

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

**06.05 – МКР. 2158 «С». 2023.11.23. 31 ПЗ**

**РУДЕНКА ОЛЕГА ВАЛЕРІЙОВИЧА**

**2024 р.**

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

**Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології**

**УДК 502.173:632.95**

**ПОГОДЖЕНО**

Декан факультету захисту  
рослин, біотехнологій та екології

\_\_\_\_\_ Юлія КОЛОМІЄЦЬ  
(підпис)

«\_\_» \_\_\_\_\_ 2024 р.

**ДОПУСКАЄТЬ ДО ЗАХИСТУ**

Завідувач кафедри загальної  
екології, радіобіології та безпеки  
життєдіяльності

\_\_\_\_\_ Алла КЛЕПКО  
(підпис)

«\_\_» \_\_\_\_\_ 2024 р.

**МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

**на тему «Екологічні аспекти безпечного застосування агрохімікатів»**

Спеціальність 101 Екологія

Освітня програма Екологічний контроль і аудит

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна

**Гарант освітньої програми**

Кандидат  
сільськогосподарських  
наук, доцент, доцент  
кафедри екології  
агросфери та екологічного  
контролю

\_\_\_\_\_ (підпис)

Марина ЛАДИКА

**Керівник магістерської кваліфікаційної роботи**

Кандидат  
сільськогосподарських  
наук, доцент кафедри  
загальної екології,  
радіобіології та безпеки  
життєдіяльності, старший  
науковий співробітник

\_\_\_\_\_ (підпис)

Валерія БОНДАРЬ

Виконав

\_\_\_\_\_ (підпис)

Олег РУДЕНКО

**КИЇВ - 2024**

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ І  
ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

**Факультет захисту рослин, біоресурсів та природокористування**

**ЗАТВЕРДЖУЮ**

Завідувач кафедри загальної екології, радіобіології  
та безпеки життєдіяльності,  
доктор біологічних наук \_\_\_\_\_ Алла КЛЕПКО  
(підпис)

«\_\_» \_\_\_\_\_ 2024 р.

**ЗАВДАННЯ  
ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ  
СТУДЕНТУ**

Руденка Олега Валерійовича

Спеціальності «101» Екологія

Освітня програма Екологічний контроль і аудит

Орієнтація освітньої програми освітньо-професійна

Тема магістерської кваліфікаційної роботи «Екологічні аспекти безпечного застосування агрохімікатів»

Затверджена наказом ректора НУБіП України від «23» листопада 2023р. №2158С

Термін подання завершеної роботи на кафедру «15» листопада 2024 р.

Вихідні данні до магістерської кваліфікаційної роботи – власні результати дослідження, які отримані під час проведення лабораторних досліджень.

Перелік питань, що підглядають дослідженню:

1. Визначити основні екологічні ризики, що можуть виникати при застосуванні добрив.
2. Дослідити біоорганічні добрива, отримані в процесі анаеробної біоконверсії, на предмет їх агрономічної цінності та екологічної безпечності.
3. Узагальнити результати лабораторних досліджень.

Перелік графічного матеріалу – рисунки, схеми, таблиці

Дата видачі завдання «\_\_» \_\_\_\_\_ 2023 р.

Керівник магістерської  
кваліфікаційної роботи

\_\_\_\_\_  
(підпис)

Валерія БОНДАРЬ

Завдання прийняв до  
виконання

\_\_\_\_\_  
(підпис)

Олег РУДЕНКО

## РЕФЕРАТ

Дана робота складається із 4-х розділів, висновку, списку використаних джерел. Містить 11 рисунків та 3 таблиць. При написанні роботи використано 25 джерел інформації.

**Мета дослідження**—визначити основні екологічні ризики, що можуть виникати при застосуванні добрив; дослідити біоорганічні добрива, отримані в процесі анаеробної біоконверсії, на предмет їх агрономічної цінності та екологічної безпечності.

**Предмет дослідження** – біодобриво з біогазової установки, методи та способи його застосування.

**Об'єкт дослідження** – оцінювання впливу біодобрива на урожайність сільськогосподарських культур, встановлення екологічно безпечних доз біодобрива за показниками впливу на фітотести та їх вплив на масові концентрації рухомих форм важких металів у ґрунті.

**Ключові слова:** агрохімікати, біоорганічне добриво, біогазова установка, утилізація та переробка, біотести, анаеробна біоконверсія, інверсія, хронопотенціограма.

## ЗМІСТ

ВСТУП .....	7
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ .....	9
1.1. Поняття екологічної безпеки та правова основа її забезпечення.....	9
1.2. Державні випробування та реєстрація агрохімікатів – основа їх екологічної безпечності .....	11
1.3. Класифікація добрив за впливом на агроєкосистему.....	16
1.4. Екологічні ризики, що виникають при застосуванні агрохімікатів.....	23
РОЗДІЛ 2. УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	36
2.1. Принципова схема біогазової установки для одержання біогазу і біодобрив .....	36
2.2. Характеристика біодобрива .....	40
2.3. Методика проведення лабораторних досліджень екологічної безпечності біодобрив.....	41
2.4. Методика проведення лабораторних досліджень фітотоксичності біодобрив.....	43
2.5. Методика вимірювання масової концентрації рухомих форм важких металів.....	46
РОЗДІЛ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ БІООРГАНІЧНИХ ДОБРИВ, ОТРИМАНИХ У БІОГАЗОВІЙ УСТАНОВЦІ, НА ПРЕДМЕТ ЇХ АГРОНОМІЧНОЇ ЦІННОСТІ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕЧНОСТІ.....	51
3.1. Вплив біодобрива на урожайність сільськогосподарських культур.....	51
3.2. Встановлення екологічно безпечних рівнів застосування біодобрива за показниками впливу на фітотести.....	53
ВИСНОВКИ.....	58
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ .....	59

## ВСТУП

Наприкінці ХХ ст. збереження середовища проживання людини стало однією з найважливіших проблем людства. Різке загострення екологічних проблем нині властиве більшості країн світу. Його обумовили високий рівень науково-технічного прогресу та стрімке збільшення населення на земній кулі, особливо у другій половині ХХ ст. Так, за 19 останніх століть кількість населення зросла лише до 1,7 млрд. осіб, тоді як за 1900 — 1997 роки це число збільшилося до 5,6 млрд., тобто в середньому за рік воно зростало на 56 — 57 млн. осіб.

З цієї причини для багатьох країн світу характерним був бурхливий розвиток промислового й сільськогосподарського виробництва, будівництва, транспорту, сфери послуг. Це, своєю чергою, супроводжувалося, по-перше, виникненням великих міст, міських агломерацій і технополісів як середовища проживання людини з якостями, невластивими природному середовищу, а по-друге — вимагало залучення у виробництво додаткової кількості ресурсів. Наслідком цього стало скорочення окремих життєво важливих ресурсів — лісових, земельних і водних, а також надмірне забруднення довкілля в багатьох регіонах землі.

Серйозні проблеми та певні екологічні ризики виникли і через активний розвиток сільськогосподарської діяльності, зокрема функціонування великих тваринницьких комплексів. У попередні роки в Україні налічувалося близько 45 тис. ферм і комплексів тваринництва. Це зумовлювало річний вихід гною близько 900 млн. м<sup>3</sup>; у ньому міститься до 1,5 млн. т азоту, не менш як 10 % його могло надходити у природні водойми.

Особливої уваги, з точки зору екологічної безпечності, потребують великі тваринницькі комплекси, де поголів'я свиней становить від 12 тис., а молодняку великої рогатої худоби — до 10 тис. І хоча нині в Україні галузь тваринництва майже зруйнована, необхідно відмітити, що при її відродженні розміщення буде (як і раніше) тяжіти до Правобережного Лісостепу, де високий рівень концентрації виробництва, до Полісся і Карпат, де вони сформувалися на основі природних кормових угідь. Великі тваринницькі комплекси завжди розміщували

біля великих містіпромислових центрів. Найбільші з них концентрували до 108 тис. голів свиней — це Капитянський у Київській області й Чугуївський (с. Тракове) в Харківській, Кременський — у Луганській, Вуглегірський — у Донецькій та Апостолівський у Дніпропетровській.

Технологія утримання худоби на великих тваринницьких комплексах — переважно безпідстилкова. Гідравлічний спосіб видалення гною з ферми переважає, і поблизу них доводиться створювати спеціальні відстійники, а вони також є серйозними забруднювачами довкілля.

Відомо, що використання органічних добрив може викликати певні екологічні проблеми і ризики: тваринницькі відходи можуть забруднювати поверхневі водойми, підземні води й ґрунт, вони при порушенні умов зберігання можуть бути джерелом інфекцій і інвазій, внаслідок їх накопичення може відбуватися негативний вплив на атмосферне повітря та ін. Таким чином, необхідність розробки сучасних методів переробки, зберігання й раціонального використання відходів тваринництва є актуальною і екологічно важливою проблемою, яка потребує вирішення.

Одним із шляхів вирішення цієї проблеми є виробництво еколого безпечних органічних добрив у процесі отримання біогазу. Такий спосіб нині активно розглядається у розвинутих країнах світу, він є актуальним і для України, оскільки дає можливість вирішити два питання: забезпечити сільськогосподарське виробництво альтернативною енергією, а галузь рослинництва – якісними органічними добривами.

## РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

## 1.1. Поняття екологічної безпеки та правова основа її забезпечення

Екологічна безпека (екобезпека) тісно пов'язана з екологічними ризиками і являє собою соціоприродну та наукову реальність, є об'єктом дослідження різних наук (природничих, соціальних, юридичних та ін.), оскільки охоплює складний комплекс взаємозв'язків людини з навколишнім природним середовищем[1].

Екобезпека — категорія соціальна, притаманна людському суспільству, формується в межах суспільних відносин. Вона має певні правові форми не правового характеру хоча і належить до явищ[8].

Зазначена категорія характеризується, по-перше, як вічна цінність людського суспільства, що ґрунтується на певній системі гарантій екологічної безпеки співіснування природи і людини. Йдеться про безпеку людини в процесі: взаємодії з природним середовищем, з небезпечними речовинами (радіоактивними, хімічними, токсичними тощо), використання руйнівних або небезпечних технологій і процесів, здійснення різноманітних впливів на довкілля тощо. Вона може бути пов'язана і з не контрольованими людиною процесами (стихійні сили природи).

По-друге, при забезпеченні екологічної безпеки враховуються закони природи, за якими розвиваються екологічні об'єкти.

По-третє, екобезпека здійснюється під контролем держави, яка утворює цілу систему спеціальних органів.

По-четверте, основою правової форми є екологічне право як самостійна правова галузь. Правове забезпечення екобезпеки є одним з основних принципів цього права[3].

Визначення екологічної безпеки як правової категорії має різне тлумачення в еколого-правовій науці. Вважають, що її сутність полягає в захисті людини і навколишнього природного середовища від шкідливого впливу; умовах збереження здоров'я людей і забезпеченні сталого соціально-економічного розвитку; балансі розвитку екосистем; діяльності по захисту життєво важливих екологічних інтересів; в тому, що вона є складовою частиною

міжнародної екологічної безпеки тощо. Право екологічної безпеки розглядають як комплексну галузь екологічного права, систему правових норм та інших засобів, які спрямовані на створення правових умов для реалізації суб'єктивного права громадян на безпечне для життя і здоров'я довкілля та захист його в разі порушення, а також регулювання відносин щодо здійснення екологічно небезпечної діяльності з метою запобігання погіршенню екологічної обстановки, виникненню екологічної небезпеки для природних систем, населення, інтересів держави і юридичних осіб та здійснення системи заходів у разі виникнення екологічної небезпеки щодо ліквідації небезпечних наслідків, визначення режиму використання екологічно небезпечних територій і об'єктів, встановлення особливого статусу осіб, що постраждали від негативних наслідків природної стихії чи техногенного впливу, досягнення режиму безпечного існування населення і стану довкілля на місцевому, регіональному, національному і транснаціональному рівнях [1].

Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» (ст. 50) визначає екологічну безпеку як стан навколишнього природного середовища, при якому забезпечується попередження погіршення екологічної обстановки та виникнення небезпеки для здоров'я людей, що гарантується здійсненням широкого комплексу взаємопов'язаних екологічних, політичних, економічних, технічних, організаційних, державно-правових та інших заходів [13].

Довкілля вважається безпечним, коли його стан відповідає встановленим у законодавстві критеріям, стандартам, лімітам і нормативам, які стосуються його чистоти (незабрудненості), ресурсомісткості (невиснаженості), екологічної стійкості, санітарних вимог, видового різноманіття, здатності задовольняти інтереси громадян [21].

Екологічна небезпека — це сукупна небезпека, діяльність техногенних систем, під впливом яких виникли природні екологічні фактори та негативні природні процеси[8].

Недотримання вимог екологічної безпеки створює екологічно небезпечну ситуацію, яка загрожує стану навколишнього природного середовища та

здоров'ю людини, спричиняє різноманітні наслідки. Вимоги екологічної безпеки в законі сформульовані за трьома напрямками: за господарськими суб'єктами, стадіями господарського процесу, видами господарської діяльності.

Це дає змогу стверджувати, що в сучасних умовах забезпечення екологічної безпеки стало розвивається як самостійний напрямок діяльності держави і суспільства. Тому систему правових приписів у галузі забезпечення екологічної безпеки можна розглядати як самостійний складний правовий інститут в галузі екологічного права [12].

## **1.2. Державні випробування та реєстрація агрохімікатів – основа їх екологічної безпечності**

До агрохімікатів, згідно Закону України «Про пестициди і агрохімікати», відносяться органічні, мінеральні добрива, меліоранти та інші речовини, що здатні підвищувати родючість ґрунту і урожайність сільськогосподарських рослин. У цьому переліку органічні добрива займають особливе місце, оскільки їх використання розпочалося разом із виникненням культури землеробства.

Вплив різних чинників на врожайність сільськогосподарських культур за оцінками спеціалістів США, оцінюється так: добрива — 41%; гербіциди — 15—20; властивості ґрунту — 15; гібридне насіння — 8; зрошення - 5; інші фактори — 11—16%.

До XIX ст. у світі, в основному, застосовували органічні добрива, попіл, природні туки. 1913 р. було виготовлено 17 тис. т. мінеральних добрив, що за рівнем забезпеченості ріллі становило 0,21 кг NPK.

Ще на початку 60-х років минулого століття Ф. Бааде визначив середню для всієї планети норму добрив на 2000 р. — по 40 кг/га азоту, фосфору і калію. Україна сягнула цього рівня наприкінці 80-х років, тоді ж було одержано найвищу врожайність сільськогосподарських культур, зокрема, для зернових (без кукурудзи) — 3,47 т/га [2].

Рівень застосування добрив коливався і залежав від економічних та екологічних вимог. Якщо протягом 1961—1985 рр. у розвинутих країнах Європи,

Північної Америки, Азії рівень застосування NPK зростав і становив в Англії 375 кг/га; Японії — 436; Голландії — 805 кг/га, то вже у другій половині 80-х років обсяг їхнього використання дещо стабілізувався і навіть почав зменшуватися. Нині у США вносять 208 кг/га, Німеччині — 238, Великобританії – 365, Франції — 277 кг/га NPK. Перше місце у світі з виробництва і використання мінеральних добрив посідає Китай: виробляє — 27 582 тис т, а використовує — 36 500 тис т [2].

