні дощувального поливу. Тому цей захід особливо рекомендується для районів з достатнім зволоженням та регіонів, де застосовується зрошення.

Вапнування. Радіоактивні речовини нерідко потрапляють до навколишнього середовища у формі малорозчинних або твердих частинок. Однак з часом під дією кисню повітря та вологи вони переходять у більш розчинні та рухливі форми. Особливо інтенсивно цей процес відбувається у кислому середовищі. Кислі ґрунти сприяють значно активнішому надходженню ^{90}Sr і ^{137}Cs в рослини в порівнянні зі слабокислими або нейтральними. Тому вапнування таких ґрунтів не тільки покращує умови зростання культур, а й суттєво знижує міграцію радіонуклідів із ґрунту в рослини.

Основним компонентом вапняних матеріалів є кальцій – хімічний аналог стронцію. Завдяки вираженому антагонізму між Ca^{2+} та Sr^{2+} надходження ^{90}Sr у рослини зменшується значно сильніше, ніж надходження ^{137}Cs . Вапнування широко застосовується на підзолистих, дерново-підзолистих та кислих торф'яних ґрунтах, а також, при необхідності, на сірих лісових та червоноземах. На лужних ґрунтах для поліпшення кальцієвого режиму використовують гіпсування, а на нейтральних можуть вносити як вапняні матеріали, так і гіпс.

Таким чином, вапнування забруднених кислих ґрунтів слід розглядати як один із найефективніших заходів, спрямованих на обмеження переходу радіоіотопів у рослини. Його застосування дозволяє знижувати вміст

стронцію в картоплі та коренеплодах у 10-20 разів, у сіні бобових – у 6-8 разів, у соломі злаків – у 3-4 рази, у зерні – у 2-4 рази, в овочах – у 5-7 разів, а у ягодах – приблизно у 4 рази.

Калійні добрива. Інтенсивність надходження ^{137}Cs до рослин та його накопичення у врожаї значною мірою визначається забезпеченістю рослин калієм – хімічним аналогом цезію. Внесення калійних добрив є одним із найефективніших способів зменшення вмісту ^{137}Cs у продукції рослинництва, знижуючи його рівень у 3-6 разів. Такий ефект обумовлений вираженим антагонізмом між іонами K^+ та Cs^+ при їх поглинанні рослинами. Достатнє калійне харчування суттєво знижує акумуляцію ^{137}Cs у надземних органах як при кореновому, так і при листовому шляху надходження. Підживлення рослин калієм, включаючи позакореневе обприскування, призводить до послаблення транспортування цезію з ґрунту та зменшення його поглинання листям. Разом з тим, калієфільні рослини схильні поглинати більше ^{137}Cs в порівнянні з іншими видами.

Фосфорні добрива. Фосфатні сполуки здатні утворювати з радіонуклідами малорозчинні форми, що призводить до зниження переходу ^{90}Sr з ґрунту в рослини при внесенні фосфорних добрив. Найбільш ефективні препарати, що містять фосфати кальцію та калію: тризаміщений фосфат калію суттєво зменшує вміст у рослинах як ^{90}Sr , так і ^{137}Cs . При цьому фосфати амонію, натрію та магнію переважно знижують надходження лише ^{90}Sr . Слід враховувати, що суперфосфат, навпаки, може стимулювати накопичення ^{137}Cs , а поєднання азотних і фосфорних добрив нерідко посилює його надходження на всіх типах ґрунтів, особливо на чорноземах (збільшення до чотирьох разів).

Азотні добрива. На ґрунтах, забруднених радіонуклідами, застосування азотних добрив потребує обережності. Їх внесення часто призводить до зростання вмісту ^{137}Cs у рослинах та в окремих випадках – ^{90}Sr . Збільшення загальної дози повного мінерального добрива сприяє підвищеній акумуляції ^{137}Cs .

Органічні добрива. Додавання органічних матеріалів - гною, перегною, низинного торфу - особливо на легких за механічним складом ґрунтах помітно зменшує перехід радіонуклідів у рослини. Органічні речовини підвищують сорбційну здатність ґрунту та фіксують радіонукліди, що знижує надходження не лише ^{90}Sr та ^{137}Cs , а й інших радіоактивних ізотопів.

