

**Національна академія аграрних наук України
Інститут сільського господарства Степу**

Андрієнко А. Л., Ткаліч Ю. І., Андрієнко О. О., Семеняка І. М., Гайденко О. М.

**ДЕСТРУКЦІЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК У СИСТЕМІ
БІОЛОГІЗАЦІЇ ЗЕМЛЕРОБСТВА**

**Методика визначення ступеню деструкції рослинних
решток сільськогосподарських культур у польових умовах**

Вінниця
ТВОРИ
2026

УДК 631.4:631.87:631.95

Д 37

Рецензенти:

Цилюрик О. І. – доктор сільськогосподарських наук, професор, завідувач кафедри рослинництва Дніпровського державного аграрно-економічного університету;

Цюк О. А. – доктор сільськогосподарських наук, професор, декан аграрного факультету Східноукраїнського національного університету імені В. Даля;

Шувар І. А. – доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри технологій у рослинництві Львівського національного аграрного університету.

Андрієнко А. Л., Ткаліч Ю. І., Андрієнко О. О., Семеняка І. М., Гайденко О. М.
Д 37 **Деструкція рослинних решток у системі біологізації землеробства:** методика визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах. Вінниця : ТВОРИ, 2026. 84 с.

ISBN 978-617-8845-13-1

Зважаючи на науково-технічний прогрес, удосконалення методичних підходів дослідження ґрунтів, відпрацювання методології покращення ґрунтів та підвищення продуктивності сільськогосподарських культур шляхом впровадження біоадаптивних технологій вирощування, а також біологізації землеробства, виникла необхідність розробити та привести у відповідність до сучасних вимог методику визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах. Ця Методика містить основні відомі методи визначення ступеню розкладання рослинних решток різних сільськогосподарських культур. В ній розкрито розроблену нову Методику визначення ступеню деструкції рослинних решток, яка дозволяє оцінити екологічні та агрономічні аспекти їх використання в агроєкосистемах та пришвидшити процес біологізації адаптивних систем землеробства. Методика напрацьована за результатами виконання програми наукових досліджень Національної академії аграрних наук України «Землеробство» і призначена для використання працівниками науково-дослідних установ та вищих навчальних закладів аграрного спрямування. Вона буде корисною для працівників сільського господарства, здобувачів вищої освіти та аспірантів.

УДК 631.4:631.87:631.95

Розглянуто та рекомендовано до друку на засіданні Вченої ради Інституту сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України (протокол № 1 від 28 січня 2025 р.).

© Андрієнко А. Л., Ткаліч Ю. І., Андрієнко О. О.,
Семеняка І. М., Гайденко О. М., 2026

© ІСГС НААН, 2026

ISBN 978-617-8845-13-1

© ТОВ «ТВОРИ», 2026

ЗМІСТ

	стор.
ВСТУП	4
ДЕСТРУКЦІЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК ЯК СКЛАДОВА СИСТЕМИ БІОЛОГІЗАЦІЇ ЗЕМЛЕРОБСТВА.....	8
ОЦІНЮВАННЯ СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСТУПНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ПІСЛЯЖНИВНИХ РЕШТОК В УКРАЇНІ.....	15
Основні закономірності регіонального розподілу.....	18
ТИПИ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ ДЕСТРУКЦІЇ.....	21
ТЕОРЕТИЧНІ ПОНЯТТЯ РОЗКЛАДАННЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР.....	26
Використання рослинних решток у сільському господарстві.....	27
Фактори, що впливають на розкладання рослинних решток.....	29
МЕТОДИ ОЦІНКИ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК.....	35
ОБЛІК БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВНОСТІ ҐРУНТУ МЕТОДОМ ЛЯНИХ ПОЛОТЕН.....	38
МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ З ВИЗНАЧЕННЯ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК У ПОЛЬОВИХ УМОВАХ.....	40
Визначення ступеню розкладання рослинних решток у польових умовах.....	42
СПОСІБ УПРАВЛІННЯ ДЕСТРУКЦІЄЮ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР.....	46
КОНЦЕПТУАЛЬНА РОЛЬ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК ТА АГРОТЕХНІЧНИХ ЗАХОДІВ У ФОРМУВАННІ ОРГАНО- МІНЕРАЛЬНОЇ СИСТЕМИ УДОБРЕННЯ.....	53
ВИСНОВКИ	72
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	74

ВСТУП

Одним із важливих резервів підвищення родючості ґрунтів є систематичне використання побічної продукції сільськогосподарських культур як органічного добрива шляхом її подрібнення та загортання у ґрунт [1, 2]. Рослинні рештки є важливим джерелом органічної речовини в агроєкосистемах і відіграють ключову роль у підтриманні кругообігу поживних елементів, формуванні гумусу, покращенні фізико-хімічних властивостей ґрунту та забезпеченні екологічної стійкості агроландшафтів [3, 4]. Їх деструкція супроводжується мобілізацією азоту, фосфору, калію та інших елементів живлення, що безпосередньо впливає на рівень родючості ґрунту [6, 8].

Водночас швидкість і повнота розкладання рослинних решток залежать від багатьох чинників: виду культури, співвідношення вуглецю до азоту (C:N), умов зволоження, температурного режиму, властивостей ґрунту, мікробіологічної активності та системи обробітку ґрунту [5, 9, 12]. Так, рештки культур із високим співвідношенням C:N, зокрема кукурудзи та соняшнику, розкладаються повільніше порівняно з бобовими культурами, що впливає на інтенсивність мінералізації органічної речовини та доступність елементів живлення [6, 9].

У сучасних умовах деградації ґрунтів, зниження вмісту гумусу та посилення кліматичних змін проблема ефективного використання рослинних решток набуває особливої актуальності [4, 13–15]. Одним із ключових напрямів біологізації землеробства є повернення побічної продукції польових культур у ґрунт як основного джерела органічного вуглецю та енергетичного субстрату для ґрунтової біоти [16, 21]. Це дозволяє зменшити потребу у мінеральних добривах, підвищити екологічну стійкість агроєкосистем та оптимізувати функціонування ґрунтових мікробіоценозів.

Важливе значення у процесах розкладання рослинних решток мають мікробіологічні препарати-деструктори, створені на основі високоефективних штамів мікроорганізмів [1, 6, 7]. Їх застосування сприяє активізації мікробіологічних процесів ґрунту, прискоренню мінералізації органічної речовини, підвищенню вмісту рухомих форм азоту, фосфору і калію, а також обмеженню розвитку фітопатогенних організмів [19, 20]. Мікроорганізми, що входять до складу біокомплексів, характеризуються здатністю колонізувати рослинну масу та активізувати процеси трансформації органічних сполук у доступні для рослин форми.

Дослідження, проведені в умовах Степу України, свідчать, що застосування деструкторів рослинних решток значно підвищує інтенсивність

їх мінералізації та біологічну активність ґрунту [15, 17]. За достатнього вологозабезпечення ступінь деструкції рослинних решток під впливом мікробних препаратів зростає у 2,2–2,6 рази, тоді як у посушливих умовах ефективність деструкторів є нижчою та перевищує контроль лише на 6–20%. Найбільш інтенсивне й рівномірне розкладання листостеблової маси відбувається за умов оранки, коли рослинні рештки рівномірно розподіляються по всій глибині орного шару. Проведення чизельного або безполицевого обробітку ґрунту знижує інтенсивність мінералізації на 5,3–13,7%, а мілкового обробітку – на 18,7–27,1% залежно від культури та умов зволоження [15, 17].

Розкладання рослинних решток також є важливим компонентом глобального вуглецевого циклу, оскільки супроводжується виділенням вуглекислого газу та інших парникових газів [18]. Ефективне управління процесами деструкції має не лише агрономічне, а й екологічне значення, оскільки сприяє оптимізації балансу органічної речовини і зменшенню антропогенного навантаження на довкілля [4, 18].

Методичне забезпечення досліджень деструкції рослинних решток є важливим інструментом оцінки швидкості та інтенсивності процесів трансформації органічної речовини у конкретних агроекологічних умовах [10]. Для цього застосовують різні фізичні, хімічні та біологічні методи, серед яких лабораторне інкубування, польові дослідження з використанням мішечків із рослинними рештками, аналіз змін хімічного складу органічної маси та визначення мікробіологічної активності ґрунту [11, 12]. Основними показниками ефективності деструкції є зміна маси рослинних решток, вмісту органічного вуглецю, азоту та інших елементів живлення [11, 18].

Таким чином, ефективне використання побічної продукції сільськогосподарських культур є важливою складовою біологізації землеробства та сталого розвитку агроecosистем. Розробка і вдосконалення методів оцінки ступеню деструкції рослинних решток дозволяє оптимізувати процеси відтворення родючості ґрунту, підвищити ефективність використання поживних елементів, знизити залежність агровиробництва від синтетичних ресурсів та забезпечити екологічну стабільність сучасного землеробства [10, 21].

Актуальність питання. На сучасному етапі розвитку світового землеробства проблема збереження та відтворення родючості ґрунтів набуває стратегічного значення у зв'язку з поглибленням деградаційних процесів, виснаженням запасів органічної речовини, порушенням біогеохімічних циклів та посиленням кліматичних змін [22–24]. Особливої гостроти важливість цих процесів набуває у степових регіонах, де поєднання високого антропогенного

навантаження, дефіциту вологи та інтенсивного використання ґрунтових ресурсів призводить до прискореної дегуміфікації, погіршення структури ґрунту та зниження екологічної стійкості ґрунтового покриву [25, 26].

Упродовж останніх десятиліть інтенсивні системи землеробства, орієнтовані переважно на максимізацію продуктивності агроценозів, супроводжувалися скороченням внесення органічних добрив, зменшенням частки багаторічних трав у структурі посівних площ та домінуванням культур із високим рівнем винесення поживних речовин [27, 28]. Це зумовило порушення балансу органічної речовини та негативно позначилося на біологічній активності ґрунтів [29, 30].

Метою даної роботи є теоретичне обґрунтування та узагальнення закономірностей процесів деструкції рослинних решток у сучасних агроєкосистемах, визначення ролі мікробіологічних, агроєкологічних і технологічних чинників у трансформації органічної речовини ґрунту, а також розробка науково обґрунтованих підходів до управління процесами розкладання побічної продукції сільськогосподарських культур з метою підвищення родючості ґрунтів, ефективності використання поживних елементів та забезпечення екологічної стійкості систем землеробства в умовах біологізації агровиробництва. Важливою складовою роботи є розроблення нового способу визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур та удосконалення методичних підходів до оцінки інтенсивності трансформації органічної речовини в агроєкосистемах.

Для досягнення поставленої мети передбачалося вирішення таких завдань:

1. Узагальнити сучасні наукові підходи до проблеми деструкції рослинних решток та її ролі у функціонуванні агроєкосистем і процесах біологізації землеробства.

2. Проаналізувати значення рослинних решток як джерела органічної речовини, елементів живлення та чинника стабілізації гумусного стану ґрунту.

3. Дослідити вплив хімічного складу рослинних решток, а також біологічних особливостей культур на швидкість та інтенсивність їх мінералізації.

4. Встановити вплив ґрунтово-кліматичних чинників, зокрема температури, вологості, кількості опадів і системи обробітку ґрунту, на перебіг процесів деструкції рослинних решток у різних агроєкологічних умовах.

5. Обґрунтувати ефективність використання мікробіологічних препаратів-деструкторів у прискоренні розкладання рослинних решток, підвищенні біологічної активності ґрунту та оптимізації живлення рослин.

6. Проаналізувати вплив різних систем основного обробітку ґрунту на інтенсивність мінералізації рослинних решток, гумусоутворення та екологічну стабільність агроєкосистем.

7. Узагальнити існуючі фізичні, хімічні, біологічні та молекулярно-біологічні методи оцінки ступеня деструкції рослинних решток і функціонального стану ґрунтової біоти.

8. Розробити новий спосіб визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур та обґрунтувати систему інтегральних показників оцінки інтенсивності їх трансформації.

9. Розробити уніфіковані методичні підходи до проведення польових і лабораторних досліджень процесів деструкції рослинних решток різних культур.

10. Створити моделі прогнозування швидкості деструкції рослинних решток залежно від агроєкологічних умов та технологічних чинників.

11. Обґрунтувати концептуальні засади керованої деструкції рослинних решток як складової адаптивних і біоадаптивних систем землеробства.

12. Розробити науково-практичні рекомендації щодо ефективного використання побічної продукції польових культур для відтворення родючості ґрунтів, оптимізації кругообігу поживних елементів, підвищення екологічної стійкості агроландшафтів та забезпечення сталого розвитку землеробства.

ДЕСТРУКЦІЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК ЯК СКЛАДОВА СИСТЕМИ БІОЛОГІЗАЦІЇ ЗЕМЛЕРОБСТВА

У сучасних умовах рослинні рештки сільськогосподарських культур розглядаються не лише як побічна продукція рослинництва, а як стратегічний ресурс біологізації землеробства, джерело органічного вуглецю та важливий фактор стабілізації функціонування агроєкосистем [22, 31, 32]. Саме тому проблематика деструкції рослинних решток набуває міждисциплінарного значення, поєднуючи питання агрохімії, ґрунтознавства, мікробіології, екології та кліматології [33, 34].

Наукові дослідження свідчать, що ефективне використання побічної продукції рослинництва дозволяє істотно підвищити рівень біологічної активності ґрунту, покращити його агрофізичні властивості, активізувати процеси гумусоутворення та оптимізувати кругообіг елементів живлення [35–37]. Разом із тим інтенсивність трансформації органічної речовини залежить від комплексу чинників, серед яких особливе значення мають співвідношення вуглецю й азоту, вологозабезпечення, температурний режим, система обробітку ґрунту та активність мікробного комплексу [38–40].

У зв'язку з цим сучасна аграрна наука значну увагу приділяє розробці біоадаптивних технологій управління процесами деструкції рослинних решток, використанню мікробних деструкторів та оптимізації систем обробітку ґрунту з метою забезпечення сталого функціонування агроєкосистем [41–43].