Динаміка застосування добрив в Україні збігається з основними світовими тенденціями. За періоди з 1966—1970 рр. по 1986—1990 рр, обсяг внесення добрив зріс у 3,2 раза, а починаючи з 1992 р. у зв'язку з економічними труднощами він зменшився у 2,2 раза, що не відповідає науково обгрунтованій потребі, і неминуче призводить до зниження родючості ґрунтів і продуктивності сільськогосподарських культур.

Починаючи з 1999р., рівень виробництва добриві Україні дещо зростав. У 1998 р. він становив 1935,9 тис т, у 1999 р. - 2319,3, у 2000 р, — 2304,6 тис. т. Проте, значну частину вироблених добрив експортували в Турцію, Індію, США, В'єтнам. Експорт добрив у 2000 р. становив 369 219 тис дол. США, або 141% порівняно з 1999 р. У свою чергу, Україна імпортувала добрива з-за кордону на суму 5852 тис дол., що не перекривало експорту і не могло забезпечити необхідного рівня застосування добрив у сільськогосподарському виробництві. 2001 р. рівень виробництва добрив в Україні знизився до 2228,4 тис. т. що пов'язано із зниженням світових цін на мінеральні добрива, а також з проведенням антидемпінгових розслідувань проти українських добрив [2].

Промисловість часто пропонує в якості добрив побічні продукти виробництва, обґрунтовуючи це певною кількістю елементів живлення. Дефіцит добрив останніми роками і невисока собівартість таких відходів сприяє їхньому активному використанню у сільськогосподарському виробництві. Інший шлях розв'язання проблеми — імпорт сировини. Так, для виробництва фосфорних

добрих 1995 р. було запропоновано імпортувати туніські, алжирські, марокканські, ізраїльські фосфорити, ціни на які були у 1,5 раза нижчими за російські, але з неприпустимо високим вмістом токсичних домішок, зокрема кадмію.

Нестача добрив з одного боку, і використання неякісних високобаластних видів, з іншого, потребують розв'язання комплексної проблеми: забезпечити сільське господарство України достатньою кількістю добрив і попередити можливі негативні наслідки їхнього застосування заборонаю використання низькоякісних видів [2].

Агрохімікати вітчизняного, а також іноземного виробництва, що завозяться для використання на територію України, повинні відповідати таким вимогам:

висока біологічна ефективність щодо цільового призначення;

безпеку для здоров'я людини та навколишнього природного середовища за умови дотримання регламентів їх застосування; відповідність державним стандартам, санітарним нормам та іншим нормативним документам.

Забороняються ввезення на митну територію України (крім дослідних партій, що використовуються для державних випробувань та наукових досліджень), виробництво (крім виробництва для експорту та виробництва дослідних партій, що використовуються для державних випробувань, науково-технологічних досліджень та випробувань), торгівля, застосування та рекламування агрохімікатів до їх державної реєстрації. ( Частина друга статті 4 в редакції Закону N 1628-IV ( 1628-15 ) від 18.03.2004).

Ввезення на митну територію України незареєстрованих агрохімікатів, що використовуються для державних випробувань та наукових досліджень, у науково обґрунтованих обсягах здійснюється відповідно до планів державних випробувань і наукових досліджень, а також обробленого ними насінневого (посадкового) матеріалу - за дозволом, що видається центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, погодженим із центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері санітарного та

епідемічного благополуччя населення, в порядку, встановленому Кабінетом Міністрів України ( 288-96-п ).

Використання залишків агрохімікатів, термін реєстрації яких закінчився, проводиться протягом двох років за дозволом центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, погодженим із центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері санітарного та епідемічного благополуччя населення, та центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну аграрну політику[9].

Державні випробування агрохімікатів вітчизняного та іноземного виробництва проводяться з метою біологічної, токсиколого - гігієнічної та екологічної оцінки і розроблення регламентів їх застосування.

Державні випробування агрохімікатів проводяться на підприємствах, в установах і організаціях за рішенням центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, в порядку ( 295-96-п ), затвердженому Кабінетом Міністрів України.

Державні випробування агрохімікатів проводяться у два етапи: польові і виробничі.

Метою польових випробувань є встановлення або підтвердження біологічної ефективності нових агрохімікатів порівняно з тими, що застосовуються, розроблення тимчасових регламентів їх застосування та поглиблене вивчення препаративних форм. ( Частина друга статті 6 в редакції Закону N 1628-IV ( 1628-15 ) від 18.03.2004 ).

Сільськогосподарська продукція, отримана в результаті проведення польових випробувань агрохімікатів з новою діючою речовиною, підлягає знищенню з додержанням вимог санітарних правил щодо безпеки для здоров'я людини та охорони навколишнього природного середовища.

Виробничі випробування проводяться з метою підтвердження біологічної ефективності агрохімікатів у різних зонах України, уточнення та обґрунтування регламентів і способів їх застосування, санітарно-гігієнічних

і екологічних нормативів, розроблення та модифікації методик визначення залишкових кількостей цих агрохімікатів та їх небезпечних метаболітів. ( Частина четверта статті 6 в редакції Закону N 1628-IV ( 1628-15 ) від 18.03.2004 ) [9].

Державна реєстрація агрохімікатів здійснюється центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, на платній основі в порядку та розмірах, встановлених Кабінетом Міністрів України, на підставі позитивних результатів випробувань та матеріалів досліджень.

Обов'язковою умовою державної реєстрації агрохімікатів є наявність відповідної документації щодо їх безпечного застосування, включаючи позитивний висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи, методик визначення залишкових кількостей агрохімікатів у сільськогосподарській продукції, кормах, харчових продуктах, ґрунті, воді, повітрі.

У разі державної реєстрації агрохімікатів в Україні забороняється протягом десяти років з дати такої реєстрації використовувати інформацію, що міститься в документації (дос'є) щодо безпечного застосування цих агрохімікатів, без дозволу суб'єкта господарювання, за зверненням якого здійснено реєстрацію.

Після державної реєстрації агрохімікатів органи, що здійснюють державний контроль за їх застосуванням, забезпечуються в порядку ( 228-96-п ), встановленому Кабінетом Міністрів України, стандартними зразками агрохімікатів, методиками визначення їх залишкових кількостей [9].

Агрохімікати реєструються терміном до десяти років. Центральний орган виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, може встановити повну або тимчасову заборону на застосування агрохімікатів в разі надходження нових, раніше невідомих, даних про їх безпеку. В окремих випадках, у зв'язку з санітарно-епідемічною та природоохоронною ситуацією в країні (регіоні),

центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері санітарного та епідемічного благополуччя населення, та центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, вправі обмежити аж до припинення у встановленому порядку всі види діяльності з агрохімікатами.

Після закінчення терміну реєстрації агрохімікатів проводиться їх перереєстрація на платній основі в порядку та розмірах, встановлених Кабінетом Міністрів України.

Перелік агрохімікатів, дозволених для використання, регламенти їх застосування та щорічні доповнення до нього ведуться центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища в порядку, передбаченому Кабінетом Міністрів України.

Державна реєстрація агрохімікатів є підставою для здійснення державного контролю шляхом запровадження санітарних заходів (процедур експертизи, інспектування, сертифікації та ухвалення) щодо наявності в харчових продуктах дозволеної центральним органом виконавчої влади, що забезпечує формування державної політики у сфері охорони здоров'я, кількості залишків агрохімікатів у харчових продуктах, що реалізуються на ринку України [9].

Серійне виробництво, закупівля та експлуатація технічних засобів застосування агрохімікатів дозволяється лише після їх державної реєстрації.

Допускається державна реєстрація технічних засобів застосування агрохімікатів, які забезпечують належну якість технологічних операцій, запобігають заподіяння шкоди здоров'ю осіб, які безпосередньо працюють з ними, та населення, а також забрудненню навколишнього природного середовища.

Державні випробування і реєстрація технічних засобів застосування агрохімікатів проводяться уповноваженим органом та в порядку, визначеному Кабінетом Міністрів України.

Технічні засоби застосування агрохімікатів, що отримали позитивну оцінку за наслідками державних випробувань, заносяться до державного реєстру технічних засобів застосування агрохімікатів. Порядок ведення державного реєстру визначається Кабінетом Міністрів України.

У разі зміни конструкції технічного засобу застосування агрохімікатів він підлягає обов'язковій перереєстрації.

Технічні засоби застосування агрохімікатів підлягають обов'язковій сертифікації [9].

### **1.3. Класифікація добрив за впливом на агроecosистему**

В основі класифікації мінеральних добрив лежить структура показників, яка враховує їхній вплив на екотоксикологічний, агро-хімічний, гідрохімічний стан агроecosистеми. Екотоксикологічна оцінка екзогенних хімічних сполук у природному середовищі базується на працях відомих вчених у галузі токсикології — Є. Гончарука, М. Соколова та ін.; екологічна оцінка стану ґрунтів — на розробках ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського.

У межах визначених показників мінеральні добрива поділяють на 4 класи небезпечності (згідно з рекомендаціями ВООЗ щодо поділу хімічних речовин): I — високонебезпечні; II — небезпечні; III — помірно небезпечні; IV — малонебезпечні. Діапазон показників у межах класів небезпечності визначають за існуючими українськими і міжнародними нормативами.

Таблиця 1.1 - Класифікація мінеральних добрив за показниками впливу на ґрунтову систему

Критерій	Клас небезпечності			
	I	II	III	IV
Перевищення фонового вмісту (елементи I—II класу небезпечності), кратність	>6	5-6	3—4	≤2
Перевищення ГДК (елементи I—II класу небезпечності, рухомі форми), кратність	> 10,0	2,1—10,0	1,1-2,0	<1,0
Час досягнення критичної концентрації — $T_k$ роки	< 10	10-30	31—100	> 100
Зміна кислотно-основних показників ґрунту $pH_{H_2O}$ підвищення кислотності на одиниці рН підвищення лужності на одиниці рН $pH_{KCl}$ , підвищення на одиниці рН гідролітична кислотність підвищення на мг-екв/100 г ґрунту	>2,5 >1,3 >1,5 >4,0	2,5-1,0 1,3—0,8 1,5- 1,04,0- 2,0	0,9-0,5 0,7-0,3 0,9- 0,51,9— 1,0	<0,5 <0,3 <0,5 1,0
Активність радіальної міграції $K_c$ , кратність швидкості, см/3 міс.	>5,0 >50	3,0—5,0 50—21	1,1-2,9 20—10	<1,0 <10
Вплив на біологічну активність ґрунту зниження чисельності (активності), % час відновлення, міс.	51—100 >6	26—50 3-6	10—25 1-2	<10 < 1

Розроблена класифікація мінеральних добрив дає можливість провести їхню агроекологічну оцінку, визначити можливі негативні впливи вчасно ввести обмеження на використання у сільськогосподарському виробництві добрив, які не відповідають певним екологічним нормативам.

Алгоритм проведення агроекологічної оцінки мінеральних добрив за впливом на ґрунтову систему. Рівень небезпечного впливу мінерального на ґрунтову систему визначають такі основні фактори :

- якісний склад добрива - вміст біохімічно активних і педохімічно активних речовин, які здатні негативно впливати на агроєкосистему;
- кількість потенційно небезпечних речовин, що буде надходити з добривом до ґрунтової системи. Цей показник буде залежати, як від вмісту небезпечних речовин у добриві, так і від дози та періодичності застосування добрива;
- ґрунтово-кліматичні умови застосування добрива, які можуть сприяти проявленню негативних властивостей добрива або, навпаки, зменшувати його негативний вплив на агроєкосистему.

Однією з першочергових вимог при оцінці мінерального добрива має бути проведення досліджень у найменш сприятливих (екстремальних) ґрунтово-кліматичних умовах, що сприяє максимальній рухомості і міграції основних компонентів добрив, а також забезпечує найінтенсивніший вплив на ґрунтовий комплекс , у тому числі на біологічну активність і кислотно-основні властивості. В Україні за більшістю показників таким вимогам відповідає ґрунтово-кліматична зона Полісся з промивним типом водного режиму і дерново-підзолистими ґрунтами легкого механічного складу.

У ході експерименту встановлюють найбільш «вузьке» місце і за відповідними екотоксикологічними показниками визначають гранично допустимий рівень внесення мінерального добрива, який не спричинить руйнації адаптаційного потенціалу елементів екосистеми і забруднення навколишнього середовища.

Оскільки до складу мінеральних добрив входять хімічні речовини з певним кумулятивним ефектом, доцільно, крім максимально рекомендованих доз внесення мінеральних добрив, враховувати можливість сумарного нагромадження речовин у ґрунті і досліджувати дози у кілька разів вищі за рекомендовані.

Попередити можливі негативні наслідки при застосуванні засобів хімізації, у тому числі мінеральних добрив, можна лише за умови поєднання фундаментальних екотоксикологічних, агрохімічних, гідро-хімічних та інших досліджень з прикладними — екологічною експертизою. На сучасному етапі розвитку суспільства основним є не спостереження і констатація фактів погіршення стану довкілля внаслідок антропогенної діяльності, а вчасне запобігання можливим негативним ефектам від певної господарської діяльності, що і є основною функцією екологічної експертизи.

Екологічна експертиза (ЕЕ) як наукова дисципліна, почала зароджуватися у 70-х роках ХХст. Першою країною, де ЕЕ надали державного статусу були Сполучені Штати Америки. Фундаментом на якому будувалася ЕЕ у США, був «Закон про національну політику в галузі навколишнього середовища (1970 р.). Трактуючи вимоги закону, що стосуються процедури ЕЕ, федеральні суди, а заключення ЕЕ готують усі федеральні служби США.

У природоохоронній політиці західноєвропейських країн екологічна експертиза явище більш пізнє. В Європі ЕЕ було введено у 1975-1980 рр. Процедура проведення ЕЕ, функції замовника і виконавця, система фінансування робіт, передбачених екологічною експертизою, у різних країнах значно відрізняються. У Франції (Закон про охорону природи прийнято 1976 р.), на відміну від США, відповідальність за проведенні ЕЕ та її фінансування покладають на особу, яка звертається в офіційну інстанцію за отриманням дозволу на реалізацію проекту. Витрати на підготовку висновків ЕЕ оцінюють у 0,25—0,75% загальної вартості проекту. ЕЕ у Великобританії здійснюють відповідно до закону про охорону середовища. Процедуру не уніфіковано, дослідження проводять на основі консультацій з науковими експертами і державними організаціями, такими як Рада охорони природи. Фінансують процедуру ЕЕ у Великобританії фірми-замовники у рамках своїх управлінських процедур. Іспанія має серйозну правову основу для проведення ЕЕ, яка є елементом управлінсько-адміністративної процедури, у ході якої проводять попередні дослідження при затвердженні проектів. У Швеції експертизу

проводять на основі низки законоположень, якими передбачено, що позитивне рішення місцевої влади не може бути видане без згоди мешканців району, де з плановано впровадження проекту.

Найдосконалішою вважають систему екологічної експертизи Японії. 1972 р. урядом країни було підписано документ «Заходи з охорони навколишнього середовища у процесі ведення громадських робіт», згідно з яким ЕЕ проектів ставала невід'ємною частиною їхньої підготовки та реалізації. 1984 р. Кабінет міністрів, враховуючи важливість ЕЕ, прийняв рішення «Про порядок проведення екологічної експертизи» і затвердив «Схему проведення екологічної експертизи», якою передбачався порядок дій розробників проекту, державних органів і громадкості.