Зміна структури сівозміни. Різні види сільськогосподарських рослин поглинають радіонукліди з ґрунту з неоднаковою інтенсивністю та накопичують їх у різних кількостях. Тому при плануванні заходів, спрямованих на скорочення надходження радіоактивних речовин до сільськогосподарських культур, особливе значення має правильний добір видів та сортів рослин у сівозміні.

Простежується природна кореляція: рослини, що активно поглинають кальцій, так само інтенсивно поглинають і ^{90}Sr ; аналогічно, культурами, що вимагають підвищеного калійного харчування, легше засвоюється ^{137}Cs . Так, кальціофільні бобові (наприклад, конюшина, люцерна) здатні акумулювати ^{90}Sr у значно більших кількостях, ніж інші види, що призводить до відмінностей у накопиченні стронцію в десятки разів.

До калієфільних культур, що активно засвоюють ^{137}Cs , відносяться люпин, кукурудза, капуста, картопля, буряк. За зменшенням вмісту радіонуклідів у харчових органах рослини розподіляються так:

- зернові та зернобобові: люпин, овес, гречка, горох, ячмінь, пшениця, кукурудза, просо, соя, квасоля;
- овочеві: капуста, картопля, буряк, морква, огірки, томати;
- кормові трави: костриця, райграс, стоколос, конюшина, тимофіївка.

Істотну роль відіграють також сортові особливості рослин, тому доцільно вести селекційну роботу зі створення сортів із низькою здатністю до накопичення окремих радіонуклідів.

Фітодезактивація є одним із небагатьох заходів, спрямованих не лише на обмеження переходу радіонуклідів у врожай, а й на реальне очищення ґрунту. На відміну від більшості агротехнічних та хімічних методів, які фіксують радіонукліди у ґрунті або переводять їх у важкорозчинні форми, фітодезактивація передбачає їхнє цілеспрямоване видалення за допомогою рослин-гіперакумуляторів.

Для цих цілей використовують культури з високими коефіцієнтами накопичення та здатністю формувати велику біомасу. Найефективніше себе показують люпин, меншою мірою – люцерна, кукурудза та соняшник (при вирощуванні на зелену масу), а також певні травосуміші. Правильно спроектована система сівозмін з використанням рослин, що володіють високими коефіцієнтами накопичення ($K_n = 2-10$) та виробляють великі врожаї біомаси (40-80 т/га), дозволяє знизити вміст радіонуклідів у ґрунті у 4-5 разів за період близько п'яти років.

Комплекс заходів, спрямованих на зниження надходження радіонуклідів до сільськогосподарських рослин, має спиратися на глибоке розуміння біологічних особливостей культур, властивостей ґрунту та специфіки поведінки окремих радіоізотопів. Істотні відмінності у здатності рослин накопичувати ^{90}Sr і ^{137}Cs роблять вибір структури сівозміни одним із найважливіших інструментів радіаційного захисту агроєкосистем. Правильний підбір видів та сортів дозволяє багаторазово зменшити радіаційне навантаження на продовольчу сировину.

Особливого значення набуває фітодезактивація – цілеспрямоване використання рослин-гіперакумуляторів для видалення радіонуклідів із ґрунту. У поєднанні з грамотним внесенням добрив, коректним режимом зрошення та застосуванням активної мікробіоти цей метод забезпечує реальне зниження забруднення ґрунту, а не лише обмежує перехід радіонуклідів у врожай.

Оптимальна система сівозмін, заснована на культурах з високим коефіцієнтом накопичення та великим виходом біомаси, здатна знизити вміст

радіонуклідів у ґрунті у 4-5 разів за кілька років. Таким чином, поєднання агротехнічних, агрохімічних та біологічних підходів забезпечує найбільш надійну та екологічно безпечну стратегію радіаційної реабілітації сільськогосподарських територій.

ВИСНОВКИ

1. Дослідження забруднення ґрунтів та рослинності радіонуклідами займає одне з центральних місць у сучасній радіоекології, оскільки саме ґрунтово-рослинний блок є ключовою ланкою у передачі радіонуклідів за трофічними ланцюгами «ґрунт – рослина – тварина – людина».