Концепція біологізації землеробства сформувалася як відповідь на негативні наслідки надмірної хімізації та інтенсифікації аграрного виробництва [27, 28]. Її сутність полягає у максимально можливому використанні природних механізмів регуляції ґрунтових процесів, оптимізації кругообігу речовин та енергії, а також активізації біологічних чинників формування продуктивності агроценозів [44, 45].

Сучасна концепція біологізації базується на інтеграції ґрунтово-біологічних, агрохімічних та екологічних підходів до управління продукційними процесами. Найвищий ефект досягається не окремим використанням біологічних препаратів, а комплексним поєднанням органічної речовини, оптимізованого обробітку ґрунту та мікробіологічної інтенсифікації.

Біологізація ґрунтується на принципах екологічної збалансованості агроєкосистем, раціонального використання органічної речовини, мінімізації антропогенного навантаження та збереження біорізноманіття ґрунтової біоти [46, 47]. Важливе місце в цих процесах посідає органічна речовина ґрунту, яка

визначає не лише його агрономічну цінність, але й екологічну стабільність [48, 49].

Органічна речовина є основним джерелом енергії для ґрунтових мікроорганізмів і виконує функцію буфера, який регулює поживний, водний та повітряний режими ґрунту [50, 51]. За сучасними уявленнями, гумус є не лише показником родючості, а й важливим компонентом глобального вуглецевого циклу [22, 52]. Саме тому проблема збереження органічної речовини ґрунту має не лише агрономічне, але й глобальне екологічне значення [43, 53].

Одним із ключових напрямів біологізації є повернення в ґрунт побічної продукції рослинництва [54, 55]. За умов скорочення поголів'я тварин та дефіциту органічних добрив рослинні рештки фактично стають основним джерелом органічної речовини в сучасних системах землеробства [21]. Їх раціональне використання дозволяє підтримувати бездефіцитний баланс гумусу, активізувати ґрунтову біоту та забезпечувати стабільність агроєкосистем [29, 35].

У структурі органічної речовини агроєкосистем рослинні рештки займають провідне місце як основне джерело свіжої органічної маси [29, 56]. Їх роль особливо зростає в сучасних умовах, коли традиційні джерела органічних добрив використовуються обмежено [21].

Післяжнивні рештки зернових, зернобобових та технічних культур забезпечують надходження значної кількості органічного вуглецю, макро- та мікроелементів, які після трансформації включаються до біогеохімічного кругообігу.

Хімічний склад рослинних решток визначається біологічними особливостями культури, умовами вирощування, рівнем мінерального живлення та фазою розвитку рослин [57, 58]. Основними компонентами рослинної маси є целюлоза, геміцелюлоза, лігнін, білки, амінокислоти, жири та фенольні сполуки [59, 60]. Саме співвідношення цих компонентів визначає швидкість деструкції та ефективність гумусоутворення [38].

Особливе значення має співвідношення вуглецю до азоту (C:N), яке є інтегральним показником якості органічного субстрату [61, 62]. Рештки з високим співвідношенням C:N характеризуються уповільненою мінералізацією, тоді як органічна маса бобових культур розкладається значно швидше [63].

Систематичне повернення рослинних решток у ґрунт сприяє покращенню агрофізичних властивостей ґрунту, підвищенню його водоутримувальної здатності та зниженню ризику ерозійних процесів [37, 64].

Крім того, рослинні рештки виконують мульчувальну функцію, зменшуючи втрати вологи та коливання температури поверхневого шару ґрунту [65, 66].

Доведено, що систематичне внесення органічних матеріалів сприяє підвищенню вмісту доступних форм поживних елементів та покращенню водно-фізичних властивостей ґрунту [67].

Процеси деструкції рослинних решток мають складний біохімічний характер і охоплюють систему взаємопов'язаних реакцій трансформації органічної речовини, що відбуваються за участі широкого спектра мікроорганізмів та ферментних комплексів [33, 59].

У ґрунтовому середовищі рослинні рештки проходять декілька послідовних стадій перетворення: механічне подрібнення, первинний гідроліз легкодоступних органічних сполук, ферментативне розкладання полімерів, мінералізацію та гуміфікацію продуктів розкладу.

На початкових етапах деструкції найшвидше трансформуються водорозчинні органічні сполуки – прості цукри, амінокислоти, органічні кислоти та низькомолекулярні білки [68]. У подальшому активізуються процеси розкладання структурних полімерів рослинної клітини – целюлози, геміцелюлози та лігніну [60].

Особливо складним є процес трансформації лігніну, який характеризується високим ступенем полімеризації та стійкістю до біологічного розкладання. Деструкція лігніну здійснюється переважно грибною мікрофлорою за участю оксидазних ферментів. Саме швидкість трансформації лігніну значною мірою визначає темпи гумусоутворення та стабілізації органічної речовини у ґрунті [32, 52].

Melillo J.M. та співавт. [38] встановили, що швидкість розкладання рослинних решток визначається насамперед вмістом азоту та лігніну. За високого співвідношення C:N відбувається іммобілізація азоту мікроорганізмами, що може тимчасово обмежувати доступність азоту для рослин [61].

Важливим чинником регуляції деструкційних процесів є реакція ґрунтового середовища, аераційний режим, температура та забезпеченість вологою. За кислої реакції пригнічується активність целюлозолітичних бактерій, тоді як у нейтральному та слабколужному середовищі інтенсивність мікробіологічних процесів істотно зростає.

Ферментативна активність ґрунту є одним із найбільш інформативних показників інтенсивності деструкційних процесів. Активність целюлаз, дегідрогеназ, уреаз та фосфатази безпосередньо пов'язана з рівнем трансформації органічної речовини та функціональним станом мікробного ценозу.

Ґрунт є складною біологічною системою, в якій функціонують багатокомпонентні мікробні угруповання, що забезпечують трансформацію органічної речовини та підтримання біогеохімічних циклів [24, 50]. Саме мікроорганізми є основною рушійною силою процесів деструкції рослинних решток.

У трансформації органічної речовини беруть участь бактерії, актиноміцети, мікроскопічні гриби, дріжджі та мікоризні організми [69, 70]. Кожна група характеризується специфічними функціональними особливостями та займає певну екологічну нішу в системі ґрунтового метаболізму.

Бактеріальна мікрофлора відіграє провідну роль у розкладанні легкодоступних органічних сполук, тоді як актиноміцети здатні трансформувати складні полімерні комплекси [69]. Особливу роль у деструкції лігноцелюлозних комплексів відіграють гриби [60, 70].

Рослинні рештки визначають структуру та функціональну активність мікробних угруповань ґрунту [71]. Систематичне використання органічних матеріалів сприяє збільшенню мікробної біомаси та підвищенню вмісту мікробного вуглецю й азоту [72].

Сучасні молекулярно-біологічні методи досліджень дозволили суттєво поглибити уявлення про структуру ґрунтових мікробіомів. Метагеномний аналіз свідчить, що різні типи рослинних решток формують специфічні мікробні консорціуми, які визначають спрямованість трансформаційних процесів [73, 74].

У сучасних умовах роль ґрунтових мікроорганізмів істотно зростає, оскільки саме вони регулюють швидкість мінералізації органічної речовини та інтенсивність емісії парникових газів [75].

Швидкість деструкції рослинних решток значною мірою визначається температурою та вологозабезпеченням ґрунту [39, 40].

Підвищення температури прискорює процеси мінералізації органічної речовини та збільшує інтенсивність емісії CO₂ [39]. Водночас вологість ґрунту є одним із ключових чинників регуляції ґрунтового дихання та мікробіологічної активності [40].

Зміни клімату можуть суттєво впливати на швидкість розкладання рослинних решток та баланс органічного вуглецю в ґрунті [76]. У посушливих умовах Степу України процеси деструкції часто обмежуються дефіцитом вологи, що уповільнює мікробіологічні процеси та знижує ефективність використання побічної продукції [77, 78].

Короткочасне зволоження після тривалих посух може супроводжуватися різким зростанням емісії CO₂ внаслідок активізації

мікробного метаболізму. За сучасними прогнозами, кліматичні зміни можуть суттєво вплинути на баланс органічного вуглецю в агроєкосистемах, тому проблема управління деструкцією рослинних решток набуває не лише агрономічного, але й глобального екологічного значення.

Питання оптимізації систем обробітку ґрунту в контексті управління деструкцією рослинних решток є одним із найбільш дискусійних у сучасному землеробстві [65, 79].

За оранки рослинна маса рівномірно розподіляється в орному шарі, що забезпечує кращий контакт із ґрунтовою мікрофлорою та сприяє більш інтенсивній деструкції [80].

Водночас мінімальний і нульовий обробітки сприяють накопиченню органічної речовини на поверхні ґрунту, покращують захист ґрунту від ерозії та знижують втрати вологи [54, 66]. Мінімізація обробітку сприяє стабілізації органічної речовини в ґрунтових агрегатах [80].

Коваленко А.М. та співавт. встановили, що використання чизельного та безпліщового обробітку знижує інтенсивність мінералізації рослинних решток на 5–15%, тоді як мілкий обробіток може знижувати її на 18–27% [15, 17].

У посушливих умовах Степу мінімальні технології дозволяють краще зберігати вологу, однак можуть супроводжуватися уповільненням деструкції рослинних решток через недостатній контакт органічної маси з ґрунтовою мікрофлорою.

У сучасних системах землеробства значна увага приділяється використанню мікробних препаратів-деструкторів [1, 41].

Застосування мікробних препаратів сприяє активізації целюлозолітичної мікрофлори, прискоренню розкладання рослинних решток, покращенню азотного та фосфорного живлення, зменшенню розвитку фітопатогенів та підвищенню урожайності культур [41].

За достатнього вологозабезпечення ефективність деструкторів зростає у 2,2–2,6 рази [15]. Біодеструктори є важливим елементом біологізації землеробства та можуть виступати альтернативою частині агрохімічних заходів [41, 43].

Перспективним напрямом є створення високоефективних мікробних консорціумів, здатних забезпечувати прискорену деструкцію складних органічних полімерів, а також використання ферментних препаратів, що містять целюлази, ксиланази, лігнінази та інші ферменти.

Процеси деструкції рослинних решток мають важливе значення для глобального кругообігу вуглецю [22, 43].

Ґрунти є одним із найбільших резервуарів органічного вуглецю на планеті [22]. Важливу роль у формуванні органічної речовини ґрунту відіграють кореневі виділення і рослинні рештки [81].

Ефективність використання вуглецю мікроорганізмами залежить від співвідношення елементів живлення та екологічних умов [61]. Зростання інтенсивності мінералізації органічної речовини може призводити до збільшення емісії CO₂ та посилення парникового ефекту [39, 82].

Сучасні дослідження свідчать, що процеси секвестрації вуглецю значною мірою залежать від характеру взаємодії між рослинними рештками, мікробною біомасою та мінеральною частиною ґрунту [32, 74, 83].

Для оцінки ступеню деструкції рослинних решток використовують фізичні, хімічні та біологічні методи [84, 85]. Найпоширенішими є: метод мішечків-інкубаторів; визначення втрати маси; оцінка вмісту органічного вуглецю; визначення ферментативної активності; оцінка мікробної біомаси; аналіз емісії CO₂.

Сучасні методики дедалі частіше включають молекулярно-біологічні підходи до оцінки структури мікробних угруповань [73, 74]. Використання метагеномних та ферментативних методів дозволяє більш комплексно оцінювати інтенсивність трансформації органічної речовини та функціональний стан ґрунтового мікробіому.

Деструкція рослинних решток є важливою складовою функціонування агроєкосистем та одним із базових механізмів підтримання кругообігу речовин у ґрунті. У процесі мінералізації органічної маси відбувається повернення в ґрунт значної кількості поживних елементів, що забезпечує формування сталого поживного режиму та знижує потребу в синтетичних добривах.

Екологічне значення деструкції полягає також у підтриманні стабільності ґрунтових екосистем, регуляції емісії парникових газів та формуванні сприятливих умов для функціонування ґрунтової біоти.

У сучасних умовах особливого значення набуває концепція керованої деструкції рослинних решток, яка передбачає регулювання швидкості трансформації органічної речовини залежно від агроєкологічних умов та потреб агроценозу. Такі підходи дозволяють поєднати завдання підвищення продуктивності землеробства із забезпеченням екологічної стабільності агроландшафтів.

Аналіз літературних джерел свідчить, що деструкція рослинних решток є одним із ключових процесів функціонування агроєкосистем та важливим чинником відтворення родючості ґрунту [22, 32]. Інтенсивність мінералізації органічної речовини визначається комплексом біотичних і абіотичних

чинників, серед яких особливе значення мають хімічний склад рослинних решток, активність ґрунтової мікрофлори, температура, вологість і система обробітку ґрунту [38–40, 80].

Систематичне використання побічної продукції рослинництва сприяє стабілізації гумусного стану ґрунтів, активізації мікробіологічної діяльності та покращенню екологічної стійкості агроєкосистем [35, 36].

Використання мікробних деструкторів є перспективним напрямом біологізації землеробства, оскільки дозволяє прискорити мінералізацію рослинних решток, підвищити ефективність використання поживних елементів та зменшити антропогенне навантаження на довкілля [15, 31].

Разом із тим питання оптимізації процесів деструкції рослинних решток у різних ґрунтово-кліматичних умовах потребують подальших комплексних досліджень [76, 86].

ОЦІНЮВАННЯ СУЧАСНОГО СТАНУ ДОСТУПНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ПІСЛЯЖНИВНИХ РЕШТОК В УКРАЇНІ

Україна належить до країн із високим рівнем формування післяжнивної біомаси завдяки значним площам посівів зернових і технічних культур. Основними джерелами післяжнивних решток є солома зернових культур, стебла кукурудзи, соняшнику, ріпаку та інші побічні продукти рослинництва. Сучасний стан їхнього використання характеризується значною невідповідністю між загальним обсягом утворення та реально доступним потенціалом для господарського використання.

За оцінками українських та міжнародних дослідників, щорічний теоретичний обсяг утворення рослинних решток в Україні становить понад 90–110 млн т сухої речовини, з яких найбільшу частку формують зернові культури та кукурудза. Разом із тим лише частина цього ресурсу може вважатися технічно та екологічно доступною для вилучення з агроценозів.