В Україні ЕЕ набрала чинності з прийняттям Закону «Про охорону навколишнього природного середовища» (Розділ VI «Екологічна експертиза»), який було прийнято 1991 р. Зважаючи на важливість питання, 1995 р. в Україні було прийнято окремий Закон «Про екологічну експертизу», де було чітко окреслено основні завдання, об'єкти, суб'єкти, форми ЕЕ, державне регулювання та управління в галузі ЕЕ, статус експерта ЕЕ, права та обов'язки замовників ЕЕ, фінансування ЕЕ, відповідальність за порушення законодавства про ЕЕ ті інші питання.

Світова практика здійснення екологічної експертизи показала, що на будь-якому рівні управління ЕЕ повинна виконувати низку функцій, з яких найважливішими є: природоохоронна — вчасне проведення екологічної експертизи і реалізації проекту, враховуючи рекомендації експертів і діючого законодавства, завдяки якому знижується негативний вплив на навколишнє середовище; превентивна — екологічну експертизу слід проводити після завершення передпроектної стадії до початку запланованої діяльності; правоохоронна — перевірка відповідності діяльності існуючому законодавству і заборона реалізації її без позитивного висновку державної екологічної експертизи. За екологічною експертизою слід проводити екологічний аудит.

Правова сторона проведення ЕЕ в Україні забезпечується низкою нормативних документів, серед яких важливе значення мають: Інструкція про здійснення державної екологічної експертизи (Наказ Міністерства охорони навколишнього середовища та ядерної безпеки №55 від 7.06.1595 р.), Порядок передачі документації на державну екологічну експертизу (Постанова КМ України №870 від 31.10.1995 р.), Про нормативи витрат на проведення державної екологічної експертизи (Постанова КМ України №644 від 13.06.1996 р.), Перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку (Постанова КМ України №554 від 27.07.1995 р.) та інші.

Особливості екологічної експертизи засобів хімізації сільського господарства. Одним з видів діяльності, що становлять підвищену екологічну небезпеку, є виробництво і застосування засобів хімізації сільського господарства. Постановою Верховної Ради України (№87/95-ВР від 2.03.1995 р.) було введено в дію Закон України «Про пестициди і агрохімікати». Цей Закон регулює правові відносини, пов'язані з державною реєстрацією, виробництвом, закупівлею, транспортуванням, зберіганням, реалізацією та безпечним для здоров'я людини і навколишнього

середовища застосуванням пестицидів і агрохімікатів.

Згідно із Законом, до агрохімікатів серед інших речовин, що застосовуються для підвищення родючої ґрунтів урожайності сільськогосподарських культур і поліпшенні якості рослинницької продукції, належать також мінеральні добрива.

Основними принципами державної політики у сфері діяльності пов'язаної з агрохімікатами, пріоритетними є здоров'я людини та охорона навколишнього природного середовища. Щодо економічного ефекту від застосування агрохімікатів, державна підконтрольність їхнього ввезення на митну територію України, реєстрації, виробництва зберігання, транспортування, реалізації і застосування; обґрунтованість" їхнього застосування, мінімалізація використання агрохімікатів завдяки впровадженню біологічного землеробства, безпечність для здоров'я людини та навколишнього природного середовища під

час їхнього виробництва, випробовування та застосування за умови дотримання вимог, встановлених державними стандартами, санітарними нормами, регламентами та іншими нормативними документами.

Згідно із Законом, агрохімікати вітчизняного, а також іноземного виробництва, що використовують на території України, мають відповідати таким вимогам: високій біологічній ефективності щодо цільового призначення; безпечності для здоров'я людини та навколишнього природного середовища за умови дотримання регламентів їхнього застосування; відповідності державним стандартам, санітарним нормам та іншим нормативним документам. Перед широким впровадженням у виробництво агрохімікати мають пройти державні випробування для біологічної, токсиколого-гігієнічної та екологічної оцінки і розробки регламентів їхнього застосування.

Порядок проведення державних випробувань мінеральних добрив здійснюють згідно з Постановою КМ України №295 від 4.03.1996 р., якою передбачено проведення комплексних досліджень із залученням науково-дослідних організацій Української академії аграрних наук. Міністерства охорони здоров'я та інших організацій. Результати досліджень слугують основою експертизи препаратів (у т. ч. мінеральних добрив), розглядаються незалежними експертами які подають пропозиції та рекомендації про можливість їхньої державної реєстрації.

Об'єктивність експертного висновку базується попершена кваліфікації експертів, а по-друге, на відпрацьованості наукових критеріїв оцінки ступеня ризику застосування препарату. Я. Шамадзу (1991 р.) зазначав, що в Японії методику екологічної експертизи настільки ретельно відпрацьовано і стандартизовано, що її проводять «сержанти», а не «генерали».

Л. Некрасова (1998 р.) наголошувала: «Особливої уваги заслугоує становище, що склалося в державі у зв'язку з використанням мінеральних добрив. Враховуючи, що більшість мінеральних добрив за своїм складом є сумішшю хімічних речовин мінеральної природи, а також те, що значна їхня кількість — продукти відходів промисловості, небезпечний вплив на організм

добрива справляють передусім через наявність у них домішок металів, органічних та неорганічних речовин... У зв'язку з тим, що щорічна потреба сільського господарства України в різних за призначенням і біологічною активністю мінеральних добривах становить близько 10 млн т, обсяг їхнього використання та дія на навколишнє середовище не співвідносяться з жодним з інших хімічних факторів, які застосовують у сільськогосподарському виробництві».

Регламентація безпечного застосування добрив, утилізація їхніх відходів потребує організації чіткої системи контролю якості і відповідності мінеральних добрив безпечності для здоров'я людини і навколишнього середовища та розробки науково обґрунтованих вимог до оцінки небезпечності добрив у процесі виробництва і застосування у сільському господарстві.

#### **1.4. Екологічні ризики, що виникають при застосуванні агрохімікатів**

Світова і вітчизняна практика інтенсивного землеробства впевнено переконує, що добрива — це матеріальна основа кількості і якості рослинницької продукції, джерело біогенних елементів для рослин.

Біогенні елементи — це хімічні елементи, що входять до складу організмів і виконують певні біологічні функції. Науково обґрунтована система застосування агрохімічних засобів дозволяє вирішувати завдання: розширеного відтворення родючості ґрунтів, бездефіцитного або позитивного балансу біогенних елементів і гумусу в системі «ґрунт — рослина — добриво», отримання збалансованої за хімічним складом і поживною цінністю рослинницької продукції, підвищення рентабельності сільськогосподарського виробництва, покращення екологічної ситуації в аграрному секторі економіки країни [11].

Водночас застосування добрив та інших засобів хімізації — це досить активний вплив на природне середовище. Наявність різних токсичних домішок в мінеральних добривах, незадовільна їх якість, а також можливі порушення технології їх використання можуть призвести до серйозних негативних

наслідків. Нині в індустріально розвинутих країнах, а також в ряді регіонів нашої країни застосовуються високі дози добрив, тому їх негативний вплив на природне середовище набуває все більш небезпечного характеру і глобальних масштабів. У нашій країні особлива увага звертається на необхідність підвищення ефективності заходів з охорони природи, впровадження науково обґрунтованих систем ведення сільського господарства, прогресивних технологій. Для реалізації цього у громадян країни необхідно виховувати почуття високої відповідальності за збереження і примноження природних багатств, бережливе їх використання.

Свідоме і бережливе ставлення до природи кожного громадянина повинно формуватися з дитинства — в сім'ї, школі, середніх і вищих навчальних закладах і безпосередньо на виробництві.

Основні причини забруднення природного середовища добривами, шляхи їх втрат і непродуктивного використання наступні: недосконалість технології транспортування, зберігання, тукозмішування і внесення добрив [13].

У недосконалості технології транспортування і внесення добрив необхідно виділити ряд моментів. Так, недолік у транспортуванні добрив полягає у перевалочній системі від заводу до поля і в дефіциті спеціалізованих автотранспортних засобів. Значна частина агрохімічних засобів перевозиться автосамоскидами загального призначення, що призводить до істотних їх втрат.

Збільшення об'єму складських ємностей для зберігання мінеральних добрив, а також удосконалення механізованої технології роботи на складах, тобто завантажувально-розвантажувальних робіт і тукозмішування із заданим співвідношенням поживних елементів в тукосуміші, істотно знижують втрати добрив, підвищують їх ефективність, оберігають природне середовище від забруднення [21].

В Україні проводиться певна робота з удосконалення техніки внесення добрив, підвищення якості робіт, зниження непродуктивних втрат добрив, хімічних меліорантів та інших агрохімічних засобів, удосконалюються технології роботи з добривами. До таких технологій слід віднести, перш за все,

технологію централізованого приготування і внесення тукосумішей, контейнерну технологію, перевантажувальну технологію транспортування і внесення добрив з використанням високопродуктивних автомобільних перевантажувачів вантажомісткістю 8 т, технологію роздрібненого внесення добрив (для інтенсивних технологій вирощування сільськогосподарських культур) і технологію внутрі ґрунтового внесення добрив. Для здійснення цих прогресивних технологій промисловість уже частково поставляє сільськогосподарському виробництву необхідні засоби механізації[11].

Порушення науково обґрунтованої технології застосування добрив також є істотним джерелом їх втрат і забруднення навколишнього середовища.

У процесі впливу агрохімічних засобів на природне середовище першочергове значення має азот. Азотні добрива вирішують проблему білка в сільському господарстві, а отже, і рівень продуктивності землеробства і тваринництва. У разі порушення технології їх застосування вони можуть справити суттєвий негативний вплив на біосферу — ґрунт, воду, атмосферу, рослини, а через них — на тварин і людину. Втрати азоту з добрив бувають досить значними. Він засвоюється за польових умов орієнтовно на 40 %, в окремих випадках — на 50—70, іммобілізується в ґрунті на 20—30 %. Більша його частка включається у склад важко гідролізованих гумусових речовин. Втрати азоту за рахунок звітрювання різних газоподібних сполук складають в середньому 15—25 % від внесеного, а втрати від вимивання залежать від властивостей ґрунту, клімату, погоди, водного режиму, форми і дози добрива, виду культури тощо. Наприклад, в землеробстві Європи 2/3 втрат азоту припадає на зимовий період і 1/3 — на літній.

Факторами, що визначають втрати азоту, є дози, форми, строки і способи внесення азотних добрив, правильне співвідношення азоту з іншими поживними елементами; гранулометричний склад та інші властивості ґрунту, ступінь його еродованості; погодно-кліматичні умови; особливості технологій застосування добрив на зрошуваних і осушених землях; вид культури і спеціалізація сівозміни. Частка азоту добрив в загальних втратах азоту від вимивання становить 10—15

%, решта втрат — азот ґрунту, тому необхідний комплексний підхід до розробки заходів боротьби з втратами азоту [7].

Серед спеціалістів іноді існує думка, що нітратному забрудненню сприяють азотні добрива, а органічні в будь-яких дозах не шкодять. Водночас органічна речовина проходить процес мінералізації за схемою: білки —> гумінові речовини —> амінокислоти —> амідни —> аміак —> нітрати —> нітрити —> вільний азот. Під час внесення високих доз органічних добрив у ґрунті поступово нагромаджується значна кількість нітратів. Процеси амоніфікації, нітрифікації і денітрифікації тривають протягом вегетаційного періоду. Амонійний азот нітрифікується протягом 3—4-х тижнів. Рослина використовує близько 70 % внесеного азоту в перший рік, приблизно 20 % денітрифікується до вільного азоту, до 10 % і більше амонійного азоту поглинається ґрунтовими мінералами, 2—5 % на зв'язних ґрунтах і до 20 % на легких вимивається у нижчі шари.

Стратегія побудови системи удобрення повинна полягати в тому, що в перший рік рослина використовує максимальну кількість азоту для формування врожаю. Невикористані його форми легко зазнають денітрифікації, а ті, що залишилися у ґрунті, створюють загрозу нітратного забруднення навколишнього середовища[7].

Наукою розроблені чіткі рекомендації щодо застосування азотних мінеральних і різних видів органічних добрив, що забезпечують рівновагу в агроландшафтах і одержання екологічно чистої продукції. Справа полягає в дотриманні встановлених оптимальних доз і в рівномірному їх внесенні на поверхню поля. Антропогенне втягування в природний колообіг технічного і біологічного азоту супроводжується активізацією потоків нітратів у біосфері. Внаслідок цього втрачається азот із ґрунту, знижується продуктивність агроценозів, погіршується еколого-гігієнічний стан зовнішнього середовища. Звичайним джерелом азоту для більшості рослин у природних умовах є нітрати. Проте, перш ніж вступити в реакцію зі сполуками вуглецю з утворенням різних азотовмісних компонентів клітини нітрати повинні відновитися до аміаку. Цей

процес називають асиміляційним відновленням нітратів. У цьому процесі послідовно беруть участь два металовмісних білки — нітратредуктаза і нітритредуктаза. АТФ для відновлення нітратів або нітритів не потрібна. Нітрати і нітрити є природними компонентами рослин, утилізуються органами людини і тварини у певній кількості. Вважають, що утворений з нітратів шляхом відновлення нітрит-іон здатний прямо негативно діяти на біологічну систему, токсичність його в 10 разів вища від токсичної дії нітратів. Перші ознаки її — це підвищення концентрації мет- і сульфогемоглобіну в крові, зміна біострумів головного мозку, порушення вуглеводного та білкового обміну, зниження фізичної і розумової працездатності. Мет- і сульфогемоглобін знижують зв'язування кисню червоними кров'яними тільцями. Нітрити, що утворюються в результаті нестачі кисню, виявляють судинорозширювальну, спазмолітичну дію, знижують кров'яний тиск. Найбільшу загрозу для людини становлять нітрозосполуки. Вони мають виражені канцерогенні, мутагенні й ембріотоксичні властивості.

Великої шкоди завдають нітрати тваринництву, якщо в кормах концентрація їх перевищує гранично допустимі межі. Летальна доза нітратів для великої рогатої худоби в добовій нормі корму становить приблизно 250 г.

Отруєння проявляється вже через 1—2 год після згодовування, а через 10 год тварина гине. Середня кількість їх у раціонах не повинна перевищувати 0,5 % на суху речовину корму.

Згодовування кормів, забруднених нітратами, спричинює накопичення їх в молоці та м'ясі та надходження потім в організм людини. Під впливом нітратів і нітритів в організмі людей зменшується кількість кисню на 40—60 %, вони стають кволими і сонливими. У дітей до 10—12-річного віку втрачається моторна форма пам'яті, спостерігаються її провали. У немовлят до тримісячного віку і молодих тварин, в яких не сформована ферментативна система, може різко зростати концентрація метгемоглобіну, що спричиняє захворювання (нестача кисню у крові, тканинах, сильне відставання у рості, велика млявість).

За незначної кількості нітратів у ґрунті азот їх майже повністю перетворюється в органічні сполуки ще в корінні рослин. Якщо ж ґрунт містить надлишок нітратів, то вони надходять у стебла, листки та плоди.

За медичними нормами, добова доза нітратів для дорослої людини не повинна перевищувати 300—325 мг, для дітей — не більше 5 мг на 1 кг маси тіла.

Крім рослинницької продукції, джерелом надходження нітратів в організм людини можуть бути м'ясопродукти, молоко, питна вода. Все це результат негативного антропогенного навантаження на навколишнє середовище — ґрунт, водні ресурси, повітря. Зростаюча хімізація землеробства, особливо застосування високих доз мінеральних добрив, підсилюють напруженість в біологічному колообігу речовин, збільшують небезпеку забруднення агроландшафтів. До останнього часу вважалося, що основним забруднювачем середовища є промисловість, сільськогосподарське ж виробництво — більш благополучна галузь народного господарства. Але виявилось, що в сучасних умовах частка забруднювачів за рахунок засобів хімізації землеробства різко зростає.