2. В процесі міграції в ґрунті та подальшого поглинання кореневою системою радіоактивні речовини переходять у ті частини рослин, що мають харчову або кормову цінність.

3. Міграція радіонуклідів визначається типом ґрунту, а також рядом інших факторів, серед яких ключову роль відіграють її механічний та мінералогічний склад.

4. У виконаному дослідженні застосовувався коефіцієнт біологічного поглинання, який відображає відношення концентрації радіонуклідів у рослині до їх вмісту у навколишньому ґрунтовому середовищі в умовах Одеської області.

5. Ключовими факторами, що визначають інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини, є характер їхньої взаємодії з ґрунтом. Серед численних фізико-хімічних властивостей ґрунтового середовища виділяють приблизно десять параметрів, які вважаються найбільш значущими для оцінки поведінки радіонуклідів у ґрунті та їх подальшого надходження до рослинних організмів. В цілому вплив ґрунтових умов виявляється у тому, що збільшення вмісту обмінних катіонів, органічної речовини, фракцій фізичної глини та мулу, а також ємності поглинання призводить до зменшення біологічної рухливості радіонуклідів. Перелічені характеристики були ураховані при моделюванні радіонуклідного навантаження на ґрунтово-рослинний покрив Одеської області.

6. Підвищення карбонатності чорнозему переважно знижує коефіцієнти накопичення ^{90}Sr у більшості культур, оскільки карбонати зв'язують стронцій та зменшують його біодоступність. Найменше ^{90}Sr накопичують зернові, тоді

як кормові рослини, особливо люцерна, характеризуються найбільш високим рівнем поглинання.

7. Солома і вегетативні органи накопичують ^{90}Sr і ^{134}Cs значно активніше, ніж зерно чи плоди. Накопичення залежить як від виду культури, так і від органу рослини, що має ключове значення для радіоекологічної оцінки харчових продуктів. Овочеві культури, особливо огірки та цукрові буряки, проявляють високий рівень поглинання радіоцезію. Кукурудза та озима пшениця характеризуються найнижчим накопиченням радіонуклідів серед представлених культур. В цілому можна сказати, що радіоцезій ^{134}Cs більш біодоступний для рослин, ніж ^{90}Sr .

8. Особливості мінерального живлення рослин, тривалість їхнього вегетаційного періоду, просторовий характер розташування кореневих систем у ґрунтовому профілі, продуктивність та інші біологічні властивості визначають відмінності у здатності різних видів і сортів сільськогосподарських культур накопичувати радіонукліди.

9. Сортів відмінності в інтенсивності поглинання радіонуклідів зазвичай менш виражені, ніж видові, оскільки коливання концентрацій рідко перевищують 2-3 рази. Найбільш активне накопичення радіонуклідів спостерігається в листках і стеблах, тоді як у генеративних органах рослин інтенсивність цього процесу значно нижча.

10. Основна продукція агросектору області належать до групи рослин, здатних акумулювати радіонуклід цезій-137 (^{137}Cs). Оскільки ^{137}Cs хімічно поводить ся як калій, його надходження у зернову масу може збільшуватися при дефіциті доступного калію в ґрунті, що характерно для піщаних і слабозасолених ґрунтів півдня.

11. За період дослідження спостерігалася нерівномірність використання різних видів добрив. Найбільші обсяги припадають на азотні добрива, що становить близько 820 тис. ц. Ці показники значно перевищує внесення інших груп. Фосфорні добрива застосовувалися у значно менших кількостях (40

тис. ц), тоді як внесення калійних добрив було мінімальним і не перевищувало 5 тис. ц.

12. Найбільш відчутний ефект добрив щодо зменшення переходу радіонуклідів у врожай проявляється саме на ґрунтах із низькою природною родючістю. На дерново-підзолистих ґрунтах на фоні вапнування підвищені дози фосфорних добрив у 5-8 разів знижують надходження ^{90}Sr , калійні добрива – у 5-7 раз зменшують накопичення ^{137}Cs , а азотні добрива збільшували концентрацію ^{90}Sr та ^{137}Cs у вегетативних органах рослин.