Сучасні підходи до оцінювання доступного потенціалу післяжнивних решток базуються на врахуванні валового збору основної продукції, коефіцієнта утворення побічної продукції, технологічних втрат під час збирання, екологічно допустимої частки вилучення рослинної маси, потреб ґрунту в органічній речовині та підтриманні балансу гумусу.

За сучасних умов лише 30–40% загального обсягу післяжнивних решток можуть бути віднесені до категорії доступного потенціалу без суттєвого погіршення агроекологічного стану ґрунтів. Це пов'язано з тим, що значна частина рослинних решток повинна залишатися в полі для підтримання вмісту органічної речовини, захисту ґрунту від ерозійних процесів, регулювання водного режиму, активізації мікробіологічної діяльності та забезпечення процесів гумусоутворення [87].

Найбільший доступний потенціал формують:

- 1) стебла та листостеблова маса кукурудзи;
- 2) солома пшениці озимої;
- 3) рештки соняшнику;
- 4) солома ячменю та ріпаку.

Особливо значні обсяги післяжнивної біомаси формуються у Степовій та Лісостеповій зонах України, де концентрація посівів зернових і технічних культур є найвищою. Водночас саме ці регіони характеризуються дефіцитом органічної речовини у ґрунтах, що обмежує можливості надмірного вилучення рослинних решток. Тому сучасна концепція управління післяжнивною біомасою ґрунтується на принципі часткового відчуження із обов'язковим поверненням частини органічної маси в агроєкосистему.

1. Потенціал післяжнивної маси зернових культур, 2010–2025 рр.

Назва області	Валовий збір зерна, млн т	Потенціал післяжнивної маси, млн т	Доступна побічна продукція, млн т
Вінницька	5,2	6,0	2,1
Волинська	1,5	1,8	0,6
Дніпропетровська	4,8	5,7	2,0
Донецька	1,2	1,4	0,5
Житомирська	2,1	2,5	0,9
Закарпатська	0,4	0,5	0,2
Запорізька	2,0	2,4	0,8
Івано-Франківська	0,9	1,1	0,4
Київська	3,5	4,1	1,4
Кіровоградська	5,0	6,1	2,2
Луганська	0,9	1,1	0,4
Львівська	1,4	1,7	0,6
Миколаївська	3,0	3,6	1,3
Одеська	4,1	4,9	1,7
Полтавська	6,3	7,6	2,7
Рівненська	1,3	1,6	0,5
Сумська	4,2	5,1	1,8
Тернопільська	3,1	3,7	1,3
Харківська	4,7	5,6	2,0
Херсонська	1,1	1,3	0,5
Хмельницька	4,0	4,8	1,7
Черкаська	4,9	5,9	2,1
Чернівецька	0,8	1,0	0,3
Чернігівська	4,5	5,4	1,9
Україна	71,9	86,8	30,9

Примітка: Потенціал післяжнивної маси визначено за співвідношенням зерно : побічна продукція $\approx 1:1,2$. Доступна побічна продукція становить у середньому 35% від загального потенціалу післяжнивної маси з урахуванням екологічно допустимого рівня вилучення рослинних решток із агроценозів

У структурі використання післяжнивних решток в Україні переважають:

- загортання в ґрунт;
- використання на кормові потреби;
- застосування в якості органічного добрива;

- енергетичне використання (паливні гранули, брикети, біогаз, біоетанол).

Рівень енергетичного використання агробіомаси в Україні залишається значно нижчим порівняно з країнами ЄС. За оцінками фахівців, економічно доцільний енергетичний потенціал агробіомаси України перевищує 20 млн т умовного палива, причому майже половина цього ресурсу припадає саме на післяжнивні рештки [87–89].

Суттєвими обмеженнями ефективного використання післяжнивних решток залишаються:

- висока вартість логістики та збирання;
- недостатній рівень технічного забезпечення;
- нерівномірність просторового розміщення біомаси;
- дефіцит органічних добрив;
- ризики деградації ґрунтів при надмірному вилученні рослинних залишків;
- нестабільність урожайності в умовах змін клімату.

2. Доступна побічна продукція сільськогосподарських культур в Україні, 2010–2025 рр.

Культура	Середній валовий збір, млн т	Коефіцієнт утворення побічної продукції	Потенціал післяжнивної маси, млн т	Доступна побічна продукція*, млн т
Зернові колосові	43,5	1,0	43,5	15,2
Кукурудза на зерно	27,0	1,3	35,1	12,3
Соняшник	11,5	2,0	23,0	8,1
Ріпак	2,8	1,8	5,0	1,8
Соя	3,9	1,7	6,6	2,3
Разом	88,7	–	113,2	39,7

Примітка:* – Доступна побічна продукція визначена як частка післяжнивної маси, що може бути вилучена без істотного погіршення балансу органічної речовини ґрунту (у середньому 35%);

Розрахунки виконано на основі усереднених статистичних показників валового збору сільськогосподарських культур в Україні за 2010–2025 рр. та нормативних коефіцієнтів співвідношення основної і побічної продукції. Для зернових колосових співвідношення зерна до соломи прийнято 1:1,0; для кукурудзи – 1:1,3; соняшнику – 1:2,0; ріпаку – 1:1,8; сої – 1:1,7

Додатковим чинником останніх років є вплив воєнних дій, який призвів до скорочення посівних площ, ускладнення логістики та зменшення валового виробництва сільськогосподарської продукції, що безпосередньо вплинуло на загальний обсяг формування післяжнивної біомаси.

Отже, сучасний стан доступного потенціалу післяжнивних решток в Україні характеризується значним ресурсним резервом, який може бути ефективно використаний у системах біологізації землеробства, біоенергетиці та органо-мінеральному живленні культур. Водночас стратегія їхнього використання повинна базуватися на принципах екологічної збалансованості, відтворення родючості ґрунтів та адаптивного управління органічною речовиною агроценозів.

Основні закономірності регіонального розподілу

Проведене оцінювання свідчить, що Україна володіє значним ресурсним потенціалом післяжнвної біомаси, який формується переважно за рахунок високого рівня розвитку зернового та олійного виробництва. Загальний потенціал післяжнвної біомаси становить близько 111,9 млн т сухої речовини на рік, з яких екологічно та технологічно доступними для господарського використання є близько 39,8 млн т. Отримані результати підтверджують, що післяжнвні рештки є одним із найбільш масштабних відновлюваних біоресурсів аграрного сектору України.

Аналіз регіонального розподілу показав суттєву територіальну диференціацію формування біомасового потенціалу. Найвищі показники загального та доступного потенціалу післяжнвної біомаси зосереджені у центральних, північно-східних та частково степових областях України – Полтавській, Вінницькій, Кіровоградській, Дніпропетровській, Черкаській, Харківській та Чернігівській областях. Сукупно на ці регіони припадає понад третина загальноукраїнського доступного потенціалу біомаси.

Домінування зазначених областей пояснюється комплексом агроекологічних та виробничих чинників:

- високою часткою ріллі у структурі земельного фонду;
- значними площами посівів зернових колосових культур, кукурудзи та соняшнику;
- високим рівнем урожайності культур;
- концентрацією інтенсивного аграрного виробництва;
- сприятливими ґрунтово-кліматичними умовами для формування значних обсягів органічної маси.

3. Оцінювання регіонального потенціалу доступності біомаси в Україні

Назва області	Потенціал післяжнивної біомаси, млн т/рік	Доступний потенціал біомаси*, млн т/рік	Частка у загальноукраїнському потенціалі, %
Вінницька	7,2	2,5	6,4
Волинська	2,0	0,7	1,8
Дніпропетровська	6,8	2,4	6,1
Донецька	1,8	0,6	1,5
Житомирська	3,1	1,1	2,8
Закарпатська	0,6	0,2	0,5
Запорізька	3,0	1,0	2,6
Івано- Франківська	1,3	0,5	1,1
Київська	5,0	1,8	4,5
Кіровоградська	7,0	2,5	6,3
Луганська	1,5	0,5	1,2
Львівська	2,2	0,8	1,9
Миколаївська	4,2	1,5	3,7
Одеська	5,4	1,9	4,8
Полтавська	8,5	3,0	7,6
Рівненська	1,9	0,7	1,7
Сумська	5,6	2,0	5,0
Тернопільська	4,1	1,4	3,6
Харківська	6,6	2,3	5,9
Херсонська	1,7	0,6	1,5
Хмельницька	5,3	1,9	4,7
Черкаська	6,9	2,4	6,1
Чернівецька	1,1	0,4	0,9
Чернігівська	6,1	2,1	5,4
Україна	111,9	39,8	100,0

Примітка: * – Доступний потенціал біомаси визначено як екологічно допустиму частку післяжнивної маси, що може бути вилучена з агроценозів без істотного погіршення балансу органічної речовини ґрунту. Для розрахунків прийнято середній рівень доступності 35% від загального потенціалу післяжнивних решток

Особливо вагомим є внесок Полтавської області, де потенціал післяжнивної біомаси становить 8,5 млн т/рік, а доступний ресурс – близько 3,0 млн т/рік, що відповідає 7,6% загальноукраїнського потенціалу. Високими

показниками також характеризуються Вінницька та Кіровоградська області – по 2,5 млн т доступної біомаси щорічно.

Водночас у західних областях України рівень формування післяжнивної біомаси є нижчим, що обумовлено меншою площею орних земель, вищою часткою природних кормових угідь, складнішим рельєфом та меншою концентрацією високопродуктивних агроценозів. Найменший потенціал характерний для Закарпатської, Чернівецької та Івано-Франківської областей, де обсяги доступної біомаси не перевищують 0,2–0,5 млн т/рік.

Структура післяжнивної біомаси в Україні формується переважно за рахунок:

- соломи зернових колосових культур;
- кукурудзиння;
- стеблової маси соняшнику;
- рослинних решток ріпаку та сої.

Саме ці види побічної продукції характеризуються найбільшими валовими обсягами утворення та мають найвищий потенціал для використання у системах біологізації землеробства, біоенергетиці та виробництві органо-мінеральних добрив.

Важливо зазначити, що оцінювання доступного потенціалу біомаси здійснювалося з урахуванням екологічних обмежень щодо допустимого рівня вилучення рослинних решток із агроценозів. Це має принципове значення для забезпечення стабільності гумусового стану ґрунтів, підтримання біологічної активності, покращення водно-фізичних властивостей ґрунту та запобігання розвитку деградаційних процесів. Тому в розрахунках використано середній норматив екологічно допустимого вилучення на рівні 35% від загального потенціалу післяжнивної маси.

Отримані результати свідчать, що Україна має значні перспективи розвитку циркулярної біоекономіки та біоенергетики на основі використання аграрної біомаси. За сучасних умов післяжнивні рештки можуть розглядатися не лише як побічний продукт рослинництва, а як стратегічний ресурс для формування органо-мінеральних систем удобрення, відновлення балансу органічної речовини ґрунту, зниження викидів парникових газів, виробництва біогазу та біометану, виготовлення твердих біопалив, підвищення енергетичної незалежності аграрного сектору.

ТИПИ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР ТА ОСОБЛИВОСТІ ЇХ ДЕСТРУКЦІЇ

Рослинні рештки сільськогосподарських культур є основним джерелом свіжої органічної речовини в агроєкосистемах та важливим чинником формування гумусного стану ґрунту, біологічної активності й кругообігу поживних елементів [3, 4, 8]. Їх хімічний склад, морфологічні особливості та швидкість деструкції істотно відрізняються залежно від біологічних властивостей культури, співвідношення структурних і легкогідролізованих сполук, вмісту лігніну, целюлози, фенольних компонентів та співвідношення вуглецю до азоту (C:N) [63, 68, 90].

У сучасному землеробстві рослинні рештки умовно поділяють на кілька основних типів:

- злакові;
- бобові;
- технічні;
- олійні;
- просапні;
- сидеральні культури.

Злаковий тип рослинних решток

До злакового типу належать рештки пшениці, ячменю, жита, вівса та інших зернових культур. Вони характеризуються високим вмістом целюлози та геміцелюлози, значною часткою лігніну та широким співвідношенням C:N, яке часто становить 60–100:1 [5, 24].

Розкладання злакової соломи відбувається відносно повільно через дефіцит азоту для розвитку целюлозолітичної мікрофлори. У початковий період деструкції часто спостерігається іммобілізація азоту ґрунту мікроорганізмами [6]. Водночас солома зернових культур добре колонізується сапротрофною мікрофлорою та за оптимального азотного живлення і достатнього зволоження здатна швидко мінералізуватися [7].

Злакові рештки мають важливе значення для стабілізації органічної речовини ґрунту, покращення його структури та захисту від ерозійних процесів [10].

Бобовий тип рослинних решток

До бобового типу належать рештки сої, гороху, нуту, сочевиці, люпину та інших зернобобових культур. Вони характеризуються підвищеним умістом

азоту, білкових сполук і відносно вузьким співвідношенням C:N, яке зазвичай становить 15–30:1 [20].

Традиційно вважається, що бобові рештки розкладаються швидше порівняно із злаковими культурами завдяки високому вмісту азоту та значній частці легкодоступних органічних сполук [18]. Однак сучасні дослідження свідчать, що швидкість деструкції бобових решток визначається не лише співвідношенням C:N, а й якісним складом органічної речовини, насамперед вмістом фенольних сполук, лігніну та вторинних метаболітів [81].

Особливе місце серед бобових культур займає Soybean. Незважаючи на відносно низьке співвідношення C:N, у польових умовах рештки сої нерідко характеризуються уповільненою деструкцією порівняно із соломою зернових культур. Це пояснюється специфічним хімічним складом соєвої біомаси.

Соєві рештки містять: фенольні кислоти; ізофлавіони; таніноподібні речовини; лігноцелюлозні комплекси; значну кількість структурних полімерів.

Фенольні сполуки здатні пригнічувати активність целюлозолітичної мікрофлори та інгібувати ферментативні процеси розкладання органічної речовини [91]. Вони знижують активність целюлаз, оксидаз, дегідрогеназ та інших ферментів, що беруть участь у трансформації рослинної маси.

Крім того, стебла сої характеризуються щільною анатомічною будовою та значною кількістю лігніфікованих тканин, особливо у прикореневій частині рослин. У посушливих умовах Степу України це може призводити до уповільнення мінералізації рослинних решток і часткового «консервування» органічної маси [17].