Застосування зростаючої кількості мінеральних азотних добрив призводить до нагромадження надлишкового азоту, доля якого надалі складається по-різному. Певна частка його разом з ґрунтовими водами мігрує в межах профілю ґрунту. Але азот у формі нітратів вимивається до верхніх водоносних горизонтів і може нагромаджуватися у підґрунтових водах. З цієї причини значний рівень нітратів у ряді місць інтенсивного землеробства вже виявляється на глибині 10 м і більше.

Поступове, хоч і малопомітне нітратне забруднення питної води — явище тривожне. За нормами ФАО, гранично допустима концентрація  $\text{NO}_3 - \text{N}$  у питній воді для помірних широт становить 22 мг/л. У ряді країн прийняті свої державні норми.

Забруднення підґрунтових вод відбувається не лише за нераціонального застосування добрив, а й внаслідок неправильного їх зберігання.

Навіть розкидані по полю мішки з-під добрив негативно впливають на якість підґрунтових вод, особливо на осушених землях.

Забруднення сполуками азоту вод відкритих водойм — ставків, річок, озер — відбувається внаслідок змивання азотистих сполук під час зрошення полів та атмосферними опадами.

Результати моніторингу, проведеного на агроландшафті Правобережного Лісостепу, свідчать про сезонне коливання вмісту нітратів у поверхневих і підґрунтових водах.

Для зменшення надходження азоту в геологічний колообіг пропонується посилити біологічний колообіг, основними критеріями якого є впровадження контурно-меліоративного землеробства, нормоване використання добрив, рівномірний їх розподіл по поверхні полів, роздрібнене внесення азотних добрив під зернові культури і багаторічні трави, широке впровадження в практику, де це можливо, післяжнивних та післяукісних посівів.

Забруднення ґрунтів нітратами виникає не тільки за рахунок застосування великих доз добрив, але й гною, гноївки, осаду стічних вод, які використовують для удобрення сільськогосподарських культур [13].

У місцях видобування корисних копалин, поблизу великих промислових підприємств, нагромадження у ґрунті азоту відбувається за рахунок газопилових викидів. Щоб уникнути негативних наслідків застосування азотних добрив, треба, перш за все, раціонально їх розподіляти по зонах, типах ґрунтів і окремих культурах. Певну роль відіграють форми азотних добрив. Аміачним формам, таким як сульфат амонію, властива дещо повільна здатність до нітрифікації, а нагромадження нітратів у ґрунті має розтягнутий характер, тому у разі внесення перед сівбою або в підживлення вони не нагромаджуються в стеблах, листках і плодах так швидко, як за внесення аміачної селітри. Нітрифікація амонію, рідкого аміаку і карбаміду відбувається порівняно швидше, ніж сульфату амонію. Із цього можна зробити висновок, що під листові овочі необхідно, за можливості, застосовувати аміачні форми добрив, а нітратні — під зернові культури.

Важливе значення мають строки внесення азотних добрив. Найкраще вносити їх безпосередньо перед сівбою або в раннє підживлення. При цьому менше утворюється нітратів за рахунок нітрифікації і мобілізації екстраазоту ґрунту.

Нагромадження нітратів у ґрунті залежить також від способів внесення азотних добрив. Локальне застосування аміачних форм посилює надходження азоту в рослини порівняно з розкидним способом, підвищує врожайність сільськогосподарських культур, водночас знижує нітрифікацію амонію і нагромадження нітратів у рослинах.

За локального внесення аміачних форм нітрифікація відбувається лише на периферії осередка добрив, усередину якого мікроорганізми проникають тільки після їх розчинення. За такого способу азот споживається поступово, і в коренях значна частина азоту нітратів перетворюється в органічні сполуки. Уповільнення процесу нітрифікації на 3—5 тижнів за локального способу внесення добрив дає можливість уникати нагромадження нітратів у рослинах і значно підвищити врожайність сільськогосподарських культур, не забруднених нітратами.

Запобігти нагромадженню нітратів можна також застосуванням мікроелементів молібдену, цинку, нікелю, а також інгібіторів нітрифікації. Знижується вміст нітратів у ґрунті та рослинах за оптимального поєднання азоту з органічними, фосфорними і калійними добривами. Зайняті пари, проміжні культури, сидерати і посіви багаторічних трав також сприяють одержанню чистої, без надлишку нітратів продукції [6].

Переваги органічних добрив перед мінеральними полягають у більшій доступності і наявності багатовікового досвіду їх використання. Крім того, вони є менш концентрованими (за винятком пташиного посліду), діють на рослину повільніше, в міру розкладання, але протягом тривалого періоду, тому менша небезпека негативного впливу на ґрунт.

Тим не менш, у використанні органічних добрив є й недоліки. Перш за все, це низька концентрація в них поживних речовин, що робить економічно не вигідною перевезення їх на велику відстань.

Реальну загрозу гній створює, насамперед, як джерело інфекції та інвазії. Епідеміологічна та епізоотична небезпечність гною виявляється і в тому, що він у багатьох випадках є місцем розмноження мух і середовищем для гризунів, які, як відомо, є переносниками багатьох інфекційних та інвазійних хвороб. Крім того, гній може бути одним з найпотужніших джерел засмічення полів. Кількість життєздатного насіння бур'янів досягає декількох мільйонів штук на 1 т гною або компосту. Насіння бур'янів потрапляють у гній з кормами, підстилкою, а також у результаті засмічення буртів гною бур'янами. Останнє джерело засмічення є найпоширенішим і тому найбільш небезпечним. Засміченість гною насінням бур'янів може звести до нуля ефект від його застосування.

Загальновідомо, що навколо потужних тваринних комплексів, в яких використовують гідравлічний спосіб видалення гною, доводиться створювати спеціальні відстійники, а вони можуть бути джерелом забруднення довкілля. Тому, основними проблемами охорони навколишнього природного середовища в зонах тваринницьких ферм є запобігання забруднення гнойовими стоками водойм, річок і підгрунтових вод. Найбільш розповсюдженим наслідком забруднення є евтрофікація водойм. Поряд з цим, можливе поширення патогенних мікроорганізмів, забруднення атмосферного повітря сірководнем, аміаком, молекулярним азотом та іншими сполуками.

Забруднення навколишнього середовища багато в чому визначається складом гнойових стоків, який залежить від таких основних факторів: виду сільськогосподарських тварин, їх чисельності, якості та кількості кормів, росту, статі й маси тварин, напряму тваринництва, способу утримання, а також способів видалення гною. До складу гнойових стоків входять: екскременти тварин, залишки кормів, вовна, щетина і технологічна вода. Екскременти різних видів сільськогосподарських тварин, які становлять основу гнойових стоків, відрізняються за своїми фізико-хімічними показниками.

Суттєво впливає на атмосферу неправильне зберігання і використання безпідстилкового гною. При зберіганні його у відкритих ємностях, він випаровується і в атмосферу потрапляє аміак, молекулярний азот та інші його

сполуки. Утворені газоподібні продукти розпаду зумовлюють неприємний запах.

Рідкий гній містить значну кількість патогенних організмів, при анаеробному його розкладі утворюються шкідливі гази (сірководень, аміак тощо), а також жирні кислоти, аміни та інші сполуки з неприємним запахом. Тому при відсутності належного контролю за його збереженням і використанням створюється реальна загроза поширення інфекційних хвороб у зоні тваринницьких комплексів. Внесення безпідстилкового гною і тваринницьких стоків від великої рогатої худоби і свиней у ґрунт може призводити до бактеріального його зараження. Патогенні бактерії зберігаються в ґрунті протягом 4—6 місяців. При внесенні стоків у ґрунт методом дощування на відстані до 400 можуть поширюватися яйця гельмінтів.

Тваринницькі відходи забруднюють поверхневі водойми, підземні води й ґрунт. У воді різко зростає кількість аміаку і зменшується вміст кисню. Таким чином, існує необхідність розробки шляхів утилізації й раціонального використання відходів тваринництва. Недосконалі технології зберігання та утилізації відходів від тваринницьких комплексів можуть завдати значної шкоди природі. Пташиний послід, рідкий і твердий гній ВРХ та ін. відходи тваринництва можуть бути джерелом надходження патогенної мікрофлори, сполук азоту та інших шкідливих речовин у довкілля і становлять небезпеку як для людини, так, і в цілому, для навколишнього природного середовища. Попередити ці негативні явища можна шляхом впровадження сучасних технологій зберігання і переробки відходів тваринництва [3].

Циркуляція токсичних речовин, що надходять із засобами хімізації у ґрунт, воду, атмосферу, трофічні ланцюги призводить до забруднення біосфери та погіршення її якості. Надмірне використання мінеральних добрив та інших хімічних препаратів разом з промисловим забрудненням ще більше ускладнює екологічну ситуацію в Україні, знижує відтворувальну здатність біосфери та екологічну стійкість агроландшафтів. Дослідження ступеня забруднення сільгоспугідь та продукції сільського господарства органічними поллютантами, пестицидами, важкими металами, визначення джерел забруднення, прогноз їх

небезпеки, діяльність з метою попередження забруднення агроландшафтів є завданням екотоксикологічного моніторингу.

За сучасних соціально-економічних умов України актуальності набула проблема застосування пестицидів в агротехнологіях та дослідження наслідків їх впливу на екосистеми і стан здоров'я людей. Різні системи оцінювання екологічної небезпеки хімікатів базуються на санітарно-гігієнічних і токсикологічних показниках: здатність зберігати свої властивості в ґрунті і воді, здатність мігрувати ґрунтовим профілем, накопичення в сільськогосподарській продукції, вплив на біоту. З точки зору агротехнологій оцінка небезпеки впливу добрив на стан здоров'я людини і навколишнє середовище повинна враховувати також норму внесення.

Небезпеку несуть не тільки діючі речовини препаратів, але і продукти їх метаболізму. При багаторазовому внесенні стійких агрохімікатів, ґрунт може стати джерелом забруднення продукції рослинництва. Тому застосування препаратів на думку Васильєва В.П., Кавецького В.М., Бублик Л.І. слід розглядати як один із засобів управління якістю агроєкосистеми, основуючись на порівнянні навантаження із здатністю території до самоочищення. З метою збереження сприятливої екологічної ситуації, необхідно нормувати кількість і перелік агрохімікатів на рівні, що відповідає інтенсивності процесів самоочищення сільськогосподарських ландшафтів. Використовуючи модель оцінки екотоксикологічного ризику (розроблену на основі розрахунку агроєкотоксикологічного індексу), здійснюються аналіз сучасних систем захисту посівів та пошук шляхів зниження навантаження на агроценози зернових та інших сільськогосподарських культур.

Відомо, що агрохімікати впливають на навколишнє середовище і екосистеми, призводячи до скорочення біорізноманіття, особливо внаслідок знищення бур'янів і комах, які є важливими елементами харчового ланцюгу. Крім того, препарати мають негативний вплив на здоров'я людини, як в результаті прямої дії так і опосередковано внаслідок накопичення залишкових кількостей в сільськогосподарських продуктах і питній воді. Окрім цільового

призначення, агрохімікати чинять також негативний вплив на біосферу, масштаб якого порівнюють з глобальними екологічними чинниками. На національному і міжнародному рівнях вивчаються методи, які дозволяють скорочувати потребу у агрохімікатах, наприклад органічне землеробство, біологічні методи захисту рослин.

Застосування агрохімікатів може призводити до таких негативних наслідків як зменшення біологічної продуктивності, порушення функціонування ґрунтових мікробіоценозів, накопичення залишків хімікатів і їх похідних у поверхневих водних джерелах та ґрунтових водах, перешкоджати відновленню родючості, зменшення харчової цінності сільськогосподарської продукції тощо. Інтенсивність шкідливого впливу залежить від технології застосування, способів обробки ґрунту або рослин. В ґрунті відбувається ряд процесів, що зменшують вміст у ньому агрохімікатів. Це біохімічне руйнування препаратів, перехід у рослину, випаровування в атмосферу, винос поверхневим і внутрішньо ґрунтовим стоком, фотохімічне руйнування, поглинання і трансформація ґрунтовими організмами. Сукупність цих процесів визначає стабільність агрохімікатів у ґрунті. Пестициди адсорбуються частинками ґрунту та гумусу, накопичуються в ґрунтових організмах, руйнуються хімічним чи біологічним шляхом, просочуються до рівня ґрунтових вод.

Висока стійкість деяких агрохімікатів до розпаду є важливою передумовою їхньої міграції за профілем ґрунту, а також у суміжні середовища (рослини, повітря, воду), що становить небезпеку для природних біогеоценозів і, відповідно, існування людини. Препарати, що потрапили на поверхню ґрунту, можуть вимиватися в більш глибокі горизонти й ґрунтові води, надходити у водойми з поверхневим стоком, у друге з'являтися на поверхні ґрунту при капілярному піднятті ґрунтових вод або при оранці з оберненням пласту, переходити в атмосферне повітря в результаті випаровування або з пилом при вітровій ерозії ґрунту, через рослини мігрувати в організм тварин і людини.

З метою захисту компонентів агроєкосистем від негативного впливу агрохімікатів необхідно чітко дотримуватися рекомендацій щодо їх

застосування, запроваджувати інтегровані системи захисту рослин, біологічні методи захисту сільськогосподарських культур, стимулювати розробку нових екологічно нешкідливих препаратів нового покоління.

## РОЗДІЛ 2. УМОВИ І МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕННЯ

### 2.1. Принципова схема біогазової установки для одержання біогазу і біодобрив

Принцип дії біогазової установки полягає у розкладанні органічних відходів за рахунок анаеробної діяльності метано утворюючих бактерій. Швидкість процесу бродіння дуже залежить від температури. Принципово важливим є чим вища температура, тим швидше відбувається розкладання і тим вище виробництво газу. Таким чином скорочується час розкладання (Рис.2.1.) [5].

Кількість газу, яку можна добути буде однаковою при достатній кількості часу бродіння, але склад його буде істотно відрізнятися. Існує три типові температурні режими, в яких себе добре відчувають відповідні штами бактерій:

- психрофільні штами при температурі нижче 25 ° C,
- мезофільні штами при температурі 25-40 ° C,
- термофільні штами при температурі понад 40 ° C.

Психрофільний режим характеризується тривалим часом бродіння і невеликою кількістю виробленого газу.

Мезофільний режим роботи користується все більшим попитом, що дає можливість отримання біогазу за менший час бродіння.

Термофільний режим роботи на сьогоднішній день більш перспективний. Він дозволяє отримати максимальну кількість біогазу за короткий термін.

Для всіх режимів коливання температури ферментатора негативно впливає на активність бактерій. Чим вище температура, тим чутливіші бактерії до її коливань, в першу чергу, якщо вони короткострокові, які приймають найактивнішу участь в утворенні газу. Коливання температури при термофільному режимі не повинно перевищувати 1 ° C в об'ємі реактора [4].