13. Внесення комплексу $\text{N}_{60}\text{P}_{60}$ призводить до істотного зростання накопичення ^{90}Sr у соняшнику і буряку (більше 180 Бк/кг), тоді як для кукурудзи зміни незначні. Це свідчить про підсилення засвоєння радіонукліду у культур із більшою кальцієвою потребою та добре розвиненою кореневою системою.

14. Високі дози комплексних добрив, особливо з підвищеним умістом калію та фосфору, здатні зменшувати накопичення ^{90}Sr , тоді як внесення лише азотно-фосфорних добрив може сприяти його збільшенню у культур із високою біологічною здатністю до засвоєння стронцію.

15. Раціональне застосування мінеральних добрив на ґрунтах, які потенційно підлягають деградації, не лише підвищує продуктивність агроєкосистем, але й є важливим елементом системи радіоекологічного захисту, що дозволяє мінімізувати перехід ^{90}Sr і ^{134}Cs у харчові ланцюги та забезпечити екологічну безпечність продукції.

16. За допомогою наведеної вище математичної моделі виконано оцінку можливого переходу радіонуклідів з ґрунтів у сільськогосподарську продукцію, яка вирощена в умовах Одеської області. Найбільшу частку становлять сіно та насіння соняшнику, що свідчить про їхню відносно вищу здатність накопичувати ^{90}Sr порівняно з іншими культурами.

17. Комплекс агротехнічних, агрохімічних та меліоративних заходів, спрямованих на підвищення родючості ґрунтів і забезпечення стабільно високих врожаїв, водночас істотно впливає на рухливість радіонуклідів у

ґрунтовому середовищі та їхню доступність для поглинання кореневими системами рослин.

18. В рамках роботи надані практичні рекомендації щодо зменшення негативного впливу радіоактивного забруднення на якісні та кількісні характеристики ґрунтово-рослинного покриву Одеської області.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Friederike S., Sabine E., Martin H. G., Gerald K.. Behaviour of radionuclides in soil/crop systems following contamination. *Radioactivity in the Environment*. 2007. 10. Pp. 19 - 42.
2. Proshad, R. et al. A global meta-analysis of radiological contamination in soils and Monte Carlo simulation-oriented hazards evaluation. *J. Environ. Chem. Eng.* 2023. 11.
3. M. Gastberger et al. Soil-to-plant transfer of fallout caesium and strontium in Austrian lowland and Alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. 49(2). Pp. 217-233.
4. Гудков І. М., Гайченко В. А., Кашпаров В. О. Сільськогосподарська радіоекологія: Підручник / За редакцією академіка НААН України І. М. Гудкова. К.: Видавництво Ліра-К, 2017. 268 с.
5. Гудков І. М. До зміни парадигми в радіоекології: антропоцентричний і (чи) ексцентричний підходи у протирадіаційному захисті навколишнього природного середовища / І. М. Гудков, В. О. Кашпаров. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»*. 2010. 7(667). С. 273-277.
6. Popoola, O. J., Olubi, O. E., Adewalure, O. S. et al. Elevated natural radionuclides in soils and stream sediments: pollution, spatial distribution, radiological hazards, and cancer risks in peri-urban Emure-Ekiti, southwest Nigeria. *Discov. Soil*. 2025. 2(70).
7. Bharath, K. M., Bramha, S., Chandrasekaran, S. et al. Geospatial assessment of natural radionuclides in urban soil of Chennai Metropolitan City. *Sci Re.p* 2025. 15.
8. Huang, Y.; Yuan, Y., Xue, Y., Guo, J., Zeng, W., Chen, Y., Chen, K. Radionuclide Tracing in Global Soil Erosion Studies: A Bibliometric and Systematic Review. *Water*. 2025. 17.