Таким чином, інтенсивність деструкції соєвих решток визначається комплексною взаємодією:

- співвідношення C:N;
- вмісту фенольних речовин;
- рівня лігніфікації тканин;
- вологості ґрунту;
- активності ґрунтової мікробіоти.

Це свідчить про необхідність диференційованого підходу до управління деструкцією решток бобових культур у системах біологізації землеробства.

Технічний та олійний тип рослинних решток

До цієї групи належать рештки соняшнику, ріпаку, гірчиці та інших олійних культур. Вони характеризуються високим вмістом лігніну, воскових речовин і фенольних сполук [92].

Рештки соняшнику мають широке співвідношення C:N та підвищений вміст важкодоступних полімерів, що обумовлює їх повільне розкладання. Крім того, фенольні сполуки соняшнику можуть проявляти алелопатичний ефект і пригнічувати розвиток окремих груп мікроорганізмів [93].

Ріпакова солома характеризується дещо швидшою мінералізацією завдяки нижчому вмісту лігніну та кращому азотному забезпеченню.

Просапний тип рослинних решток

Рештки кукурудзи, сорго та інших просапних культур характеризуються високою масою рослинних залишків, значним умістом целюлози та лігніну й широким співвідношенням C:N [94].

Особливо повільно розкладаються стеблові рештки кукурудзи, які містять значну кількість структурних полімерів. Їх ефективна деструкція потребує достатнього азотного живлення та активної діяльності спеціалізованих мікроорганізмів [50].

Сидеральні культури

Сидеральні культури формують легкодоступну органічну масу з відносно низьким співвідношенням C:N і високим умістом азоту [95]. Їх рештки швидко мінералізуються та сприяють активізації біологічних процесів у ґрунті.

Особливо цінними є бобові сидерати, які здатні додатково збагачувати ґрунт біологічним азотом та стимулювати розвиток корисної мікрофлори.

Загальні закономірності деструкції рослинних решток

Швидкість розкладання рослинних решток визначається не лише їх належністю до певного типу, а й комплексом взаємопов'язаних чинників:

- хімічним складом органічної маси;
- співвідношенням C:N;
- вмістом лігніну та фенольних речовин;
- температурним режимом;
- вологозабезпеченням;
- системою обробітку ґрунту;
- активністю мікробного комплексу.

У сучасних системах біологізації землеробства особливого значення набуває керована деструкція рослинних решток, яка передбачає оптимізацію процесів мінералізації органічної речовини шляхом використання мікробіологічних препаратів, адаптивних систем обробітку ґрунту та диференційованого підходу до різних типів рослинної маси.

Волокнисті та грубоволокнисті рослинні рештки

Важливим критерієм класифікації рослинних решток є ступінь їх волокнистості, який визначається вмістом структурних полімерів – целюлози, геміцелюлози та лігніну. За цією ознакою рослинні рештки поділяють на волокнисті та грубоволокнисті, що має важливе значення для прогнозування швидкості їх деструкції, гуміфікації та участі у формуванні органічної речовини ґрунту [12, 94].

Волокнисті рослинні рештки

До волокнистих належать рештки культур із помірним умістом структурних вуглеводів і відносно нижчим ступенем лігніфікації тканин. До цієї групи переважно відносять: пшеницю; ячмінь; овес; жито; ріпак; частково сою.

Такі рештки характеризуються: середнім умістом целюлози; помірною щільністю тканин; відносно кращою доступністю для мікроорганізмів; більш рівномірною колонізацією мікробіотою.

Їх деструкція відбувається порівняно інтенсивно за достатнього азотного живлення та оптимального зволоження [92]. Волокнисті рештки є важливим джерелом лабільної органічної речовини та беруть активну участь у процесах гумусоутворення.

Особливе місце серед волокнистих решток займає Soybean. Попри належність сої до бобових культур і відносно вузьке співвідношення C:N, її рештки не завжди характеризуються швидкою деструкцією. Це пов'язано з високим умістом фенольних сполук, ізофлавонів та значною часткою лігніфікованих тканин у стеблах. Унаслідок цього соєві рештки часто займають проміжне положення між типовими бобовими та волокнистими рослинними рештками. У посушливих умовах Степу України вони можуть розкладатися повільніше, ніж солома зернових культур, особливо за поверхневого розміщення рослинної маси та дефіциту вологи [17].

Фенольні сполуки сої здатні: інгібувати активність целюлозолітичної мікрофлори; уповільнювати ферментативний гідроліз; пригнічувати активність окремих груп грибів і бактерій; стабілізувати органічну речовину у вигляді стійких поліфенольних комплексів.

Це свідчить про те, що інтенсивність деструкції визначається не лише співвідношенням C:N, а й якісним складом органічної речовини.

Грубоволокнисті рослинні рештки

До грубоволокнистих належать рештки культур із високим умістом целюлози, геміцелюлози та лігніну, значним ступенем лігніфікації тканин і

широким співвідношенням C:N. До цієї групи належать: кукурудза; соняшник; сорго; багаторічні злакові трави; грубі стеблові рештки технічних культур.

Такі рештки характеризуються: високою механічною міцністю; щільною анатомічною будовою; низькою доступністю для мікроорганізмів; повільною мінералізацією.

Особливо повільно трансформуються лігноцелюлозні комплекси кукурудзи та соняшнику, де вміст лігніну може перевищувати 15–20% сухої речовини [90]. Високе співвідношення C:N часто призводить до тимчасової іммобілізації азоту ґрунту та зниження доступності елементів живлення для наступних культур.

Грубоволокнисті рештки відіграють важливу роль у:

- стабілізації гумусу;
- формуванні агрономічно цінної структури ґрунту;
- покращенні водоутримувальної здатності;
- захисті ґрунту від ерозії;
- секвестрації органічного вуглецю.

Однак їх ефективна деструкція потребує:

- достатнього зволоження;
- оптимального азотного забезпечення;
- активної діяльності целюлозолітичної та лігнінолітичної мікрофлори;
- застосування мікробіологічних препаратів-деструкторів;
- якісного механічного подрібнення рослинної маси.

У сучасних системах біологізації землеробства саме диференційований підхід до різних типів рослинних решток – волокнистих і грубоволокнистих – є основою ефективного управління процесами трансформації органічної речовини та відтворення родючості ґрунтів.

ТЕОРЕТИЧНІ ПОНЯТТЯ РОЗКЛАДАННЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

Розкладання рослинних решток – це біологічний процес, внаслідок якого органічні залишки рослин розкладаються мікроорганізмами і утворюють органічну масу, що збагачує ґрунт.

Розкладання рослинних решток є складним біогеохімічним процесом, у якому органічна речовина залишків трансформується під впливом біотичних та абіотичних факторів, включаючи дію мікроорганізмів, кліматичні умови та властивості ґрунту. У процесі розкладання рослинні рештки поступово втрачають свою масу, поживні елементи (азот, фосфор, калій) та органічні сполуки переходять у ґрунт, де вони відіграють ключову роль у формуванні гумусу та підтриманні родючості ґрунту.

Процес розкладання рослинних решток можна умовно розділити на кілька етапів:

1. Механічне руйнування решток. Цей етап включає механічну фрагментацію рослинних решток під впливом фізичних факторів (вітер, вода) та дії ґрунтових організмів (дощові черви, комахи).

2. Мікробна деструкція. Мікроорганізми, зокрема бактерії та гриби, є основними агентами розкладання. Вони використовують органічну речовину як джерело енергії та вуглецю, розщеплюючи її до простіших сполук. Інтенсивність цього процесу залежить від співвідношення вуглецю до азоту (C:N) у рештках, їхнього хімічного складу (лігнін, целюлоза) та активності мікробного угруповання.

3. Мінералізація органічної речовини. На цьому етапі складні органічні сполуки розкладаються до простих мінеральних форм, які можуть бути доступні рослинам. Мінералізація є важливим джерелом поживних елементів у ґрунті.

4. Гуміфікація. Частина органічної речовини, що не розкладається до кінця, перетворюється на стабільні гумусові речовини, які забезпечують довготривалу родючість ґрунту.

Розкладання рослинних решток є багатофакторним процесом, який залежить від:

➤ **Хімічного складу решток.** Рештки з високим вмістом лігніну або воскових сполук розкладаються повільніше, ніж ті, що багаті на легкодоступні цукри та азот.

➤ **Ґрунтово-кліматичних умов.** Температура, вологість і рН ґрунту значно впливають на швидкість мікробної активності та процеси мінералізації.

➤ **Участі ґрунтових організмів.** Дощові черви, гриби та бактерії сприяють швидшому розкладанню завдяки руйнуванню структури решток і забезпеченню доступу до них інших організмів.

Розкладання рослинних решток має велике екологічне та агрономічне значення та є ключовим фактором у підтриманні екологічної рівноваги агроєкосистем. Завдяки цьому процесу забезпечується:

- повернення поживних елементів у ґрунт, що знижує потребу в мінеральних добривах;
- підвищення стабільності органічної речовини ґрунту та його здатності до накопичення вуглецю, що сприяє пом'якшенню змін клімату;
- поліпшення фізичних властивостей ґрунту, таких як водопроникність, структура та аерація.

Визначення ступеню деструкції рослинних решток у методиках базується на кількісному та якісному аналізі зміни маси решток, вмісту органічного вуглецю та поживних елементів, а також вивченні активності ґрунтової біоти. Такі дослідження дозволяють оцінити ефективність розкладання та його вплив на ґрунтові ресурси в умовах сучасного сільського господарства.

Використання рослинних решток у сільському господарстві

Розуміння хімічного складу рослинних решток дозволяє оптимізувати управління їх розкладанням для підтримки ґрунтової родючості.

Щороку соломи та стебел кукурудзи накопичується близько 25–30 млн т. Таким чином на 1 т зерна припадає близько 1 т побічної продукції (листочкової маси) яка зараз практично не використовується тваринництвом, основну масу якої нині не використовують у тваринництві. Удобрювальна ефективність 1 т подрібненої і загорнутої у ґрунт соломи та іншої побічної продукції рослинництва еквівалентна 3,5–4,0 т напівперепрілого гною. До того ж загортання соломи в ґрунт у місцях її збирання позбавляє необхідності витрачати кошти на її транспортування, скиртування тощо.

Аналіз середньої урожайності основних сільськогосподарських культур (пшениця, ячмінь, кукурудза, соя, ріпак, соняшник) і визначення винесення елементів живлення ними з урожаєм основної та побічної продукції свідчить, що найбільше азоту на створення 1 т основної та побічної продукції використовують ріпак та соя – 65,0 та 57,0 кг/т, дещо менше – соняшник – 44,0 кг/т, а найменше – зернові колосові та кукурудза на зерно. При цьому з

листочекловою масою соняшнику азоту повертається в ґрунт 74%, ріпаку – 60%, кукурудзи – 51%, а стерньових культур – 24–32%.

Фосфору (P_2O_5) більше використовують на створення одиниці продукції рослини ріпаку (49,0 кг/т) і соняшнику (30,7 кг/т), а соя та зернові – близько 14,5–17,5 кг/т. З побічною продукцією соняшнику до ґрунту повертається 54% цього елемента, ріпаку та кукурудзи на зерно – 35,8 та 34,0, сої – 27,8, а зернових колосових – 17,1–17,6%.

Калію (K_2O) більше за інші культури на створення всієї продукції використовує соняшник – 100 кг/т, менше ріпак – 41,0 та кукурудза на зерно – 27,6, а соя та зернові – 16,3–20,3 кг/т. З листочекловою масою соняшнику до ґрунту повертається 94,0% цього елемента, кукурудзи на зерно – 98,5, ячменю – 92,0%. Близько 68,1–72,4% калію до ґрунту повертається із соломом пшениці та ріпаку, а сої – лише 32,0%.

4. Орієнтовна урожайність основних сільськогосподарських культур в Україні та потенційний винос з нею елементів живлення

Культура	Урожайність культур, т/га	Винос елементів живлення середнім урожаєм сільськогосподарських культур, кг/га*					
		при відчуженні побічної продукції з поля			при розсіюванні побічної продукції по поверхні ґрунту		
		N	P	K	N	P	K
Пшениця	8,00	230,4	126,4	148,0	174,4	104,0	47,2
Ячмінь	6,06	139,4	106,0	98,8	94,0	87,8	10,8
Кукурудза	10,2	256,5	153,9	283,1	125,9	101,7	10,2
Соя	3,23	184,1	46,9	65,6	133,8	33,8	44,6
Ріпак	3,74	243,4	183,5	153,4	96,8	117,8	42,2
Соняшник	3,47	152,8	106,6	347,0	39,0	51,2	17,6

Примітка: * – середньозважений показник за даними В.В. Лихочвора, Є.М. Білецького, М.А. Бобро, С.Ю. Булигіна, М.П. Петухова, Е.А. Панова, Н.Х. Дубини, В.М. Ключковського, А.В. Петербургського, Л.Л. Зіневича, Андрієнка А.Л.

Повернення у ґрунт побічної продукції сільськогосподарських культур обумовлює суттєві зміни в показниках виносення елементів живлення. Так, за повернення в ґрунт листочеклової маси рослин, найбільшу кількість азоту з урожаєм основної продукції виносять пшениця, соя, кукурудза на зерно – 174,4; 133,8 та 125,9 кг/га відповідно, а ріпак та ячмінь – 96,9–94,0 кг/га. Соняшник виносить із зазначеним урожаєм лише 39 кг/га азоту.

Найбільшу кількість фосфору (P_2O_5) з ґрунту витрачає ріпак – 117,8 кг/га, озима пшениця – 104 кг/га та кукурудза на зерно – 101,7 кг/га, а найменше – соя – 33,8 кг/га. Калію (K_2O) більше за інші культури виносять пшениця, соя та ріпак – 47,2; 44,6 та 42,2 кг/га відповідно.