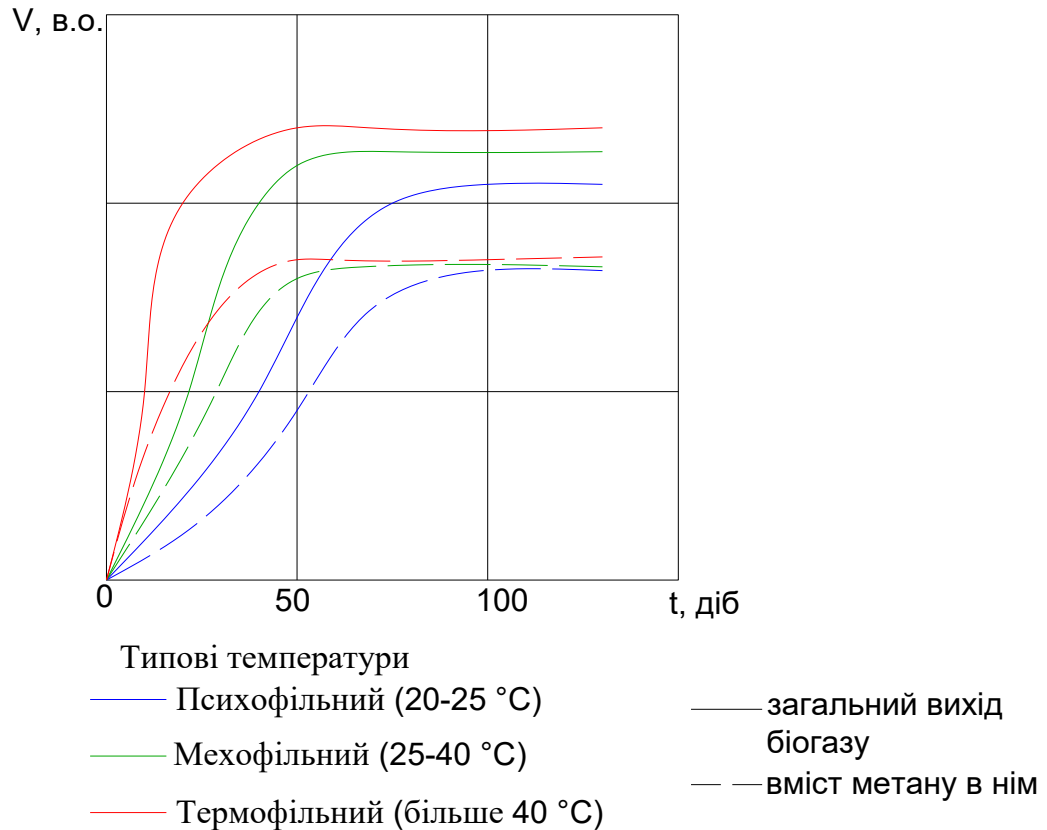


Рис. 2.1 - Вихід біогазу і вміст в ньому метану у відносних одиницях

Біогаз є продуктом обміну речовин бактерій, що утворюється внаслідок розкладу ними органічного субстрату. Процес розкладання можна розділити на 4 етапи в кожному з яких участь беруть багато різних груп бактерій.

1. На першому етапі аеробні бактерії перебудовують високомолекулярні органічні субстанції (білок, вуглеводи, жири, целюлозу) за допомогою ензимів на низько молекулярні сполуки, такі як цукор, амінокислоти, жирні кислоти і воду. Ензими, виділені гідролізними бактеріями, прикріплюються до зовнішньої стінки бактерій (так звані екзоферменти) і при цьому розщеплюють органічні складові субстрату на малі водорозчинні молекули. Полімери (багато молекулярні утворення) перетворюються в одномери (окремі молекули). Цей процес, отримав назву гідроліз, має повільний плин і залежить від клітинних ензимів як наприклад целюлоза, амілази, протеази і ліпази. На процес впливає рівень рН (4,5-6) і час перебування в резервуарі.

2. Далі розщепленням займаються кислото утворюючі бактерії.

Окремі молекули проникають в клітини бактерій, де вони продовжують розкладатися. У цьому процесі частково беруть участь аеробні бактерії, що вживають залишки кисню і утворюють тим самим необхідні для метанових бактерій анаеробні умови. При рівні рН 6-7,5 виробляються в першу чергу нестійкі жирні кислоти (- карбонові кислоти - оцтова, мурашина, масляна, пропіонова кислоти), низько молекулярні алкоголі - етанол і гази – двоокис вуглецю, вуглець, сірководень і аміак. Цей етап називають фазою окислення (рівень рН знижується).

3. Після цього кислото утворюючі бактерії з органічних кислот створюють вихідні продукти для утворення метану, а саме: оцтової кислоти, двоокису вуглецю і вуглець. Такі бактерії, понижуючі кількість вуглецю є дуже чутливими до температури.

4. На останньому етапі утворюється метан, двоокис вуглецю і вода в різних об'ємах. Як продукт життєдіяльності метанових бактерій з оцтової та мурашиної кислоти, вуглецю і водню. 90% всього метану виробляється на цьому етапі, 70% походить з оцтової кислоти. Таким чином утворення оцтової кислоти (тобто 3 етап розкладу) являється фактором швидкості утворення метану. Метанові бактерії виключно анаеробні, для їх життєдіяльності оптимальний рівень рН складає 7 [24].

В той час, як гідролізуючі і кислото утворюючі бактерії в кислому середовищі з рівнем рН 4,5-6,3 досягають оптимуму своєї активності, бактерії, утворюють оцтову кислоту і метан можуть жити тільки при нейтральному або слабо лужному рівні рН 6,8-8. Для всіх бактерій дійсним є наступне: якщо рівень рН перевищує оптимальний, то вони стають повільніше у своїй життєдіяльності, що уповільнює утворення біогазу. Для одноступінчатих технологій слід витримувати рівень рН для метаноутворення (оптимум 7). На рівень рН можна впливати об'ємом субстрату, що подається в реактор та його складовими компонентами. Субстрати, які швидко окислюються призводять до різкого падіння рівня рН; тому їх слід додавати поступово і в обмеженій кількості. Субстрати відрізняються між собою в їх здатності амортизувати рівень рН. Якщо

концентрація  $H^+$  зростає, то субстрати можуть її вирівняти, прив'язуючи до себе вільні іони. Завдяки цьому рівень рН робочої рідини залишається незмінним.

В ході переробки органічних субстратів в біогазовій установці, створюються штучні екосистеми, які підтримуються комплексом технологічного обладнання для забезпечення максимального рівня конверсії органіки в біогаз. Таким чином, завдяки високій концентрації і постійної подачі органіки в біореактор, плавного перемішування сировини, підтримці постійної температури в мезофільному режимі (37-38 °С) анаеробні мікроорганізми мають можливість швидко споживати органіку і перетворювати її в біогаз. Сприятливе середовище викликає масивне розвиток всіх типів мікроорганізмів беруть участь у розкладанні субстрату, в тому числі і метаногенних бактерій. Для забезпечення максимального рівня розкладання складних органічних сполук (у свіжому сировину) і перетворення його в біогаз, технологія забезпечує високу концентрацію мікроорганізмів у біореакторі. Концентрація мікроорганізмів досягає  $5,2-6,8 \times 10^{10}$  клітин / г,  $1 \times 10^5-1 \times 10^{10}$  клітин / мл [25].

У загальній складності технологічні модулі та системи біогазової станції контролюють і спрямовують життєво важливі параметри анаеробного зброджування (температура, рН, дозування сировини, перемішування). Вироблений біогаз в наслідку використовується як палив для газопоршневих двигунів з виробництвом електроенергії і тепла, або спалюється в котлах для виробництва теплової енергії.

Біогазова установка (рис. 2.2) складається з підготовчої камери 1, звідки субстрат переміщується в реактор 2. В реакторі 2 проходить процес ферментації, за рахунок анаеробних бактерій, в результаті чого утворюється біогаз. Після завершення процесу ферментації, він поступає в ємність для біодобрив 4. Щоб процес ферментації проходив стабільно з максимальним виходом біогазу і концентрацією в ньому метану, необхідно підтримувати стабільну температуру до вибраного температурного режиму.

Підтримання стабільної температури забезпечується за рахунок системи обігріву, яка складається з водогрійного котла 5, циркуляційного насоса 6, який

подає теплоагент на обігрів реактора 7 і підготовчої камери 8. Обігрів реактора 7 виконаний з труби, яка укладена по внутрішній поверхні реактора 2 через рівні проміжки, що забезпечує рівномірний нагрів субстрату. В підготовчій камері 1 розміщено трубчастий обігрів 8, що дає можливість підігрівати субстрат до температури робочого режиму.

Перемішування субстрату в реакторі відбувається за рахунок циркуляційного насоса 3. На дні реактора 2 розміщено забірна гребінка 18, через яку проходить всмоктування субстрату насосом 3. Насос 3 під тиском подає субстрат на розпилюючу гребінку 17, яка розташована вище рівня субстрату. Розпилююча гребінка 17 виконана з труби, по довжині якої є отвори, що дозволяють розпилювати субстрат, тим самим запобігаючи утворення «кірки».

Біогаз, що утворився, накопичується у верхній частині реактора 2, звідки він поступає в осушувач 9, фільтр 10. При тиску, встановленому на електроконтактному манометрі 11, вмикається компресор 12, який нагромаджує газ в газгольдер високого тиску 13. Щоб контролювати тиск газу в газгольдері 13 встановлено манометр 14. Від аварії встановлено взривний клапан 15. Для нормальної роботи газового обладнання встановлено газовий редуктор 16 [5].

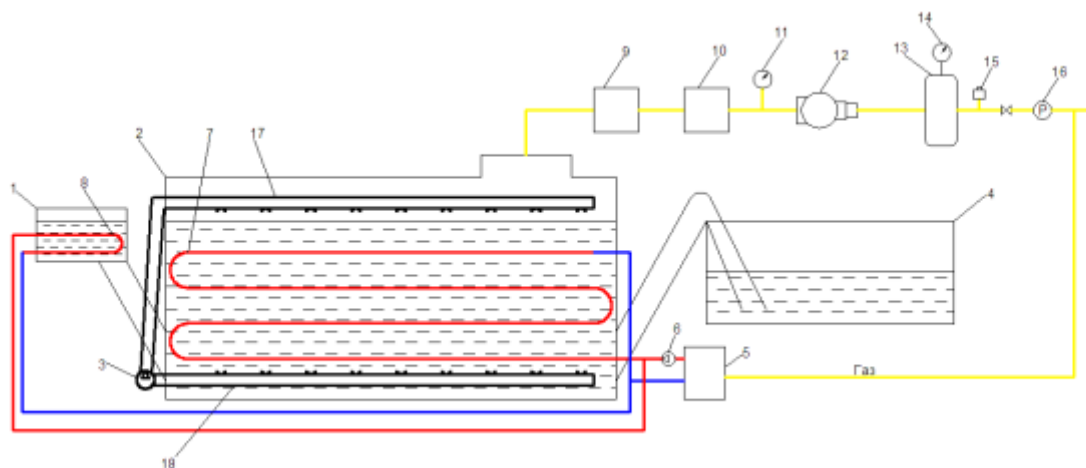


Рисунок 2.2 - Будова біогазової установки

## 2.2. Характеристика біодобрива

У результаті бродіння утворюється з органічної маси шлам, який є надзвичайно цінним біодобривом, що містить у собі велику кількість аміаку, сполук калію та фосфору. Біодобриво не має характерного запаху, що властивий

вихідній масі до бродіння. В результаті термічної обробки гинуть хвороботворні бактерії та личинки шкідників. Оптимальним терміном бродіння для знешкодження переважної більшості бактерій є тридцять днів. Менший час бродіння може призвести до неповної стерилізації субстрату. Після оброблення в біогазовій установці утворене біодобриво дозволяється зразу вивозити на поля, ніякої бактеріологічної небезпеки воно не несе. Одночасно з бактеріями знешкоджуються насіння рослин, що можуть знаходитися в субстраті.

Біодобриво доцільно розділяти на компоненти: рідка – тверда фази. Рідкою фазою можна виконувати полив, а тверду гранулювати, висушувати і вносити як добрива восени.

Аналіз складу біодобрива (таблиця 2.4.) показав, що воно містить калію 1,2%, тоді як загального азоту 0,5% та найменше фосфору – 0,04%.

Таблиця 2.1 - Результати агрохімічного аналізу складу біоорганічного добрива

№ з/п	Показник	Розмірність	Значення
1.	pH	од.	7,66
2.	Вміст загального азоту	%	0,5
3.	Вміст амонійного азоту	%	0,04
4.	Загальний вміст фосфору	%	0,1
5.	Загальний вміст калію	%	1,2
6.	Загальний вміст сухого залишку	г	1,1

### 2.3. Методика проведення лабораторних досліджень екологічної безпечності біодобрив

Для встановлення екологічно безпечних доз біодобрива було проведено лабораторний дослід відповідно до ДСТУ ISO11269-1:2004 «Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1.Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів».

Досліджували концентрації біодобрива, які були аналогічними польовим дослідом за наступною схемою: контроль, 10 т/га, 20 т/га, 30 т/га, 40 т/га, 50 т/га.

Вирощування тест-рослин проводили на трьох середовищах — піщаному, контрольному середовищі- відомому ґрунті доброї якості. Піщане контрольне середовище застосовували для підтвердження відтворюваності результату дослідження, проведеного в різних випадках, тоді як обсяги росту на двох ґрунтах порівнювали статистично.

Під час дослідження забезпечували вологість ґрунту на рівні 70 % наведеним нижче методом: поставили три посудини кожного типу ґрунту в щільно припасований піддон з водою, підтримуваною на рівні від 5 см до 10 см. Коли поверхня ґрунту стала вологою, вийняли кожну посудину, накрили її годинниковим склом і залишили на ніч стояти у штативі для висушування. Після цього ґрунт вважається таким, що має вологість приблизно 100 %. Знову зважили посудини, залишили на висушування через випаровування до вологості 70 % вологоутримувальної здатності і підтримували масу на цьому рівні весь період дослідження;

Проростили насіння вівса в чашках Петрі, рівномірно розклавши на підстильці із змоченого дистильованою водою фільтрувального паперу, до такого стану, коли тільки з'явиться корінь, для ячменю — звичайно від 36 год до 48 год за температури 20 °С без світла. Коли корінь з'явився, але ще не досяг 2 мм довжини, висадили шість насінин коренями до низу на глибину приблизно 10 мм у досліджуване середовище.

Помістили посудини у бокс вирощування з налаштованими умовами дня і ночі. Зважували посудини щоденно та додавали воду для підтримання вологості ґрунту на рівні 70%, уникаючи ущільнення.

Рекомендовано наведені нижче умови, які виявились придатними для ячменю.

Умови	День	Ніч
Тривалість, год	від 12 до 16	від 8 до 12
Освітлюваність	25000 лм/м <sup>2</sup>	Вольфрам, 45 Вт
Температура, °С	20 ± 2	16 ± 2

Вологість повітря, %	$60 \pm 5$	$60 \pm 5$
Вологість ґрунту, %	$70 \pm 5$	$70 \pm 5$

Для дослідної рослини - ячмінь період вирощування становив 5 діб. Необхідно було забезпечити, щоб довжина кореня не перевищувала 80 % глибини ґрунту в дослідних посудинах, підбираючи посуд і тривалість росту. Після закінчення потрібного періоду вирощування поклали кожен посудину набік у піддон з водою завглибшки 5 см та обережно вимили ґрунт з посудин. Промили кожен рослину та виміряли її найдовший коріньз точністю до 0,5 мм.

Виміряли довжину найдовшого кореня кожної рослини та визначили середню довжину найдовшого кореня для кожного дослідженого середовища вирощування або рівня оброблення. Порівняли середні довжини для оброблення із середніми довжинами з контрольних посудин. Оцінили результати, застосовуючи придатний статистичний метод[17].