9. Aichouche Mohamed E.A., Petrović Mihajlo V., Živković Milena P., Krstić Dragana Ž., Branković Snežana R. Carson, R. Radionuclide contamination in agricultural and urban ecosystems: A study of soil, plant, and milk samples. *Kragujevac Journal of Science*. 2024. 46.
10. Yared B. K., Tilahun T. D., Guadie D. B. Evaluation of Natural Radioactivity Level in Surface Soil from Bambasi District in Benishangul Gumuz Region, Ethiopia. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*. 2024.
11. Bosak P. V., Lukianchuk N. H., Nazaruk M. M., Popovych V. V., Kucheryavyy V. S. Radionuclide content in vegetation and soils in the impact zone of the railway track. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 2023. (5). Pp.108 – 113
12. Герасимов О. І., Андріанова І. С., Курятников В. В., Співак А. Я. Посібник для пошукувачів рівня підготовки доктор філософії за спеціальністю Технології захисту навколишнього середовища: навчальний посібник. Одеса, ОДЕКУ. 2021. 213 с.
13. Охорона ґрунтів: Навч. посіб. / М. К. Шикула, О. Ф. Гнатенко, Л. Р.Петренко, М. В. Капштик. К.: «Знання». 2001. 398 с.
14. Ільїн Л. В., Громик О. М. Уміст радіонуклідів у лімносистемах Західного Полісся (на прикладі водойм зони радіоактивного забруднення Волинської області). *Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. Географічні науки*. 2012. 18(243). С. 4-10.
15. Романчук Л. Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України. Житомир: Полісся. 2015. 300 с.
16. Сплодитель А., Голубцов О., Чумаченко С., Сорокіна Л. Забруднення земель внаслідок агресії Росії проти України. Київ: ГО Центр екологічних ініціатив «Екодія». 2023. 154 с.

17. Gastberger et al. Soil-to-plant transfer of fallout caesium and strontium in Austrian lowland and Alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. 49(2). Pp. 217-233.
18. Карти забруднення радіонуклідами території України. [URL:https://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html](https://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html) (дата звернення 20.10.2025 р.)
19. Бойко Н. І., Лихолат Т. Ю. Розподіл радіонуклідів у ґрунтах і рослинах степової зони України. *Вісник Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара*. 2019. 27(2). С. 45–53.
20. Електронний ресурс:
URL:https://oda.od.gov.ua/statics/pages/files/5e4e655ff2e7e.pdf (дата звернення 11.10.2025).
21. Клімат та сільське господарство Одещини. URL:
<https://odesa.name/uk/eternal-4172-klimat-ta-silske-gospodarstvo-odeshhyny> (дата звернення 12.10.2025).
22. Карта ґрунтів України. URL: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#win14> (дата звернення: 12.10.2025).
23. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2021 році. Одеса, 2022. 214 с.
24. Аудиторський звіт за результатами державного фінансового аудиту діяльності державного підприємства «Дослідне господарство «Южний» Одеської державної сільськогосподарської дослідної станції Національної академії аграрних наук України» за період з 01.01.2016 по 30.09.2019. Одеса, 2019. 42 с.
25. Державна служба статистики України. URL:
https://www.ukrstat.gov.ua/operativ/menu/menu_u/cg.htm (дата звернення: 14.10.2025).
26. Жигайло О. Л. Моделювання антропогенного забруднення ґрунтово-рослинного покриву та методи його контролю: Конспект лекцій. Одеса. 2005. 107 с.

27. Сафранов Т. А., Польовий А. М., Коніков Є. Г., Ротар М. Ф., Ільїна В. Г., Паєвська Л. А., Сучков І. О. Антропогенне забруднення геологічного середовища та ґрунтово-рослинного покриву: Навчальний посібник. Одеса, Вид-во “ТЭС”, 2003. 260 с.
28. Державні гігієнічні нормативи. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (Наказ МОЗ України, 03.05.2006, № 256).
29. Ситник В. Ф. Системи підтримки прийняття рішень: Навч. посіб. / В. Ф. Ситник. К.: КНЕУ. 2009. 614 с.
30. Інформаційне забезпечення систем прийняття рішень в економіці, техніці та організаційних сферах: Колективна монографія; під заг. ред. Л. М.Савчук. Донецьк: ЛАНДОН-XXI. 2013. 592 с.

ДОДАТОК

1. *Пелешок Ю. М., Ільїна А. О.* Аналіз забруднення ґрунтів півдня України радіонуклідами. Матеріали Сьомої Всеукраїнської науково-практичної конференції «Євроінтеграція екологічної політики України» (Одеса, ОНУ, 4 – 5 листопада 2025 р.). С. 210 – 212.