5. Повернення елементів живлення в ґрунт з побічною продукцією сільськогосподарських культур, %

Культура	N	P	K
Пшениця	24,4	17,6	68,1
Ячмінь	26,1	13,7	72,7
Кукурудза	51,0	34,0	91,5
Соя	27,3	27,7	31,9
Ріпак	60,3	35,8	72,5
Соняшник	74,4	52,0	91,9

Традиційно вважалося, що соняшник виснажує ґрунт. Однак це твердження перебільшено, бо повернення елементів живлення з рослинними рештками відносно їх господарського виносу в соняшнику становить: N – 74%, P_2O_5 – 52, K_2O – 92%, а, наприклад, у ріпаку: N – 60%, P_2O_5 – 36, K_2O – 72%; кукурудзи: N – 51%, P_2O_5 – 34, K_2O – 94%; сої: N – 27%, P_2O_5 – 28, K_2O – 32%; зернових колосових: N – 24–32%, P_2O_5 – 17–18, K_2O – 68–72% [96].

Фактори, що впливають на розкладання рослинних решток

Температура і вологість ґрунту є одними з найважливіших факторів, що визначають швидкість і ступінь розкладання рослинних решток. Ці два параметри впливають на активність ґрунтових мікроорганізмів, фізико-хімічні процеси в ґрунті, а також на доступність поживних речовин, що вивільняються в процесі деструкції.

Температура ґрунту визначає інтенсивність метаболічних процесів у ґрунтовій біоті, яка є основним рушієм розкладання органічної речовини. Вважається, що оптимальний температурний діапазон для активності мікроорганізмів і ферментативних реакцій у ґрунті становить +25...+35°C.

Низькі температури. За температури нижче +10°C розкладання значно уповільнюється через зниження активності мікроорганізмів. Наприклад, у холодному кліматі рештки рослин можуть залишатися практично нерозкладеними протягом кількох років, що призводить до накопичення органічної речовини у верхніх шарах ґрунту.

Оптимальні температури. При середніх температурах (+20...+30°C) спостерігається максимальна швидкість деструкції, оскільки мікроорганізми працюють найбільш ефективно. Це пояснюється зростанням швидкості ферментативних реакцій, які розщеплюють складні органічні сполуки, такі як лігнін та целюлоза.

Високі температури. За температури понад +35...+40°C активність мікроорганізмів може знижуватися через термострес, особливо в умовах недостатньої вологості. Проте в теплих регіонах, де зберігається достатній рівень вологості, швидкість розкладання може залишатися високою.

Вологість ґрунту безпосередньо впливає на процеси розкладання, забезпечуючи середовище для життєдіяльності мікроорганізмів, транспорт поживних речовин і ферментативну активність.

Низька вологість (посуха). У сухих умовах розкладання сповільнюється через обмеження доступу мікроорганізмів до органічної речовини та зниження метаболічної активності. Крім того, у посушливих умовах утруднюється розчинення поживних речовин і транспортування субстратів у ґрунті [63].

Оптимальна вологість. Найбільш сприятливий рівень вологості для мікробної активності становить 50–70% від загальної вологоємності ґрунту. У цих умовах ґрунт забезпечує достатній об'єм води для підтримки метаболічної активності мікроорганізмів, а також аерацію, необхідну для окислювальних процесів [40].

Надмірна вологість. У перезволожених ґрунтах, особливо за анаеробних умов, процеси розкладання сповільнюються через брак кисню. Анаеробні умови сприяють утворенню метану та інших відновлених сполук, що змінює характер розкладання і може призводити до накопичення органічної речовини [97].

Температура і вологість діють синергічно, визначаючи загальну швидкість і ефективність розкладання рослинних решток. Наприклад:

- у регіонах із високою температурою, але низькою вологістю (пустеля), розкладання значно уповільнене через обмежену активність мікроорганізмів;
- у тропічних умовах із достатньою кількістю опадів розкладання відбувається дуже швидко, і поживні елементи швидко повертаються в ґрунт.

Розуміння впливу температури і вологості на розкладання рослинних решток має практичне значення для управління органічними залишками в агроєкосистемах. Наприклад:

- у посушливих регіонах важливо зберігати ґрунтову вологість шляхом мінімального обробітку або використання спеціальних покривних культур;
- у регіонах із холодним кліматом рекомендується мульчування решток для збереження тепла і підвищення активності мікробіоти.

Мікробіологічна активність ґрунту є ключовим фактором, що визначає швидкість і ступінь розкладання рослинних решток. Мікроорганізми, зокрема бактерії, гриби та актиноміцети, є основними агентами деструкції органічної речовини. Вони виконують функцію ферментативного розщеплення складних органічних сполук на простіші, а також мінералізації цих речовин, забезпечуючи повернення поживних елементів у ґрунт.

Роль мікроорганізмів у розкладанні рослинних решток:

➤ **Бактерії** відіграють важливу роль у швидкому розкладанні легкодоступних органічних сполук, таких як прості цукри, органічні кислоти та амінокислоти. Вони мають високу адаптивність до змінних умов ґрунту і можуть швидко відновлювати чисельність у разі наявності субстрату [75].

➤ **Гриби** є основними деструкторами складних полімерів, таких як лігнін, целюлоза та геміцелюлоза. Вони здатні проникати в тканини рослинних решток завдяки своїм міцеліям і виділяти лігнінолітичні ферменти (лігнінази, целюлази), що забезпечують глибоке розщеплення органічних матеріалів [60].

➤ **Актиноміцети** – мікроорганізми, що є проміжною ланкою між бактеріями та грибами, активно беруть участь у розкладанні целюлози та інших складних органічних сполук, особливо за умов недостатнього зволоження [69].

➤ **Мікоризні гриби** (ендо- та ектомікоризні) утворюють симбіотичні зв'язки з коренями рослин і можуть впливати на розкладання рослинних решток шляхом виділення ферментів, які розщеплюють органічну речовину навколо кореневої системи [70].

Етапи мікробіологічної деструкції:

1. **Початковий етап.** На цьому етапі мікроорганізми розщеплюють легкодоступні сполуки, такі як цукри та органічні кислоти. Цей процес є швидким і забезпечує енергію для подальшої активності мікробів.

2. **Деструкція целюлози та геміцелюлози.** Розщеплення цих компонентів є основним завданням для грибів і актиноміцетів. Целюлоза розкладається до глюкози, яка потім використовується мікроорганізмами як джерело енергії [12].

3. **Розкладання лігніну.** Лігнін є найбільш стійким до деструкції компонентом рослинних решток. Його розкладання відбувається під дією спеціалізованих ферментів, таких як лігнінази та лактази, що виділяються грибами [60].

Високе співвідношення вуглецю до азоту (C:N) уповільнює розкладання, оскільки мікроорганізми відчують нестачу азоту для побудови біомаси [6, 8].

На мікробіологічну активність ґрунту впливає:

➤ **Температура і вологість ґрунту.** Оптимальні умови для мікробної активності становлять температури +20...+30°C і вологість у межах 50–70% від повної вологості ґрунту. Відхилення від цих параметрів може значно уповільнити деструкцію [97].

➤ **Рівень аерації ґрунту.** Аеробні мікроорганізми потребують кисню для своєї діяльності, тому погана аерація ґрунту може знижувати їх активність і сповільнювати розкладання [11].

➤ **Хімічний склад решток.** Високий вміст лігніну та воскових сполук у рослинних рештках ускладнює їх розкладання мікроорганізмами [63].

Мікробіологічна активність є ключовим фактором у циклічності утворення та міграції поживних речовин в агроєкосистемах. Активне розкладання рослинних решток: забезпечує повернення поживних елементів у ґрунт, що зменшує потребу в мінеральних добривах; підтримує формування гумусу, який сприяє збереженню родючості ґрунту; поліпшує структуру ґрунту та його водоутримувальну здатність.

Хімічний склад рослинних решток є одним із ключових факторів, що визначає швидкість і ступінь їх розкладання в ґрунті. Співвідношення вуглецю до азоту (C:N), вміст лігніну, целюлози, геміцелюлози, фенольних сполук та інших біополімерів впливають на доступність субстрату для мікроорганізмів і характер процесів деструкції.

Основні компоненти рослинних решток і їх вплив на деструкцію.

1. **Співвідношення вуглецю до азоту (C:N)** є критичним показником, що впливає на доступність азоту для ґрунтових мікроорганізмів [98]:

- Рослинні рештки з низьким співвідношенням C:N (менше 20:1) розкладаються швидко, збагачуючи ґрунт доступними формами азоту, оскільки містять в собі достатньо цього елементу для активного живлення мікробної біомаси. Однак, висока швидкість розкладання може спричинити втрати азоту у вигляді газів, якщо не забезпечити оптимальних умов

(наприклад, мульчування). Низьке співвідношення C:N мають післяжнивні рештки сої, люцерни та зелена маса бобових.

- Рослинні рештки з високим C:N (понад 30:1) розкладаються повільніше, оскільки недостатня кількість азоту в них обмежує активність мікробної біомаси. Для покриття дефіциту азоту під час розкладання таких рослинних решток мікроорганізми починають витрачати мінеральний азот ґрунту. Внаслідок такої іммобілізації, азот ґрунту втрачає доступність для рослин. Виникає тимчасова азотна депресія. Після завершення розкладання та загибелі мікроорганізмів, азот повертається в ґрунт, але процес є повільним. Компостування або додавання азотних добрив покривають дефіцит та прискорюють розкладання рослинних решток. Низьке співвідношення C:N мають солома пшениці та кукурудзи.

2. **Лігнін** є одним із найстійкіших компонентів рослинних решток. Він утворює складні, нерозчинні структури, що захищають целюлозу і геміцелюлозу від ферментативного розкладання. Високий вміст лігніну уповільнює розкладання, оскільки його деградація потребує спеціалізованих ферментів (лігнінази, лактази), що виділяються лише певними видами грибів [60]. Наприклад, рештки соняшнику мають високий вміст лігніну, що пояснює їх тривале збереження в ґрунті. Вони повільно розкладаються та сприяють тривалому накопиченню органічної речовини в ґрунті. Їх можна використовувати для створення довготривалих гумусових запасів.

3. **Целюлоза і геміцелюлоза** – ці вуглеводи є основним джерелом енергії для ґрунтових мікроорганізмів.

- Целюлоза розщеплюється до глюкози за допомогою ферментів целюлази, що забезпечує швидке розкладання в сприятливих умовах [12].

- Геміцелюлоза, хоча й менш стійка за лігнін, також потребує специфічних ферментів для її деградації.

4. **Фенольні сполуки** та інші вторинні метаболіти рослин, такі як таніни, можуть інгібувати активність мікроорганізмів і уповільнювати розкладання решток. Їх висока концентрація в певних культурах, наприклад, у рештках сої, створює хімічний бар'єр для деструкції [99].

5. **Мінеральний склад.** Вміст макро- та мікроелементів у рослинних рештках, таких як кальцій, магній, калій, також впливає на розкладання. Наприклад:

- Кальцій сприяє утворенню стабільних гумусових речовин, прискорюючи їхнє мінералізування [35].

- Високий вміст калію в рештках кукурудзи забезпечує активізацію мікроорганізмів, що сприяє їхній швидшій деградації.

6. Воскові сполуки та лігніноцелюлозні комплекси покривають поверхню рослинних решток та утворюють фізичний бар'єр для проникнення мікроорганізмів. Такі речовини характерні для кукурудзи та соняшнику і знижують доступність решток для біодеградації [38].

МЕТОДИ ОЦІНКИ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК

Оцінка деструкції рослинних решток є важливим аспектом агроекологічних досліджень, оскільки цей процес впливає на кругообіг поживних речовин, формування гумусу та якість ґрунту. Для визначення ступеню розкладання рослинних решток застосовують різноманітні методи, що базуються на фізико-хімічних, біологічних та аналітичних засадах.

6. Порівняльна характеристика методів оцінки деструкції рослинних решток

Метод	Складність виконання	Точність	Вартість	Основна сфера застосування
Ізотопний	висока	висока	дуже висока	вивчення колообігу елементів
Ензиматичний	висока	висока	висока	лабораторні дослідження
Хімічний аналіз	середня	висока	висока	дослідження хімічного складу
Мікробіологічний	середня	висока	висока	біологічна активність мікробів
CO ₂ -флюкси	середня	висока	середня	оцінка мінералізації органіки
Масо-метричний рамковий	низька	середня	низька	польові експерименти

Ізотопний метод базується на використанні стабільних ізотопів вуглецю (¹³C) та азоту (¹⁵N) для відстеження змін у рослинних рештках.

Принцип: рослинні рештки позначають ізотопами, після чого відстежують їх міграцію у ґрунті.

Процедура:

- підготовка ізотопно-мічених зразків рослинних решток;
- закладка зразків у ґрунт з подальшим аналізом ізотопного складу ґрунту, газів і мікроорганізмів.

Переваги: висока точність у відстеженні кругообігу елементів.

Недоліки: висока вартість і потреба в спеціалізованому обладнанні [81].

Ензиматичний аналіз базується на визначенні активності ферментів, що беруть участь у розкладанні органічної речовини (целюлаза, лігніназа, пероксидаза).

Принцип: вимірювання активності ферментів, що каталізують розщеплення целюлози, геміцелюлози та лігніну.

Процедура:

- зразки (рослинні рештки або ґрунт) обробляють специфічними реагентами;
- оцінюють продукти ферментативної реакції за допомогою спектрофотометрії або флуориметрії.

Переваги: висока чутливість, можливість оцінки активності окремих ферментів.

Недоліки: трудомісткість і залежність від лабораторних умов [100].

Хімічний аналіз складу решток спрямований на визначення змін хімічного складу рослинних решток у процесі їх розкладання.

Принцип: визначення вмісту основних органічних компонентів (целюлоза, геміцелюлоза, лігнін, азот) до та після експозиції рослинних решток у ґрунті.

Процедура:

- зразки подрібнюють і проводять аналіз хімічного складу за допомогою аналітичних методів (екстракція, спектроскопія);
- порівнюють зміни в концентраціях органічних і мінеральних компонентів.

Переваги: забезпечує точні дані про деградацію окремих компонентів.

Недоліки: складність і висока вартість аналізу [12].

Мікробіологічний метод дозволяє оцінити деструкцію рослинних решток за показниками чисельності та активності ґрунтових мікроорганізмів.

Принцип: вивчення мікробної біомаси, яка забезпечує деструкцію решток.

Процедура:

- відбирають проби ґрунту що безпосередньо контактують з рослинними рештками;
- проводять облік чисельності мікроорганізмів і їх ферментативної активності.

Переваги: інтегральна оцінка процесів деструкції.