#### **2.4. Методика проведення лабораторних досліджень фіто токсичності біодобрив**

При визначенні енергії проростання і схожості насіння додержуються такої послідовності. 1. Взяти чотири проби по 100 насінин з насіння основної культури (арахісу, рицини, кукурудзи, куту, квасолі— по 50). 2. Підготувати ростильні з піском та іншими субстратами для пророщування. 3. Висіяти насіння і поставити в шафу для пророщування. 4. Через визначений період підрахувати кількість нормальних сходів і визначити енергію проростання насіння. 5. Поставити проби в шафу для пророщування і через певний для кожної культури період зробити остаточний підрахунок сходів і визначити процент схожості по кожній пробі. 6. Перевірити допустимі розбіжності і підрахувати середньоарифметичний процент схожості.

Життєздатність насіння визначають наступним чином: 1. Взяти дві проби по 100 насінин з насіння основної культури, залити кожен пробу водою на 15—18 год при температурі 20 °С (насіння льону, рицини, сої —на 2—5 год при температурі 30 °С). 2. Розрізати насіння на дві половинки: зернові — вздовж зародка, бобові, овочеві, технічні — на дві сім'ядолі вздовж корінця. 3. Кожну

підготовлену сотню половинок промити кілька разів водою і помістити на 10—15 хв в 0,1 % розчин кислого фуксину, індигокарміну або на 90 хв в 0,5 % розчин тетразолу в темноті 4. Розчин барвника злити і половинки кілька разів промити водою. 5. Підрахувати половинки з забарвленими зародками. 6. Розрахувати процент живого насіння в кожній пробі і вивести середнє значення життєздатності.

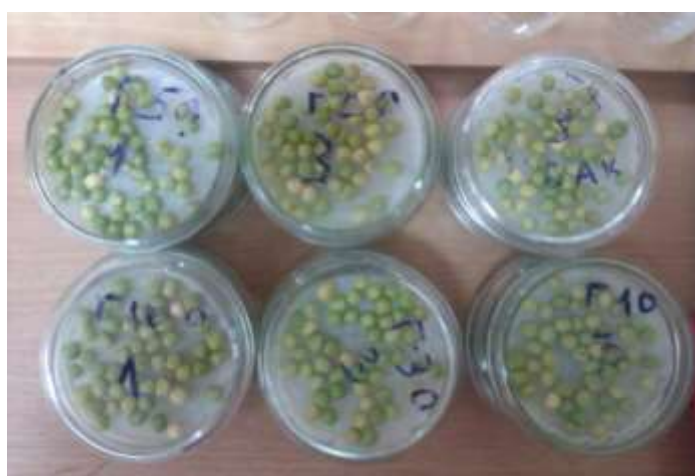
Силу росту визначають гасупним чином: 1. Узяти дві проби насіння по 100 насінин (у соняшнику — чотири проби по 25 насінин). 2. У підготовлені скляні посудини 20 см заввишки і діаметром 15 см висіяти проби за описаною нижче методикою. 3. На десяту добу зробити підрахунок і визначити силу росту в процентах і грамах з розрахунку на 100 ростків.

Схожість насіння та енергія проростання є основними факторами формування оптимальної густоти посівів і забезпечення розвитку рослин.

Таблиця 2.2 - Умови пророщування насіння для визначення схожості і енергії проростання

Культура	Умови пророщування				Строк визначення, діб	
	Ложе	Температура, 0С		освітленість	Енергія проростання	Схожіст
		постійна	змінна			
Пшениця М'яка	НП, МП, Р	20	-	Т	3	7
Тверда	НП, МП, Р	20	-	Т	4	8
Жито посівне	НП, МП, Р	20	-	Т	3	7
Ячмінь	НП, МП	20	-	Т	3	7
Тритикале	ВП, НП, Р, МП	20	-	Т	4	7
Овес	НП, Р	25	20-30	Т	4	7
Кукурудза	Р, МП	-	20-30	Т	3	7
Просо	НП, Р,					

Рис	МП	25	20-30	Т	4	8
Гречка	МП, НП	-	20-30	Т	4	7
Горох	Р, МП	25	20-30	Т	4	7
Люпин білий і вузьколистий	НП, ВП	20	-	Т	4	8
жовтий	НП, ВП	20	-	Т	4	10
Буряки	НП, Г	-	20-30	Т	5	10
Соняшник	Р, НП	25	20-30	Т	3	5
Льон	НП	20	-	Т	3	7

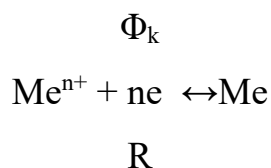


Силу росту насіння зернових культур визначають пророщуванням двох проб по 100 насінин (для соняшнику — чотири проби по 25 насінин), які відраховують з насіння основної культури після розбирання наважки на чистоту. Насіння висівають у скляні посудини висотою 20 і діаметром 15 см. Посудини перед цим заповнюють кварцовим піском, просіяним крізь сито з отворами діаметром 1 мм і зволеним до 60 % НВ. Після сівби насіння зернових культур засипають шаром 3 см сухого піску діаметром 1—1,2 мм, для льону — 2, для соняшнику — 7 см. Після загортання насіння поверхня піску повинна бути нижче країв посудини на 2 см. Посудину накривають склом і ставлять для проростання при температурі 16—18 °С (для свіжозібраного насіння при температурі 8—12 °С, соняшнику — при 20°С). Коли перші ростки досягнуть скляної пластинки, її знімають і через 10 діб визначають силу росту. В день підрахунків сходи, які

з'явилися на поверхні, зрізують на рівні піску, підраховують і відразу зважують. Як уже зазначалося, їх кількість і маса використовуються для визначення сили росту. Сухий пісок видаляють з посудини і підраховують окремо нормальні ростки, які не з'явилися на поверхні, ростки з ознаками захворювань і викривлені, а також непроросле насіння.

## **2.5. Методика вимірювання масової концентрації рухомих форм важких металів**

Вимірювання масової частки рухомих форм важких металів та токсичних елементів (свинцю, міді, цинку, кадмію, кобальту, нікелю, ртуті, миш'яку у повітряно висушених ґрунтах) виконують методом інверсійної хронопотенціометрії, який полягає в електрохімічному концентруванні (накопиченні) на вимірювальному електроді іонів токсичних елементів із розчину проби та наступному їх електролітичному розчиненні (інверсії) при заданому опорі ланцюга, що регулює швидкість процесу розчинення:



де  $\text{Me}$ - іон елемента;

$ne$ - кількість електронів, що приєднує іон елемента; ( $\Phi_k$ - потенціал концентрування;

$R$  - опір у ланцюзі електророзчинення.

Якщо опір в ланцюзі невеликий, процес розчинення відбувається дуже швидко і потенціал миттєво падає до заданого значення потенціалу розчинення.

Якщо опір в ланцюзі

розчинення складає 20-100 кОм, то потенціал концентрування падає до значення потенціалу інверсії та залишається постійним протягом часу, при якому на індикаторному електроді знаходиться накопичений елемент. Як тільки весь елемент переходить з індикаторного електроду у розчин, то потенціал інверсії падає до заданого значення потенціалу розчинення.

Основними аналітичними функціями методу є час інверсії елемента, який при стандартизованих умовах концентрування та вимірювання прямо пропорційний його концентрації у розчині, та потенціал інверсії - якісна характеристика елемента. Чим менший вміст елемента у пробі, тим більше часу необхідно для його накопичення.

Процес інверсії накопичених елементів фіксується у вигляді хронопотенціограми (зміна значень потенціалів інверсії у часі), програмно перетворюється у диференціальну хронопотенціограму. Час інверсії елемента визначається заданими електрохімічними параметрами процесу розчинення: потенціалом та часом регенерації (електрохімічне очищення поверхні вимірювального електроду), потенціалом та часом концентрування, потенціалом розчинення, потенціалом обробки (кінцевий потенціал - хронопотенціограми) та значенням опору в ланцюзі розчинення. Час інверсії елемента залежить від часу концентрування, концентрації іонів елемента, що визначається, опору у ланцюзі окислення та потенціалів концентрування, обробки та розчинення.

На відміну від інших електрохімічних методів, даний метод має велику захищеність від завад практично не чутливий до ємнісних струмів, що робить можливим використання різних модифікацій електродів.

Загальна тривалість визначення масової частки рухомих одного токсичного елемента залежить від величини концентрації у розчині пробі та складає не більше 30 хв.

Умови проведення вимірювань

- При виконанні вимірювань дотримуються наступних умов:
- температура повітря в приміщенні - від 15 °С до 30 °С;
- відносна вологість повітря (за температури 25 °С) - не більше 80 %;
- атмосферний тиск - від 84,0 до 106,7 кПа (від 630 до 800 мм, рт. ст.);
- напруга в електричній мережі змінного струму -  $(220 \pm 20)$  В;
- частота електричного струму в мережі -  $(50 \pm 1)$  Гц.

При всіх вимірюваннях масової частки рухомих форм елементу за методом добавки не допускають зміни положення електролізера, взаємного розміщення електродів в електролізері та мішалки.

Для аналізу ґрунтів використовують дві паралельні і одну холосту пробу ґрунту окремо для визначення свинцю, міді, цинку, кадмію, кобальту.

Підготовка проб ґрунту для визначення свинцю, міді, цинку, кадмію, кобальту.

Підготовку проб ґрунту для визначення рухомих (кислоторозчинних) форм токсичних елементів свинцю, міді, цинку, кадмію, кобальту та нікелю виконують наступним чином:

Середню пробу ґрунту масою 1 г зважують з точністю  $\pm 0,01$  г та вносять у конічну колбу об'ємом 100-150 см<sup>3</sup>, додають 50 см<sup>3</sup> водного розчину HCl з молярною концентрацією 1 моль/дм<sup>3</sup>. Збовтують суспензію на апараті для струшування рідини протягом 1 години і витримують 12 годин. Колби повинні бути закриті пробками.

Витяжку фільтрують через сухий складчатий фільтр "біла смуга" в стакан місткістю 100 см<sup>3</sup>. Відбирають 25 см<sup>3</sup> фільтрату у термостійкий стакан і випаровують при повільному нагріванні на електроплитці із закритою спіраллю до об'єму 5-7 см<sup>3</sup>. Охолоджують, додають 2 см<sup>3</sup> концентрованої азотної кислоти (HNO<sub>3</sub>), 2 см<sup>3</sup> пероксиду водню (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) з масовою часткою 30 % та витримують 15 хвилин. Далі випаровують до об'єму 2-4 см<sup>3</sup>. Стакан охолоджують, повторно вносять 2 см<sup>3</sup> концентрованої HNO<sub>3</sub> та 2 см<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> з масовою часткою 30 % і знову випаровують до об'єму 2-4 см<sup>3</sup> не допускаючи підгорання та утворення коричневого забарвлення розчину. У випадку появи коричневого забарвлення - процедуру повторюють. Мінералізацію вважають закінченою, якщо розчин після охолодження залишається безбарвним. Розчин у стакані випаровують до стану вологих солей.

Залишок розчиняють у водному розчині HCl з молярною концентрацією 2 моль/дм<sup>3</sup> та кількісно переносять у мірну колбу місткістю 25 см<sup>3</sup> (розчин мінералізату).

Перед початком виконання вимірювань масової частки рухомих форм токсичних елементів проводять підготовку срібного та золотого вимірювальних електродів, двох порівняльних електродів, електрохімічної комірки та аналізатора.

Для вимірювання масової частки рухомих форм токсичних елементів свинцю, міді, цинку та кадмію використовують срібний вимірювальний електрод, покритий амальгамою ртуті, та перший порівняльний електрод, на якому нанесено спеціальну помітку «Es Au».

Для вимірювання масової частки рухомих форм токсичних елементів кобальту, нікелю ртуті та миш'яку використовують золотий вимірювальний електрод та другий порівняльний електрод, на якому нанесено спеціальну помітку «Es Au».

Визначення свинцю, міді, цинку та кадмію методом інверсійної хронопотенціометрії виконують на твердому срібному електроді, який амальгамують плівкою ртуті.

Амальгаму ртуті наносять на вимірювальний електрод наступним чином. У витяжній шафі срібний стержень електроду занурюють у розчин концентрованої азотної кислоти ( $\text{HNO}_3$ ) та витримують 2-5 с, потім електрод терміново промивають бідистильованою водою.

Поверхня срібного стержню має бути матовою, однорідною, мати характерний металевий блиск без різних вкраплень та плям. У протилежному випадку операцію повторюють.

Срібний стержень занурюють у склянку з невеликою кількістю металевої ртуті, яка знаходиться під прошарком бідистильованої води, та покривають його плівкою ртуті. Електрод обережно струшують над поверхнею води у склянці. Темну склянку з притертою пробкою, в якій знаходиться ртуть під прошарком води, зберігають в ексікаторі з кришкою у витяжній шафі.

В залежності від інтенсивності експлуатації вимірювального електроду амальгама може давати стабільні показники протягом 5-8 днів, після чого її необхідно оновити. Для цього електрод промивають бідистильованою водою,

срібний стержень занурюють на 1-2 с у склянку з невеликою кількістю металевої ртуті, яка знаходиться під прошарком бідистильованої води, та покривають його плівкою ртуті. Електрод обережно струшують над поверхнею води у склянці.

У перервах між аналізами вимірювальний електрод, покритий амальгамою ртуті, зберігають у хімічному стакані, під прошарком бідистильованої води.

Під час тривалої перерви в роботі з вимірювального електроду знімають амальгаму ртуті наступним чином. У витяжній шафі срібний стержень електроду занурюють у розчин концентрованої азотної кислоти ( $\text{HNO}_3$ ) та витримують 2-5 с, потім електрод терміново промивають бідистильованою водою. Поверхня срібного стержню має бути матовою, однорідною, мати характерний металевий блиск без різних вкраплень та плям ртуті.

Вимірювання масової частки рухомих форм виконується для кожного елементу окремо.

Перед початком вимірювання необхідно виконати підготовку проб ґрунту для визначення свинцю, міді, цинку, кадмію нікелю та кобальту;

Порядок виконання вимірювання для всіх елементів є однаковим та включає наступні операції:

Підготувати до роботи електрохімічну комірку, для визначення свинцю, міді, цинку та кадмію встановити срібний вимірювальний електрод у парі із порівняльним електродом з міткою «Es Au» та відповідний електролізер для вимірювання фону.

Електролізер, призначений для вимірювання фону, мірною піпеткою відібрати  $10 \text{ см}^3$  фонового розчину або холостої проб, потім вибрати шаблон набору електрохімічних параметрів аналізу, який забезпечує вимірювання масової частки рухомих форм елементу.

## РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

### 3.1. Вплив біодобрива на урожайність сільськогосподарських культур

В умовах польових дослідів на базі кафедри рослинництва було вивчено дію відходів тваринництва, що пройшли через біогазову установку (біодобриво), на різні види сільськогосподарських культур. Вносилися добрива шляхом прикореневого підживлення кукурудзи та буряка цукрового, а також методом обприскування по вегетації вівса [20].

Результати урожайності вівса (рис 3.1.) показали, що найбільш ефективною була доза 40 кг/га, яка забезпечила збір урожаю на рівні 4,55 т/га, ( $HP_{0,5}$  3,12). Результати засвідчили, що за підвищення норм внесення біодобрива спостерігалася тенденція до зниження урожайності вівса (залежність урожайності від норм внесення добрива описується рівнянням  $y = -0,33x^2 + 1,68x + 1,955$ ).

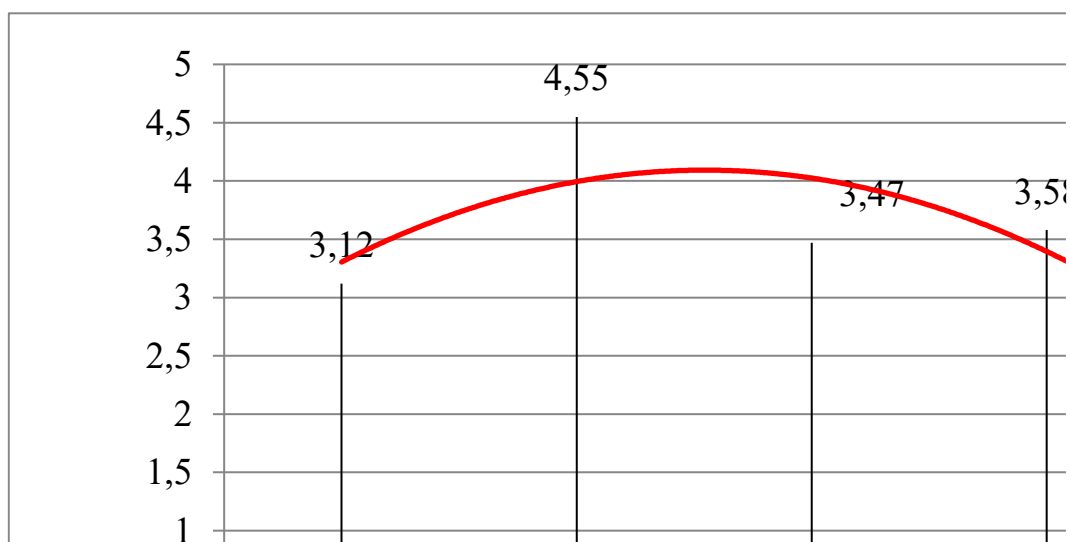


Рисунок 3.1 - Вплив біоорганічного добрива на урожайність вівса, сорт Парламентський, ґрунт чорнозем типовий середньо суглинковий.

Результати дослідження впливу біодобрива на урожайності буряка цукрового (рис 3.2) свідчать, що найвищий рівень було досягнуто за норми внесення біодобрива 10 т/га, ( $HP_{0,5} = 4,68$ ), вона склала 51,61 т/га. Подальше підвищення норм внесення біодобрива призвело до зниження урожайності

буряку цукрового (залежність урожайності від норм внесення добрива описується рівнянням  $y = -2,322x^2 + 13,23x + 31,57$ ).

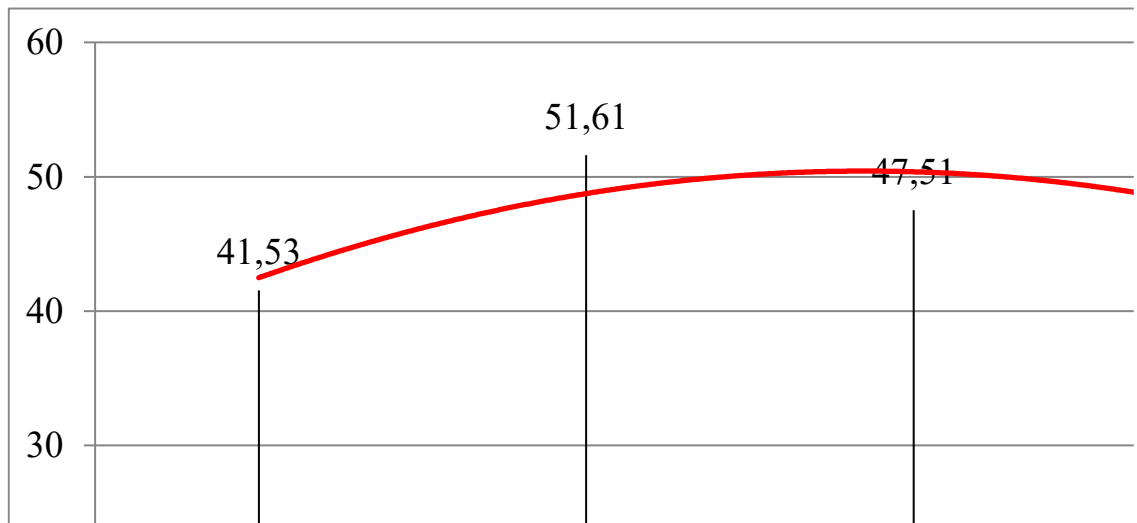


Рисунок 3.2 - Вплив біоорганічного добрива на урожайність буряку цукрового, сорт Крокодил, ґрунт чорнозем типовий середньо суглинковий

Аналогічні залежності спостерігалися і відносно кукурудзи на зерно: найбільш ефективною була норма внесення 10 т/га, яка забезпечила збір урожаю на рівні 15,08 т/га, ( $НІР_{0,5} = 14,87$ ). При підвищенні норм внесення біодобрива спостерігається зниження урожайності кукурудзи (залежність урожайності від норм внесення добрива описується рівнянням  $y = -1,185x^2 + 6,237x + 5,66$ ).

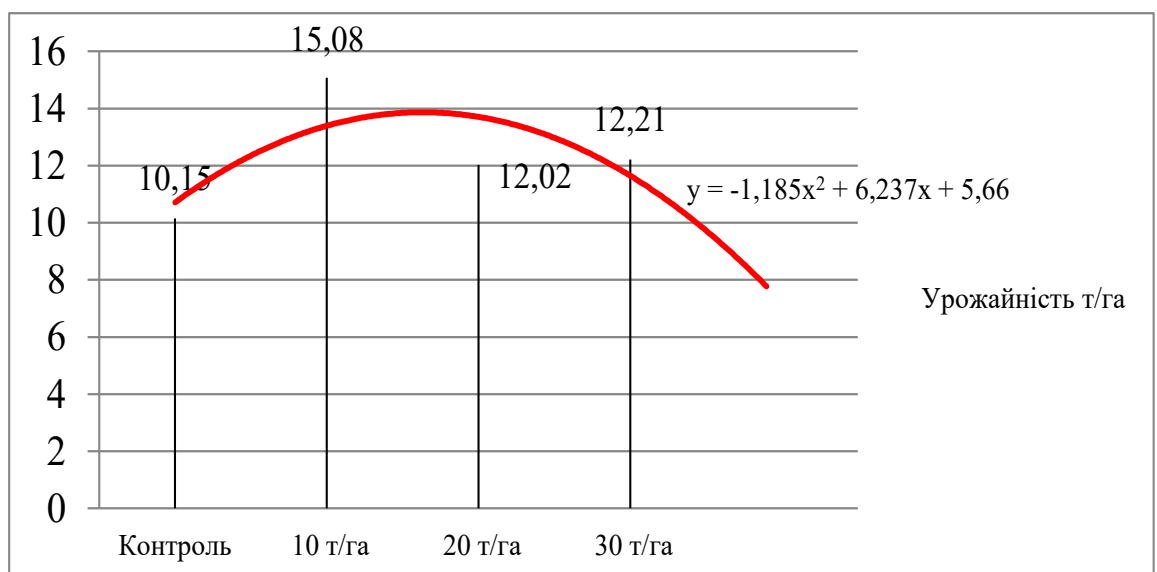


Рисунок 3.3 - Урожайність кукурудзи при застосуванні біоорганічного добрива, сорт Дельфін, ґрунт чорнозем типовий середньо суглинковий

Таким чином, дослідження впливу біодобрива на урожайність сільськогосподарських культур дозволила встановити позитивний вплив на урожайність, вона зростала для вівса до рівня 4,55т/га(на контролі –3,12), для буряку цукрового до рівня 51,61 т/га(на контролі 41,53), для кукурудзи на зерно - 15,08 т/га(на контролі 10,15).

Водночас, було виявлено тенденцію до зниження врожайності сільськогосподарських культур при збільшенні норм внесення біодобрива. Це викликало необхідність у проведенні додаткових досліджень для встановлення екологічно безпечних рівнів його застосування.

### **3.2. Встановлення екологічно безпечних рівнів застосування біодобрива за показниками впливу на фітотести**

У відповідності з ДСТУ ISO11269-1:2004 «Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1. Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів» було проведено лабораторні дослідження для визначення екологічно безпечних норм застосування біодобрива.

Результати лабораторного дослідження підтвердили припущення, що біодобрива володіють певними властивостями, які викликають пригнічення росту і розвитку рослин.

Було встановлено, що підвищення доз біодобрива до 30 т/га і вище може призводити до гальмування росту кореню та стебла тест-культури ячменю (табл.3.1, рис.3.4 ).

Таблиця 3.1 - Вплив біодобрива на ріст і розвиток тест-культури ячмінь (сорт Преміум)

Орган рослини, довжина	Контроль		Норма внесення біодобрива, т/га				
	Ґрунт	Пісок	10	20	30	40	50
Корінь, мм	20	65	26	23	24	18	5
Стебло, мм	38	57	82	51	73	43	24

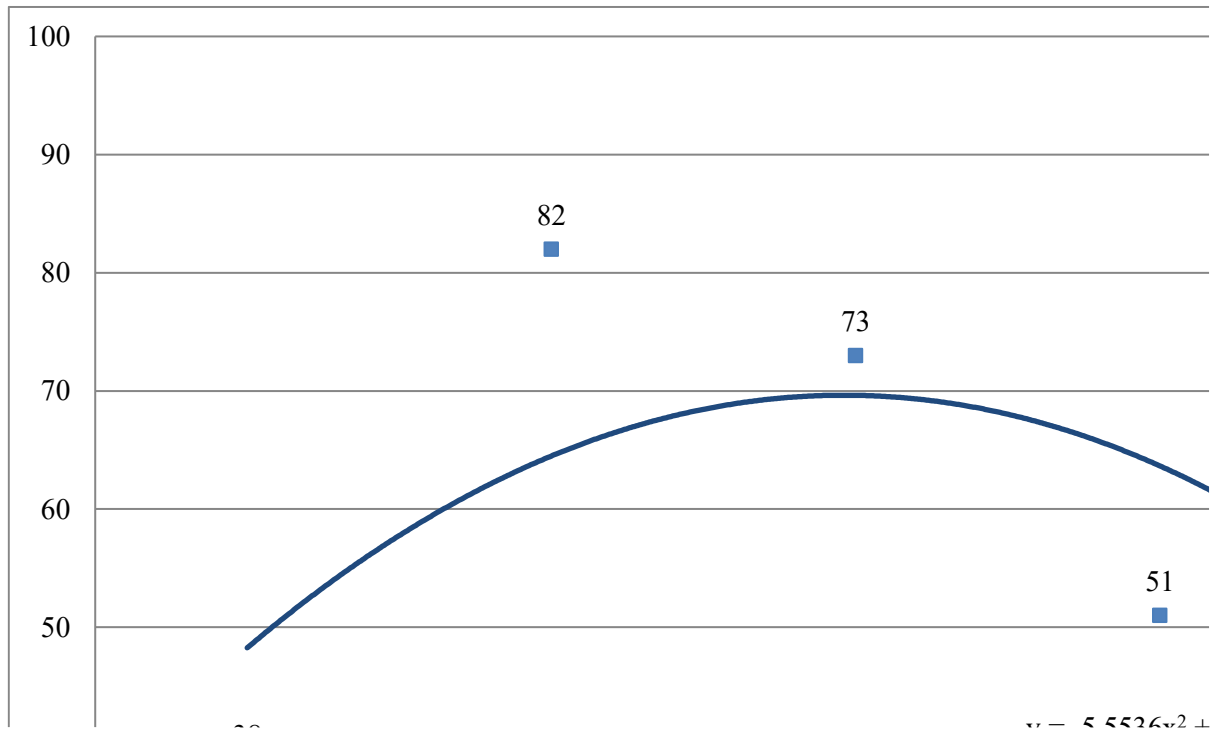


Рисунок 3.4 - Вплив різних доз біодобрива на ріст і розвиток тест-культури ячмінь (сорт Преміум).

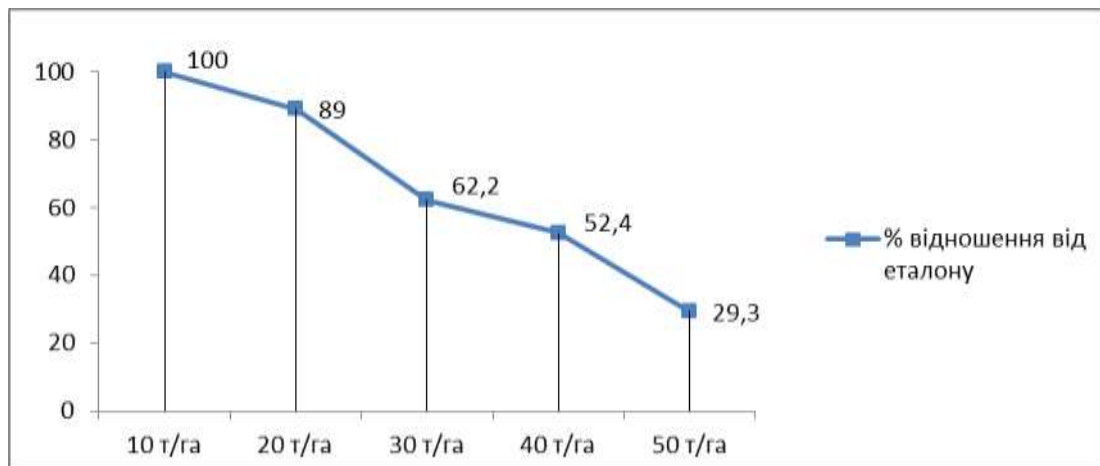


Рисунок 3.4 - Вплив різних концентрацій біодобрива на урожайність ячменю (сорт Преміум).

У відповідності з встановленою залежністю було розраховано ЛД<sub>50</sub>, яка склала 41 т/га. Таким чином, підвищення дози біодобрива до 40 т/га і вище може призводити до пригнічення росту і розвитку вищих рослин.

Для підтвердження одержаних результатів та перевірки впливу на інші культури, були проведенні додаткові дослідження на культурах: крес-салат та горох.