Недоліки: високий рівень складності і необхідність сучасного обладнання [75].

Визначення викидів вуглекислого газу (метод CO₂-флюксів)
використовується для оцінки мінералізації органічної речовини шляхом вимірювання обсягу викидів CO₂ з ґрунту.

Принцип: мікробіологічна деструкція рослинних решток супроводжується викидом CO₂, який можна зафіксувати за допомогою газоаналізаторів або методом замкнених камер.

Процедура:

- зразки закладають у ґрунт, покривають камерами для збору газів;
- вміст CO₂ визначають через певні інтервали часу.

Переваги: дає змогу оцінити інтенсивність процесів мінералізації.

Недоліки: вимагає спеціалізованого обладнання [97].

Масо-метричний рамковий метод базується на вимірюванні втрати маси рослинних решток у процесі їх розкладання.

Принцип: зважування початкової маси рослинних решток і порівняння з їх залишковою масою після певного періоду експозиції в ґрунті.

Процедура:

- зразки висушують до постійної абсолютно-сухої маси;
- зразки поміщають у спеціальні рамки з сіткою (часто з нейлону) і закопують в ґрунт;
- через визначені проміжки часу рамки витягують, рештки очищають від ґрунту, висушують і зважують.

Переваги: простота виконання та низька вартість.

Недоліки: може не враховувати втрати вуглекислого газу через мінералізацію органічної речовини [101, 102].

Отже, вибір методу залежить від мети дослідження, доступних ресурсів та рівня точності. Комплексне використання кількох методів дозволяє отримати найбільш повну картину процесу деструкції рослинних решток.

ОБЛІК БІОЛОГІЧНОЇ АКТИВНОСТІ ҐРУНТУ МЕТОДОМ ЛЯНИХ ПОЛОТЕН

Досить точне уявлення про дію різних агротехнічних заходів на інтенсивність розкладання рослинних решток сільськогосподарських культур у ґрунті дають методи обліку біологічної активності ґрунту за розкладанням целюлози – соломи і лляного волокна [11]. Для оцінювання активності ґрунтової мікрофлори широко застосовують методи визначення ступеня та швидкості розкладання лляного полотна. Існує щонайменше дві основні модифікації методу: вертикальна – із використанням скляних пластин, обтягнутих лляною тканиною, та горизонтальна – із закладанням окремих відрізків полотна в ґрунт.

За вертикального способу добре виміті у хромовій суміші скляні пластинки завширшки 10 см обтягують лляною тканиною і вертикально вставляють у ґрунт так, щоб тканина щільно прилягала до рівної стінки ґрунту. Висота скляних пластин має відповідати глибині досліджуваного шару ґрунту. Після встановлення пластини засипають ґрунтом, який ущільнюють до природної щільності. Через кожні 3–4 тижні після закладання досліду пластини виймають із ґрунту і за ступенем розкладання тканини візуально визначають найбільш біологічно активні шари ґрунту. Загальну кількість пластин визначають залежно від тривалості спостережень, частоти обліків і повторності досліду.

За горизонтального способу швидкість розкладання лляного полотна визначають за втратою його маси у сухому стані. Для цього готують відрізки лляної тканини з попередньо визначеною масою, наприклад 3 г. На дослідній ділянці намічають не менше чотирьох майданчиків прямокутної форми шириною 25–30 см, з яких знімають шар ґрунту на глибину закладання полотна. Дно виїмки вирівнюють і на нього розміщують відрізки полотна на відстані 30–40 см один від одного. Кількість відрізків має відповідати кількості запланованих строків обліку. Після закладання полотна засипають ґрунтом та ущільнюють до природного стану. У визначені строки окремі полотна відкопують, очищають від ґрунту, висушують до повітряно-сухого стану і зважують.

Для вивчення інтенсивності розкладання рослинного матеріалу в орному шарі ґрунту до глибини 20–25 см зручно застосовувати модифікацію горизонтального способу із використанням циліндричного бура діаметром 10–20 см. В одну свердловину закладають кілька кружків лляного полотна на різну глибину, наприклад 5, 10, 15 і 20 см. Місцезнаходження свердловин фіксують кілками. У кожний строк визначення розкривають 3–4 свердловини, виймають

полотна, очищають їх від ґрунту, висушують до повітряно-сухого стану та зважують. Загальну кількість свердловин визначають залежно від тривалості спостережень і повторності дослідів.

Записи й розрахунки ведуть за формою, наведеною у таблиці.

7. Інтенсивність розкладання лляних полотен
(за даними Б.О. Доспехова, І.П. Васильєва, О.М. Тулікова)

Варіанти польового дослідів	Глибина закладання полотна, см	Маса сухого полотна, г				Розкладання полотна до вихідної маси, %		
		вихідна	через один місяць	через два місяці	через три місяці	через один місяць	через два місяці	через три місяці
Без добрив	10	3,00	2,65	2,01	1,37	11,7	33,0	54,3
З добривами	10	3,00	2,32	1,65	0,90	22,7	45,1	70,0

При більш глибоких дослідженнях мікробіологічної активності ґрунту методом лляних полотен треба провести біохімічні та біологічні аналізи складу ґрунтових мікроорганізмів та продуктів їх життєдіяльності.

Методом лляних полотен можна визначити не тільки активність мікроорганізмів, які розкладають целюлозу, а й ступінь мобілізації азоту в ґрунті. Крім того, визначені за його допомогою показники більш об'єктивно відображують склад і активність мікрофлори ґрунту в польових умовах, ніж облік мікроорганізмів чашковим методом в лабораторних.

МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ З ВИЗНАЧЕННЯ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК У ПОЛЬОВИХ УМОВАХ

Методи обліку інтенсивності розкладання рослинних решток можна поділити на дві групи: прямі й опосередковані.

До прямих методів належать безпосередній облік кількості рослинних решток у польових умовах і метод фіксованих польових майданчиків. Дуже близький до останнього метод ляних полотен, або «метод аплікації». Він дає можливість визначити інтенсивність біологічних процесів у ґрунті за швидкістю розкладання ляного полотна.

З опосередкованих методів обліку інтенсивності розкладання органічної речовини найчастіше використовують методи визначення кількості вуглекислого газу, виділеного з ґрунту та нітрифікаційної здатності ґрунту.

Поєднання прямих методів дослідження та визначення ступеня розкладання рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах забезпечує нам масометричний метод польового експерименту:

- визначення швидкості розкладання шляхом внесення рослинних решток в ґрунт на певні ділянки;
- спостереження за змінами на ділянках (маса зразків, процеси росту і розвитку вирощуваної культури).

Підготовка зразків рослинних решток

Процес підготовки зразків рослинних решток є важливим етапом дослідження деструкції, оскільки точність і надійність результатів значною мірою залежать від правильного виконання цієї процедури. Для кожного методу оцінки ступеня деструкції існують свої специфічні вимоги до підготовки матеріалу, але є загальні принципи, яких дотримуються більшість дослідників.

Відбір зразків рослинних решток:

- *Вибір місця відбору.* Рослинні рештки збирають із ділянок, що є репрезентативними для певної агроecosистеми. Уникають забур'янених або нетипових ділянок.
- *Час відбору.* Рештки відбирають після збирання врожаю, коли вони залишаються на полі. Важливо враховувати стадію їх розкладання, оскільки це впливає на подальші дослідження.
- *Тип рослинних решток.* Відбираються зразки соломи, стебел, листя або коренів, залежно від мети дослідження.

Підготовка зразків до аналізу:

- *Очищення від забруднень.* Рослинні рештки очищують від ґрунту, камінців, пилу та інших домішок. Це забезпечує точність масометричних вимірювань та хімічних аналізів. Для очищення використовують воду або повітряні потоки, щоб уникнути додаткових механічних пошкоджень структури решток.

- *Сортування та подрібнення.* Зразки сортують за типом та розміром (наприклад, окремо стебла, листя чи корені). Для проведення досліджень в лабораторно-польових умовах рослинні рештки зазвичай подрібнюють на фрагменти до 5 см завдовжки. В польових експериментах максимальне наближення до виробничих умов забезпечується завдяки використанню польових агрегатів (комбайн, ротор тощо) для подрібнення рослинних решток до однорідного стану.

- *Сушіння.* Для дотримання польових умов експерименту та запобігання вторинним процесам (гниття і ферментація) перед зважуванням рештки розстеляють у польових умовах та доводять до повітряно-сухого стану. Для проведення додаткових агрохімічних аналізів зразки мають бути доведені до постійної маси, для чого використовують сушарки при температурі 60–70°C, щоб уникнути втрати летких органічних сполук.

Закладка зразків у ґрунт:

- *Пакування.* Для зручності проведення подальших вимірювань рослинні рештки можуть бути упаковані в сітчасті пакети (часто з нейлону) або пластикові рамки з нейлоною сіткою. Це дозволяє легко витягувати зразки для отримання проміжних результатів або проведення проміжних вимірювань.

- *Закладка в ґрунт.* Рамки зі зразками закопують у ґрунт на визначену схемою досліду глибину, щоб імітувати природні умови розкладання.

- **Обробка додатковими речовинами.** Обробка зразків рослинних решток досліджуваними речовинами відбувається після закладки їх до експериментальних рамок, під час розміщення їх на зумовлену експериментом глибину.

- **Маркування.** Кожен зразок маркується для унеможливлення плутанини при наступних вимірюваннях.

Контроль умов експерименту:

- *Стандартизація.* Усі зразки повинні бути підготовлені у однаковий спосіб, щоб виключити вплив зовнішніх факторів.

- *Контрольний зразок.* Частину рослинних решток зберігають у первинному стані для порівняння з результатами отриманими після завершення терміну експозиції.

Отже, правильна підготовка зразків рослинних решток є ключовим етапом дослідження процесів їх деструкції. Використання стандартизованих підходів забезпечує репрезентативність даних і можливість порівняння результатів різних експериментів.

Визначення ступеню розкладання рослинних решток у польових умовах

Існує **ваговий метод** обліку рослинних решток у процесі їх розкладання. У цьому методі передбачено періодично з початку осені (або після збирання попередника) до кінця весни (або початку літа наступного року) беруть зразки ґрунту для відмивання і обліку рослинних решток [11].

На полі або ділянці польового дослідження вибирають не менше чотирьох майданчиків, на яких методом моноліту, відбором рамкою або буром беруть ґрунт пошарово, відмивають і виділяють рослинні рештки. За ступенем розкладання ці рештки поділяють на дві групи – розкладені й нерозкладені, потім висушують до повітряно-сухого стану і зважують.

За думкою ряду дослідників для обліку розкладання рослинних решток у польових умовах найбільш придатний рамковий метод відбору моноліту. Дослідження проводять на глибину орного шару 20–25 см, рідше – до 40 см.

Наступним методом визначення ступеню розкладання рослинних решток у польових умовах є метод **фіксованих польових майданчиків** [11]. Суть методу полягає в тому, що рослинні рештки з визначеними складом і масою розташовують та витримують у ґрунті на точно фіксованих майданчиках розміром 50×50 см. Залежно від мети дослідження в полі виділяють 3–4 майданчики по 4–6 м².

На них знімають верхній шар ґрунту 20 см або більше. Майданчики розділяють на квадрати розміром 50×50 см. Заздалегідь заготовлені і зважені зразки (корені або післяжнивні рештки різних культур, сидерати) розкладають в один ряд всередині кожного квадрата.

Зверху їх можна прикрити сіткою із скляної тканини з крупними отворами, що полегшує подальший облік. Кути кожного квадрата фіксують кілочками так, щоб вони виступали над поверхнею ґрунту на 4–5 см. Весь майданчик обережно засипають ґрунтом, ущільнюють і вирівнюють його поверхню.

У визначений строк верхній шар ґрунту знімають, описують зовнішній шар рослинних решток, переносять їх на сито з отворами 0,25 мм на якому відмивають від ґрунту. Рослинні рештки поділяють на дві фракції (розкладені й нерозкладені), доводять до повітряно-сухого стану і зважують. Різниця між

масами зразків, взятих у два строки, вказує на кількісні зміни рослинних решток та інтенсивність їх розкладання в умовах дослідю.

Недоліком наведеного методу є висока трудомісткість, низька точність вимірювань через часткове змішування відібраних зразків рослинних решток з ґрунтом та складністю їх подальшого якісного відсіву чи відмивання, а використання початкового зразка нерозкладених рослинних решток можливе лише один раз і не дає змоги провести моніторинг дискретних змін показників його маси протягом тривалого періоду часу та визначити відносний показник швидкості деструкції.

Відомим способом є метод «litter bag» [103], який передбачає визначення ступеню розкладання листової біомаси за допомогою сміттєвих мішків зі скловолокнистої сітки.

Облік інтенсивності розкладання рослинних решток за зменшенням їх початкової маси доцільно доповнити подекадними визначеннями виділеного з ґрунту CO_2 . Результати обліку кількості органічних решток та інтенсивності виділення CO_2 з ґрунту в динаміці зображають у вигляді графіка.

Після ознайомлення з усіма відомими методами визначення деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур нами було розроблено новий **масо-метричний спосіб рамкового визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах [101, 102].**

Даний метод дозволяє уникнути недоліків притаманних методу фіксованих польових майданчиків та досліджувати ступінь розкладання рослинних решток різних сільськогосподарських культур в дослідях з моделюванням різних способів збирання попередників та основного обробітку ґрунту, застосуванням для деструкції побічної продукції попередників у сівозмінах компенсаторних доз азоту, деструкторів та їх поєднання. Такі експерименти можуть закладатися на рік, два і більше, залежно від мети дослідю, стаціонарно в польових умовах в трьох і більше повтореннях.

Задачею є розроблення уніфікованого способу для дослідження ступеню деструкції рослинних решток у польових умовах, перевагою якого є багатократність та дискретність вимірювань маси зразка розкладених рослинних решток протягом одного – двох років і більше, а також простота виконання, висока точність та низька вартість. Цього можливо досягти шляхом розміщення подрібнених рослинних решток у двостулкових рамках з пластиковою основою, обтягнутих з обох сторін нейловою сіткою.