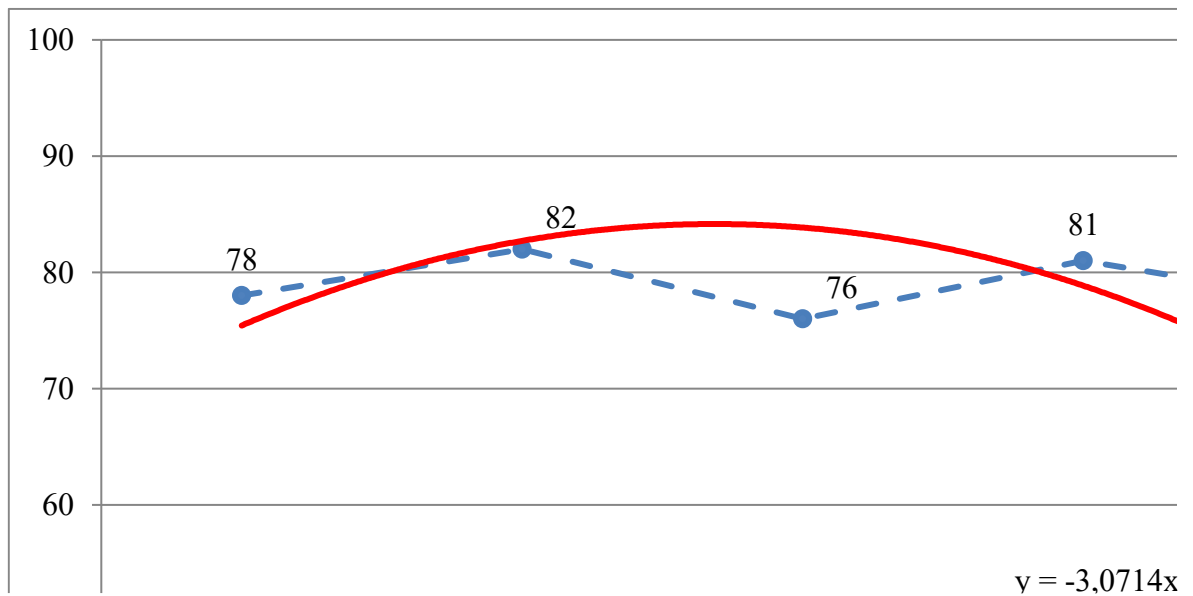


Рисунок 3.5 - Вплив різних доз біодобрива на схожість тест-культури кресс – салат (сорт Широколистий).

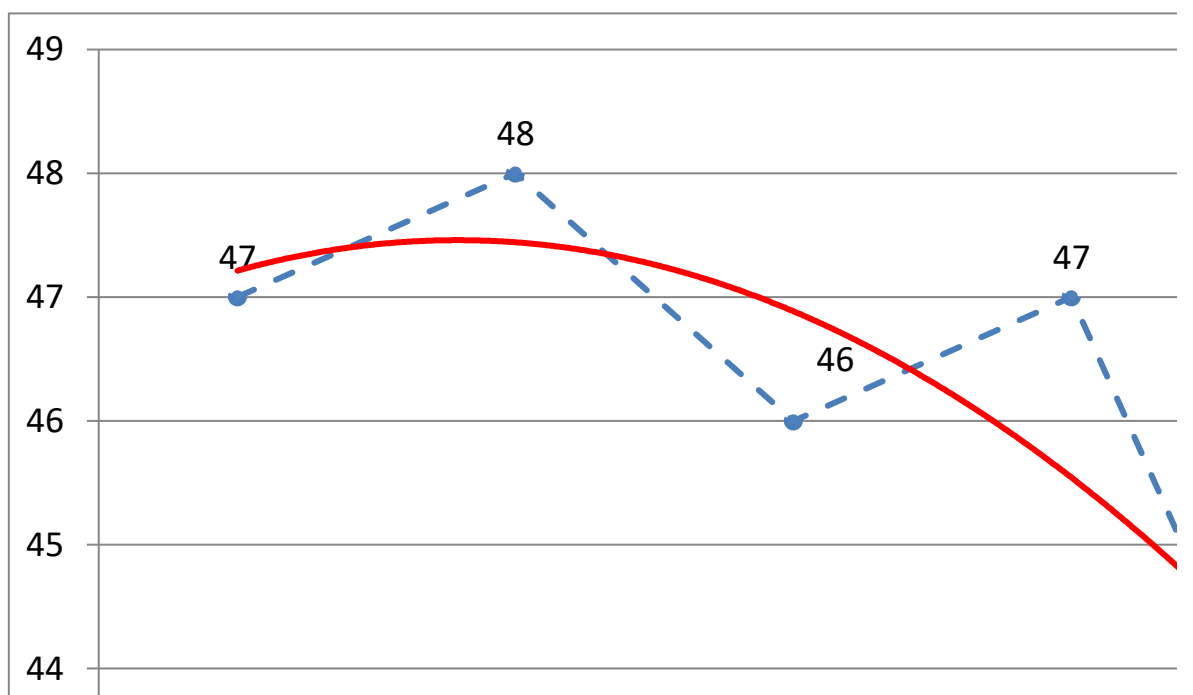


Рисунок 3.6 - Вплив різних доз біодобрива на схожість тест-культури горох (сорт Гладенький).

Для дослідних рослини період вирощування становив 3 доби. В пророщеному зерні виміряли довжину кореня кожної рослини та визначили середню довжину для кожної концентрації. Порівняли середні довжини з

різними концентраціями із середніми довжинами з контрольних посудин. Оцінили результати, застосовуючи придатний статистичний метод[17].

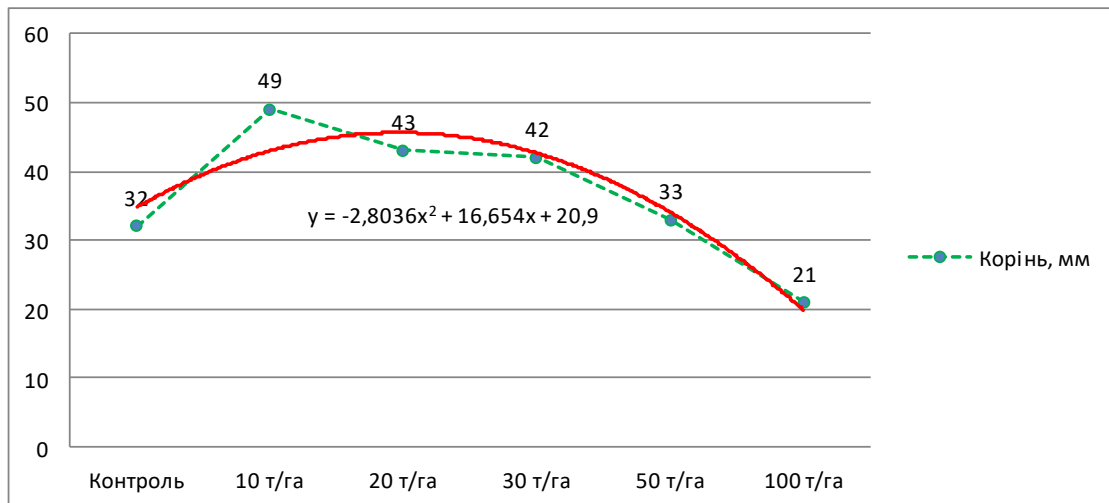


Рисунок 3.7 - Вплив різних доз біодобрива на ріст і розвиток тест-культури крес-салат (сорт Широколистий)

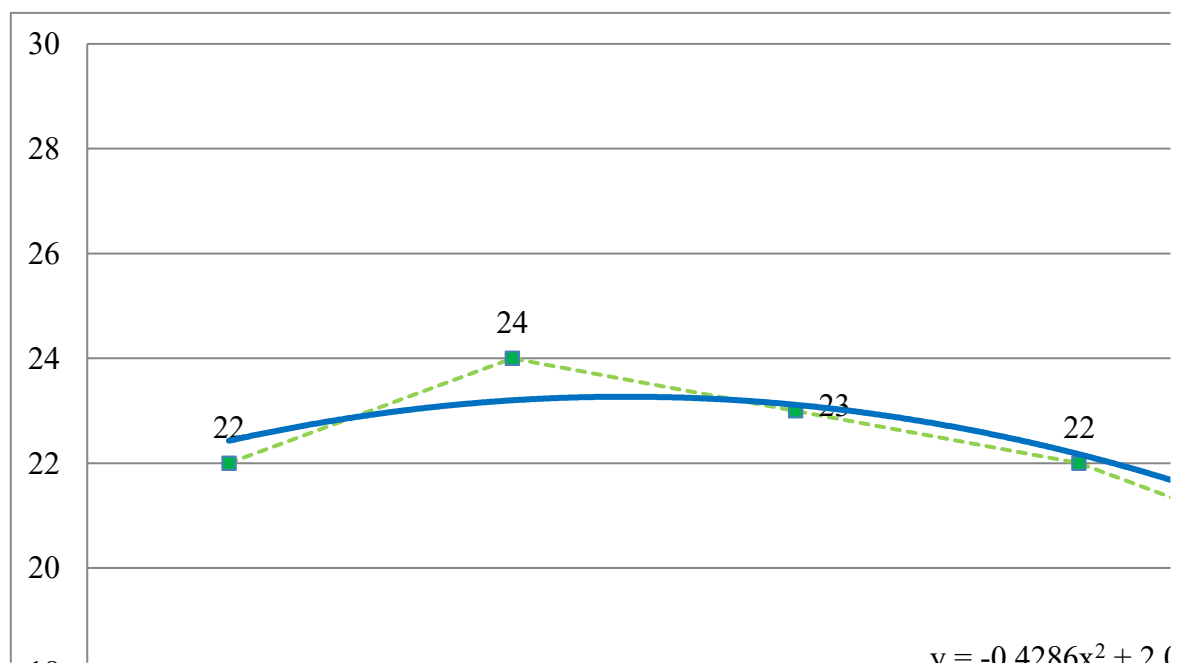


Рисунок 3.8 - Вплив різних доз біодобрива на ріст і розвиток тест-культури горох (сорт Гладенький)

Результати лабораторних досліджень повністю підтвердили припущення, щодо впливу біодобрива на сільськогосподарські культури. Даний препарат біологічного походження має максимальний позитивний ефект при нормі внесення 10 т/га та не пригнічує ріст культур при внесенні добрива що не перевищує позначку 30 т/га.

## ВИСНОВКИ

1. Аналіз наукової і нормативної літератури дозволив встановити основні екологічні ризики, пов'язані з відходами тваринництва та застосуванням неякісних органічних добрив.

2. На підставі законодавчої та нормативної бази державних випробувань та реєстрації агрохімікатів, в тому числі і органічних добрив, було окреслено шляхи, які є гарантією безпечності їх використання.

3. Було встановлено, що одним з принципів отримання екологічно безпечних органічних добрив є біогазові установки. Використання біогазової установки дає змогу не лише утилізувати небезпечні відходи тваринницьких комплексів, а й отримувати в результаті біоконверсії джерело енергії у вигляді біогазу та біоорганічне добриво, яке характеризується високою біологічною продуктивністю.

4. Результати дослідження дали змогу встановити особливості впливу біоорганічних добрив на урожайність сільськогосподарських культур, та встановити екотоксикологічні особливості впливу цих добрив на біологічні тести. Та встановити летальні дози біопрепарату для культур крес-салат та горох.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Агрохімікати. Встановлення допустимих концентрацій шкідливих речовин ДСТУ 4944:2008.- [Чинний від 2009.01.01].- К.:Держспоживстандарт України, 2009. - 8 с , - (Національний стандарт України).
2. Агроекологічна оцінка мінеральних добрив та пестицидів: МоА 26 нографія / В. П. Патики, Н. А. Макаренко, Л. І. Моклячук та ін.; За ред. В. П. Патики.- К.: Основа, 2005. – 300 с.
3. Бобильов Ю.В., Бригадиренко В.В., Булахов В.Л. та ін. Екологія : підручник для вузів. Харків: Фоліо, 2014. 672 с.
4. Волошина Н.О. Екологія Частина І: навчальний посібник. К.: НПУ ім. М.П. Драгоманова, 2020. 243 с.
5. Волошина Н.О. Екологія Частина ІІ: навчальний посібник. К.: НПУ ім. М.П. Драгоманова, 2020. 219 с.
6. Барановський В.А. та інші. Україна. Еколого – географічний атлас. Атлас – монографія. К.: Варта, 2006. 220 с.
6. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища».
7. Закон України «Про пестициди та агрохімікати».
8. Інтернет ресурс: <https://agroelita.info/biohazovi-ustanovky-ekonomichna-dotsilnist-ta-perspektyvy-na-maybutnie/>
9. Інтернет ресурс: <https://ecolog-ua.com/news/6-ekologichnyh-efektiv-realizaciyi-biogazovyh-proyektiv>
10. Директива 2009/28/ЕС Режим доступу: <http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009L0028&from=EN>
11. Веденєв А. Г., Маслов О. М. Будівництво біогазових установок. Короткий посібник. Б.: "Євро", 2019. 28 с
12. Поліщук В.М. Вплив режимів метанового бродіння на ефективність виробництва біогазу. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і

природокористування: Зб. наук. праць. Київ, 2021. № 185. Ч. 3 С. 180-191.

13. Макаренко Н. А., Бондарь В. І., Борщ Г. М. Екотоксикологічна оцінка біодобрив (продуктів ферментації біогазової установки) на предмет їх відповідності вимогам органічного виробництва. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2014. № 4. С. 20–24.

14. Шкарівська Л. І. Використання відходів біогазових установок для удобрення сільськогосподарських культур / Л. І. Шкарівська, Г. В. Давидюк, І. І. Клименко, Н. І. Довбаш // Агроєкологічний журнал. - 2020. - № 1. - С. 75-82. - Режим доступу: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrog\\_2020\\_1\\_12](http://nbuv.gov.ua/UJRN/agrog_2020_1_12).

15. Розпорядження Кабінету Міністрів України «Про затвердження плану заходів з імплементації Директиви Європейського Парламенту та Ради 2009/28/ЄС» від 3 вересня 2014 р. № 791-р. [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/791-2014-%D1%80>

16. Розпорядження Кабінету Міністрів України «Про Національний план дій з відновлюваної енергетики на період до 2020 року» від 1.10.2014 р. № 902 р. [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/902-2014-%D1%80>

17. Максінко Л.М. Біодобриво як продукт утилізації гною методом метанового бродіння і перспективи його використання / Л.М. Максінко, О.Г. Малик, Т.Б. Нагірняк // Вісник ЛНУВМБТ ім. С.З. Гжицького. — 2015. — Т. 17. — № 3 (63). — С. 403–410.

18. Яцук І.П. Екологічні ризики в сучасному землекористуванні / І.П.Яцук, В.М.Панасенко // Агроєкологічний журнал. 2013. №4. С.21-26

19. Федуняк І. О. Ефективність виробництва біогазу в Україні Наукові записки Національного університету «Острозька академія». Серія «Економіка». 2014. Випуск 26. С. 45–49.

20. Зеленчук Н. В. Оцінка сировинного потенціалу АПК для виробництва біогазу. «Економічний вісник НТУУ «Київський політехнічний

інститут». 2022. № 23. С. 15–19 DOI: <https://doi.org/10.20535/2307-5651.23.2022.264623>.

21. Пришляк Н.В. Оцінка ефективності використання індивідуальних біогазових установок для переробки біовідходів селянських господарств. Економіка АПК. 2021. № 3. С. 50–60.

22. Паламаренко Я.В. Сучасний стан та перспективи розвитку біогазової галузі України. Інвестиції: практика та досвід. 2019. № 21. С. 54–62.

23. Сакур Л.М., Різніченко Л.В., Велькін Б.О. Перспективи розвитку ринку біогазу в Україні та за кордоном. Економіка і організація управління. 2020. № 1 (37). С. 160–170. DOI: <https://doi.org/10.31558/2307-2318.2020.1.16>

24. Мазур К.В., Гонтарук Я.В. Перспективи виробництва біогазу з відходів підприємств та домогосподарств на полігонах твердих побутових відходів. Східна Європа: економіка, бізнес та управління. 2022. № 2 (35). С. 63–71.

25. Ткач Н. М., Мірзоева Т. В. Обґрунтування економічної доцільності переробки зернових культур у біогаз. Біоекономіка і аграрний бізнес. 2021. Т. 12. № 2. С. 5–17. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/biagbu\\_2021\\_12\\_2\\_3](http://nbuv.gov.ua/UJRN/biagbu_2021_12_2_3)