Поставлена задача вирішується тим, що масо-метричний спосіб рамкового визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах, що включає відбір проб

рослинних решток, визначення їх маси до та після періоду деструкції, який відрізняється тим, що вимірювання проводять у польових умовах на глибині 0–25 см з урахуванням маси рослинних решток за формулою:

$$M_p = \left(\frac{H}{S}\right) \times S_p, \text{ \%},$$

де: M_p – маса рослинних решток для однієї рамки визначеної площі, кг;

H – урожайність побічної продукції, кг/га;

S – 10000 м²;

S_p – площа 1 рамки, м²,

після чого оцінюють ступінь їх розкладання за формулою:

$$D_s = \left(1 - \frac{M_{p2} - M_{p0}}{M_{p1} - M_{p0}}\right) \times 100, \text{ \%},$$

де: D_s – ступінь деструкції (розкладання) рослинних решток, %;

M_{p0} – маса рамки, г;

M_{p1} – вихідна маса зразка рослинних решток з рамкою, г;

M_{p2} – маса рослинних решток з рамкою на період обстеження, г.

Проводять рівномірне розміщення відібраної проби подрібнених до розміру 2–5 см рослинних решток в двостулкову рамку з пластиковою основою, розміром 50×50 см, обтягнуту з обох сторін нейловою сіткою, що забезпечує точність і повторюваність результатів.

При оцінці ступеню деструкції у визначений строк (3, 6, 9, 12, 24 місяці) враховують погодні умови, зокрема температуру та вологість ґрунту і повітря у період розкладання.

Технічний результат:

- забезпечується кількісна та стандартизована оцінка ступеню деструкції рослинних решток у польових умовах;

- дозволяє отримувати повторювані та порівнянні результати для різних видів сільськогосподарських культур;

- сприяє оптимізації агротехнічних і біологічних заходів для підвищення родючості ґрунту;

- уніфікує моніторинг процесів розкладання рослинних решток для наукових та практичних цілей.

Масо-метричний спосіб рамкового визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах дає змогу розробити агротехнологічні моделі для прогнозу швидкості деструкції, залежно від умов середовища у стаціонарних польових дослідках. Перевагами даного способу є простота виконання, висока точність та низька вартість.

Таким чином, за масо-метричного способу рамкового визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах виконується наступний алгоритм дій:

1) визначення урожайності основної та побічної продукції, під час збирання попередників сільськогосподарських культур у сівозміні шляхом зважування;

2) відбір у полі середніх проб рослинних решток культури-попередника, подрібнених до розміру 2–5 см, їх очищення та доведення до повітряно-сухого стану (за необхідності, пробу розділяють на окремі фракції – стебла, листя, коренева система, із фіксацією їх маси та кількісного співвідношення);

3) проведення розрахунку необхідної кількості рослинної маси для однієї рамки визначеної площі та рівномірне розміщення відібраної очищеної повітряно-сухої рослинної проби в двостулкові рамки з пластиковою основою, розміром 50×50 см, обтягнутих з обох сторін нейлоною сіткою;

4) на заздалегідь встановлених земельних ділянках фіксують майданчики розміром 50×50 см, де розміщують у 3–4 повтореннях на поверхні ґрунту та на глибині 5–25 см зважені рамки з підготовленими пробами рослинних решток;

5) кути стаціонарних майданчиків кожного повторення встановленого терміну обліків фіксують кілочками так, щоб вони виступали над поверхнею ґрунту на 4–5 см. Весь майданчик засипають типовим ґрунтом з цього поля, вирівнюють і ущільнюють його поверхню відповідно до способу основного обробітку;

6) у визначений строк (3, 6, 9, 12, 24 місяці) верхній шар ґрунту над рамками знімають, очищують рамки зі зразками рослинних решток від ґрунту та інших домішок, доводять залишки рослинних решток до повітряно-сухого стану та зважують. Різниця між масами зразків, взятих у два строки, вказує на кількісні зміни рослинного матеріалу та інтенсивність його розкладання;

7) визначають ступінь деструкції (розкладання) рослинних решток за формулою.

СПОСІБ УПРАВЛІННЯ ДЕСТРУКЦІЄЮ РОСЛИННИХ РЕШТОК СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ КУЛЬТУР

В США існує метод для прискорення біодеградації (розкладання) післяжнивних решток зернових культур на полі, який складається з розділення під час збирання зерна та соломи, подрібнення її з нанесенням поживного розчину, що містить гумектант меляси з концентрацією близько 20 г/л [104].

В Україні відомий спосіб, який полягає в наступному – після збирання зернових, кукурудзи чи соняшнику солома й інші рослинні рештки подрібнюють наявними в господарстві подрібнювачами, рівномірно розподіляють на поверхні ґрунту і відразу проводять обприскування (300–400 л води на 1 гектар, в якій розчиняють необхідну кількість «Вермістиму», тобто деструктора), після цього проводять загортання їх у ґрунт дисковими лушпильниками, після цього вносять 4–6 т/га органічного добрива нового покоління «Біопроферм» або «Біогумус» або проводять сівбу сидеральних культур (олійна редька або біла гірчиця), після цього проводять загортання у ґрунт, що забезпечує прискорену деструкцію післяжнивних решток, знищення патогенів, які потрапляють у ґрунт через рослинні рештки, а також покращення родючості ґрунтів за рахунок забезпечення ґрунту азотофіксуючою, фосфатмобілізуючою, бактеріоцидною та фунгіцидною мікрофлорою, природними вітамінами, гормонами росту рослин, амінокислотами та мікроелементами. При нанесенні робочого розчину «Вермістиму» в суміші з біодеструкторами на рослинні рештки зернових, кукурудзи та соняшнику відбувається стимуляція росту і розвитку ґрунтової мікробіоти, целюлозоруйнуючих, лігніноруйнуючих, азотофіксуючих та фосфатмобілізуючих мікроорганізмів [105].

Розроблено також спосіб, що включає обробіток ґрунту, внесення органічних добрив і деструктора в ґрунт, де після збирання попередніх сільськогосподарських культур здійснюють обприскування рослинних решток і ґрунту сумішшю гноївки і біодобрива на бактеріальній основі філазоніту в кількості, залежно від сільськогосподарських культур, а саме: для зернових, кукурудзи і соняшнику – 10–15 т/га гноївки і 10 л /га філазоніту; для овочевих рослин – 10–20 т/га гноївки і 10 л/га філазоніту з наступним загортанням у ґрунт [106].

Відомий також спосіб, що включає «загортання соломи у ґрунт з подальшим обприскуванням деструктором стерні для підвищення родючості ґрунту». За даним способом подрібнюють рослинні рештки подрібнювачем з горизонтальною віссю обертання і молотковими робочими органами, який рівномірно розподіляє подрібнені рослинні рештки по ширині захвату

подрібнювача, обробляють ґрунт плоскорізною лапою, вносять біодеструктор під захисним кожухом для мікроорганізмів біодеструктора від сонячного світла одночасно на поверхню ґрунту з подрібненими рослинними рештками і в нижню частину оброблюваного шару ґрунту, а при сходженні оброблюваного шару ґрунту з плоскорізної лапи проходить перемішування оброблюваного шару ґрунту, і завдяки внесенню біодеструктора зверху і знизу оброблюваного шару ґрунту проходить кращий розподіл біодеструктора в оброблюваному шарі ґрунту [107].

Найбільш близьким за технічною суттю до нашої розробки є спосіб за патентом RU 2485752 C1 – «Method of decomposition of plant residues», який передбачає «внесення азотних добрив для стимуляції мікробіологічного розкладання рослинних решток, що загортаються у ґрунт». Спосіб включає подрібнення, розсіювання соломи та пожнивних залишків при збиранні та внесення азоту. При цьому солому додатково поперечно розділяють. Визначають фактичний та розрахунковий вміст азоту в соломі. Розрахунковий вміст азоту визначають за коефіцієнтом відношення вуглецю та азоту. Оцінюється потреба в компенсаторному азоті за різницею між розрахованими та фактичними значеннями азоту.

Доза компенсаторного азоту розраховується за формулою [108]:

$$Dk_N = N_k \times O_c,$$

де: Dk_N – доза компенсаторного азоту для заданого об'єму соломи, кг/га;

N_k – потреба в компенсаторному азоті на 1 тону соломи відповідно до співвідношення вуглецю та азоту в ній, кг в д. р.;

O_c – об'єм соломи, т.

Кількість азоту, що накопичується внаслідок використання рослинних залишків за запропонованим методом, впливає на збагачення орного шару ґрунту органічною речовиною і, відповідно, на збільшення врожайності [108].

Недоліком попередніх розробок є те, що в них не регламентується агротехнічний спосіб загортання рослинних решток у ґрунт, зокрема не враховується глибина їх загортання як окремий технологічний фактор. Перераховані способи не забезпечували інтегральної кількісної оцінки результативності процесу деструкції та не здійснювалося керування процесом у часі та просторі. Крім того, в них відсутні кількісні критерії оцінки інтенсивності й ефективності розкладання рослинних решток, що унеможливлює прогнозування перебігу процесу залежно від погодних факторів року. Такі способи не враховують впливу гідротермічних умов, не передбачають адаптації технології до ґрунтово-кліматичних умов регіону та не забезпечують об'єктивної оцінки ефективності деструкції рослинних решток. Унаслідок цього процес деструкції у попередніх розробках був некерованим,

фрагментарним і не дозволяв оптимізувати агротехнічні заходи залежно від типу попередника та умов вирощування. Управління процесом деструкції рослинних решток зводилося переважно до впливу азотного чинника, без урахування біологічної активності ґрунту та без застосування комплексного підходу до регулювання процесу. Була відсутня комплексна кількісна оцінка ефективності деструкції, не враховувалася кількість опадів та тривалість періоду розкладання, що унеможлиблює адаптацію технології до погодних умов року. Також не передбачалося коригування агротехнічних прийомів залежно від способу та глибини обробітку ґрунту. Крім того, не враховувалася глибина загортання рослинних решток як окремий фактор управління, не забезпечувалася адаптація до різних типів попередників і ґрунтово-кліматичних умов та не передбачалося поєднаного використання азотного живлення і мікробіологічних препаратів як взаємодоповнювальних елементів технології.

Для усунення зазначених недоліків та підвищення ефективності процесу деструкції рослинних решток нами запропоновано спосіб управління деструкцією, який базується на комплексному поєднанні агротехнічних, агрохімічних та біологічних факторів із використанням кількісних індикаторів оцінки результативності процесу. Згідно даного способу, додатково визначають ступінь деструкції рослинних решток і на його основі розраховують індекс ефективної деструкції (IED), що враховує кількість опадів за період розкладання, а також індекс продуктивної деструкції (IPD), який характеризує інтенсивність процесу в часі. Отримані значення зазначених індексів використовують як керуючі параметри для коригування глибини загортання рослинних решток, застосування компенсаторної дози азоту та мікробіологічних препаратів залежно від типу попередника і ґрунтово-кліматичних умов [109. 110].

Запропонований підхід забезпечує адаптивне управління процесом деструкції у просторі та часі, зменшує залежність ефективності розкладання від погодних умов, підвищує керованість мінералізації органічної речовини та дозволяє прогнозувати перебіг процесу з метою оптимізації системи обробітку ґрунту та удобрення.

Задачею наших досліджень було створення способу керованого та кількісно обґрунтованого управління процесами деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур, який забезпечує підвищення інтенсивності та ефективності їх розкладання у ґрунті шляхом регламентування глибини загортання, застосування компенсаторної дози азоту та мікробіологічних препаратів з урахуванням типу попередника, способу основного обробітку ґрунту, погодних умов та тривалості періоду розкладання, а також

запровадження об'єктивних кількісних індексів оцінки (індексу ефективної та індексу продуктивної деструкції) для прогнозування, коригування й оптимізації технологічних прийомів з метою підвищення родючості ґрунту та продуктивності агроценозів.

Поставлена задача вирішується тим, що у способі управління деструкцією рослинних решток сільськогосподарських культур, який включає розподілення післяжнивної маси попередника по поверхні ґрунту та її загортання, додатково здійснюють регламентування глибини загортання рослинних решток залежно від типу попередника та способу основного обробітку ґрунту, вносять компенсаторну дозу азоту з розрахунку на одиницю маси побічної продукції та/або обробляють рослинні рештки мікробіологічними препаратами, при цьому процес деструкції оцінюють і керують ним у часі та просторі на основі кількісних показників – індексу ефективної деструкції та індексу продуктивної деструкції, які визначають з урахуванням ступеню розкладання рослинних решток, кількості опадів за період деструкції та тривалості періоду розкладання, що дозволяє адаптувати технологічні прийоми до ґрунтово-кліматичних умов, типу рослинних решток (ламких або грубоволокнистих) та забезпечити прогнозоване й підвищене розкладання органічної маси з одночасним підвищенням родючості ґрунту і продуктивності агроценозів.

Розроблений нами ***Спосіб управління деструкцією рослинних решток сільськогосподарських культур***, що включає розподілення післяжнивної маси попередника по поверхні ґрунту та внесення азотних добрив, відрізняється тим, що додатково здійснюють регламентування глибини загортання рослинних решток у ґрунт, застосовують компенсаторну дозу азоту та/або мікробіологічні препарати, а процес деструкції кількісно оцінюють і керують ним у часі та просторі з використанням індексу ефективної деструкції та індексу продуктивної деструкції, що визначають з урахуванням ступеню деструкції рослинних решток, кількості опадів за період деструкції та тривалості періоду розкладання.

Глибину загортання рослинних решток встановлюють залежно від типу попередника та способу основного обробітку ґрунту і задають на рівні 0 см (нульовий обробіток) чи 10–12 см (дискування) та/або 25–27 см (оранка).

Компенсаторну дозу азоту вносять у кількості 8 кг діючої речовини (д. р.) на 1 т побічної продукції попередника. Рослинні рештки додатково обробляють мікробіологічними препаратами деструктивної дії, застосовуючи комбінацію мікробіологічних препаратів і компенсаторної дози азоту.

Ступінь деструкції рослинних решток (D_s) визначають за формулою:

$$Ds = \left(1 - \frac{M_{p2} - M_{p0}}{M_{p1} - M_{p0}} \right) \times 100, \%$$

де: M_{p0} – маса рамки, г;

M_{p1} – початкова маса рослинних решток у рамці, г;

M_{p2} – маса рослинних решток у рамці на момент обліку, г.

Індекс ефективної деструкції (IED) – співвідношення між втраченою масою зразків рослинних решток внаслідок деструкції та сумою опадів за визначений період часу, що характеризує природну здатність середовища до мінералізації органіки. Індекс ефективної деструкції визначають за формулою:

$$IED = \frac{Ds \times 10}{P}, \text{ кг/мм}$$

де: Ds – ступінь деструкції, %;

10 – поправочний коефіцієнт переводу % у кг;

P – кількість опадів за період деструкції, мм.

Індекс продуктивної деструкції (IPD) – визначається як частка втраченої маси рослинних решток внаслідок деструкції після впливу комплексу біологічних, агрохімічних та механічних факторів у польових умовах за певний проміжок часу.

Індекс продуктивної деструкції визначають за формулою:

$$IPD = \frac{Ds \times 10}{T}, \text{ кг/день}$$

де: T – тривалість періоду деструкції, днів.

Спосіб визначення індексів ефективної (IED) та продуктивної (IPD) деструкції рослинних решток сприяє прогнозуванню кількості післяжнивної маси рослинних решток (D_m) різних сільськогосподарських культур (з урахуванням урожайності побічної продукції попередника), що розклалися протягом певного періоду часу після збирання залежно від факторів впливу.

Масу розкладених рослинних решток (D_m) визначають за формулою:

$$Dm = \frac{IPD \times T \times H_{st.m}}{1000}, \text{ т/га}$$

де: $H_{st.m}$ – урожайність побічної продукції попередника, т/га.

Наприклад, результати розрахунків показали, що ступінь деструкції пшениці озимої через рік після збирання становить за глибокої оранки 47,1%, за мілкої обробітку – 45,3%, а за прямої сівби – 42,5%, розкладання решток кукурудзи за аналогічний період становить за оранки – 42,9%, за мілкої обробітку – 41,4% та без обробітку 38,1%. Середня кількість листостеблової маси, яка залишається на полі після збирання з вивозом побічної продукції

пшениці озимої становить 1,6 т/га, кукурудзи на зерно – 2,4 т/га, а без відчуження побічної продукції пшениці озимої по поверхні ґрунту – 6,4 т/га, кукурудзи на зерно – 9,6 т/га. Згідно прогнозних розрахунків за даним способом, з урахуванням результатів агротехнічних досліджень, за комбайнування з вивозом побічної продукції кількість маси рослинних решток пшениці озимої, що розклалась протягом року після збирання, становить за глибокої оранки 0,75 т/га, за мілкої обробітку – 0,72 т/га та за прямої сівби – 0,68 т/га, а маса розкладених рослинних решток кукурудзи за аналогічний період за оранки склала 1,03 т/га, за мілкої обробітку – 1,0 т/га та без обробітку – 0,91 т/га. За іншого способу збирання, коли вся післязбиральна маса подрібнюється та розсівається на полі, кількість маси рослинних решток пшениці озимої, що розклалась протягом року після збирання, становила за оранки 3,01 т/га, за мілкої обробітку – 2,90 т/га та за прямої сівби – 2,71 т/га, а кукурудзи на зерно за аналогічний період за оранки – 4,13 т/га, за мілкої обробітку – 3,99 т/га та без обробітку – 3,64 т/га.

Значення індексу ефективної та індексу продуктивної деструкції використовують для коригування глибини загортання рослинних решток, дози азоту та доцільності застосування мікробіологічних препаратів. Управління процесом деструкції здійснюють адаптивно, з урахуванням погодних умов, типу рослинних решток та способу основного обробітку ґрунту.

Реалізацію способу управління деструкцією рослинних решток сільськогосподарських культур здійснюють у польових умовах після збирання основної культури:

- рослинні рештки у вигляді соломи, стебел та пожнивних залишків подрібнюють робочими органами збиральної техніки та рівномірно розподіляють по поверхні ґрунту;

- визначають тип рослинних решток (ламких або грубоволокнистих – зернові колосові, кукурудзяні, соняшникові тощо), їх орієнтовну масу на одиницю площі та спосіб основного обробітку ґрунту;

- вносять компенсаторну дозу азоту з розрахунку 8 кг д. р. на 1 т побічної продукції попередника та/або здійснюють обробку рослинних решток мікробіологічними препаратами деструктивної дії. Вибір способу активації деструкції (азот, мікробіологічний препарат або їх комбінація) здійснюють залежно від співвідношення вуглецю й азоту в рослинних рештках, рівня зволоження ґрунту та погодних умов;

- залежно від системи землеробства здійснюють регламентоване загортання рослинних решток у ґрунт на задану глибину: без загортання (0 см) – за нульового обробітку, на глибину 10–12 см – за дискування, на глибину 25–27 см – за полицевої оранки.

У процесі розкладання рослинних решток проводять кількісну оцінку перебігу деструкції. Для цього визначають ступінь деструкції рослинних решток шляхом порівняння їх маси на початку та в кінці облікового періоду. На основі отриманих даних розраховують індекс ефективної деструкції, який характеризує ефективність розкладання органічної маси з урахуванням кількості опадів, та індекс продуктивної деструкції, що відображає інтенсивність процесу у часовому вимірі.

Отримані значення індексів використовують для управління процесом деструкції, а саме для коригування глибини загортання рослинних решток, дози компенсаторного азоту, доцільності повторного або додаткового застосування мікробіологічних препаратів. Таким чином забезпечується адаптивне управління процесом деструкції у часі та просторі відповідно до ґрунтово-кліматичних умов.

У результаті реалізації способу забезпечується прискорене та прогнозоване розкладання рослинних решток, підвищується надходження органічної речовини до певного шару ґрунту, активізується мікробіологічна діяльність і створюються оптимальні умови для формування врожаю наступної сільськогосподарської культури [111, 112].

КОНЦЕПТУАЛЬНА РОЛЬ ДЕСТРУКЦІЇ РОСЛИННИХ РЕШТОК ТА АГРОТЕХНІЧНИХ ЗАХОДІВ У ФОРМУВАННІ ОРГАНО-МІНЕРАЛЬНОЇ СИСТЕМИ УДОБРЕННЯ

Ефективне управління рослинними рештками із застосуванням агротехнічних прийомів, азотних добрив і мікробіологічних препаратів-деструкторів є важливою складовою сучасних адаптивних агротехнологій, спрямованих на збереження та підвищення родючості ґрунту і продуктивності агроценозів.

Дослідження проводили протягом 2009–2024 рр. в Інституті сільського господарства Степу НААН (Україна) у межах наукових програм НААН «Землеробство», «Зернові культури» та «Олійні культури». Зона досліджень належить до Північного Степу з помірно континентальним кліматом. Ґрунт – чорнозем звичайний глибокий, середньогумусний, важкосуглинковий; потужність кореневмісного шару – 50–55 см, рН ґрунтового розчину – 6,5–7,0. В орному шарі ґрунту вміст гумусу становив 4,69%, легкогідролізованого азоту – 137 мг/кг (низький рівень), рухомого фосфору – 100 мг/кг (середній), обмінного калію – 151 мг/кг (високий).

Мета досліджень – розробити заходи ефективного управління рослинними рештками у процесах формування орґано-мінеральної системи удобрення в сучасних агротехнологіях з метою підвищення родючості ґрунту, зменшення негативного впливу на довкілля та забезпечення сталого розвитку сільського господарства.

Дослідження включали короткотермінові лабораторно-польові, польові та стаціонарні польові експерименти. Короткотермінові лабораторно-польові досліді (2009–2013 рр.) закладали методом розщеплених ділянок у чотирикратній повторності на закріплених майданчиках і включали 24 варіанти. Площа посівної ділянки становила 105,9 м², облікової – 28,1 м² залежно від культури. Облікова площа рамки для визначення деструкції рослинних решток – 0,25 м².

Стаціонарні досліді проводили у 2009–2024 рр. у короткоротаційній сівозміні: чорний пар або парозаймаюча культура – пшениця озима – соя – кукурудза – соняшник. Досліді включали 30 варіантів, площа ділянок становила 50 м², облікових – 21,5–30,3 м² залежно від культури. Статистична обробка даних проводилась за допомогою дисперсійного та кореляційного аналізу [113].

Перед основним обробітком ґрунту післязбивні рештки подрібнювали подрібнювачем FALK-4,0. Кукурудзяні рештки зрізали на висоті 10–12 см і подрібнювали до фракції 2–5 см. Післязбивні рештки пшениці озимої та кукурудзи залишали на поверхні ґрунту або загортали на глибину 10 і 25 см.

Для компенсації іммобілізації азоту та для прискорення розкладання післяжнивної маси вносили компенсаторну дозу азоту N_8 на 1 т побічної продукції у вигляді КАС-32 (25 кг на 175 л води) – норма виливу 200 л/га.

Для прискорення деструкції рослинних решток застосовували мікробіологічний препарат ЕМ-А, активований з концентрату ЕМ-1, який містив *Lactobacillus* spp., *Saccharomyces* spp. та фототрофні бактерії *Rhodopseudomonas* spp. у концентрації 10^9 CFU/мл. Препарат вносили обприскуванням по післяжнивних рештках у дозі 60 л/га ЕМ-А + 140 л/га води – норма виливу 200 л/га.

Інтенсивність деструкції рослинних решток визначали рамковим методом. Середні проби решток подрібнювали до 2–5 см, висушували до повітряно-сухого стану, розділяли на стебла і листя та визначали масу для рамки площею 50×50 см. Початкову масу рослинних решток у рамці розраховували за формулою:

$$M_p = \frac{H}{S} \times S_p, \text{ кг},$$

де: H – урожайність побічної продукції, кг/га;

S – коефіцієнт переведення площі з 1 га в $1 \text{ м}^2 = 10000 \text{ м}^2$;

S_p – площа рамки, м^2 .

Рамки встановлювали на попередньо визначених майданчиках, закріплювали кілочками 4–5 см над поверхнею ґрунту, засипали типовим ґрунтом та ущільнювали. Через 12 і 24 місяці рамки знімали, очищували рештки від ґрунту, висушували та зважували. Ступінь деструкції (%) розраховували за формулою:

$$D_s = \left[1 - \frac{M_{p2} - M_{p0}}{M_{p1} - M_{p0}} \right] \times 100, \%,$$

де: M_{p0} – маса рамки (тара), г;

M_{p1} – вихідна маса рослинних решток у досліджуваній рамці з тарою, г;

M_{p2} – маса рослинних решток у досліджуваній рамці з тарою на період обстеження, г.

Для оцінки ефективності та продуктивності деструкції розраховували індекс ефективної деструкції (IED):

$$IED = \frac{D_s \times 10}{P}, \text{ кг/мм},$$

де: P – кількість опадів за період, мм,

та індекс продуктивної деструкції (IPD):

$$IPD = \frac{D_s \times 10}{T}, \text{ кг/день},$$

де: T – тривалість періоду, днів.

Наприклад, при $D_s = 40\%$, $P = 200$ мм, $T = 120$ днів $IED = 2$ кг/мм, $IPD = 3,33$ кг/день.

В польових дослідках застосовували технологічні системи вирощування пізніх ярих культур (кукурудза, соя, соняшник) у короткоротаційних сівозмінах із використанням побічної продукції (ПП) попередніх культур за органо-мінеральної системи удобрення (ПП+N₄₀P₄₀K₄₀) або з вивозом при збиранні (мінеральна система удобрення – N₄₀P₄₀K₄₀).

Основний обробіток ґрунту включав варіанти: глибокий – дискування 8–10 см та полицева оранка 25–27 см; мілкий дисковий обробіток – дискування 8–10 см та повторне дискування на 10–12 см; нульовий обробіток – пряма сівба (Great Plains PD 8070/CPN 2000). Передпосівна підготовка складалась із весняного боронування та культивування на 5–7 см. Для контролю бур'янів застосовували гербіциди Раундап® 48% (2 л/га), Харнес 90% (2,5 л/га), а також страхові гербіциди для кукурудзи та сої: МайсТер® 62 WG (0,15 кг/га) + ПАР БіоПауер® (1,0 л/га), та Фабіан® (0,1 кг/га) відповідно.

Клімат північного Степу України є помірно континентальним із нестійким та недостатнім вологозабезпеченням. Середньорічна сума опадів становить близько 499 мм, розподіл яких упродовж року є нерівномірним. У період активної вегетації пізніх ярих культур ($t > +10^\circ\text{C}$) середньобогаторічний гідротермічний коефіцієнт Селянінова становить близько 1,0, що відповідає умовам помірного зволоження. Упродовж років досліджень погодні умови істотно варіювали за температурним режимом і кількістю опадів, включаючи сухі та посушливі періоди, що зумовлювало різний рівень реалізації продуктивного потенціалу пізніх ярих культур.

Так, умови вегетації пізніх ярих культур 2010 р. були посушливими. Сума активних температур (понад $+10^\circ\text{C}$) з травня по вересень перевищила норму на 744°C , а ГТК склав 0,81. Складні умови росту й розвитку рослин сільськогосподарських культур були під час наливу зерна/насіння в серпні, коли запаси продуктивної вологи в шарі ґрунту 0–100 см були недостатніми – 62,0–71,2 мм, що негативно вплинуло на формування продуктивності посівів. Агрометеорологічні умови 2011 р. навпаки були сприятливими за забезпеченням посівів вологою саме в критичні періоди росту та розвитку рослин пізніх ярих культур. В цілому, сума активних температур становила $3156,6^\circ\text{C}$, на 462°C більше за норму, а ГТК=0,81 – на 20% нижчий за норму (посушливі умови). Водночас, погодні умови періоду вегетації кукурудзи, сої та соняшнику 2011 р. коливалися від дуже сухих – ГТК=0,17–0,37 (періоди: сівба – сходи; дозрівання зерна/насіння) до надмірно зволжених – ГТК=2,52 (період активного росту та розвитку рослин), що сприяло максимальній реалізації потенціалу продуктивності сортів/гібридів пізніх ярих культур за

період досліджень. Погодні умови періоду вегетації 2012 р. внаслідок високого температурного режиму, недостатньої кількості опадів і нерівномірного їх випадання (в окремі періоди у вигляді зливових дощів із градом і шквальним вітром) негативно вплинули на формування продуктивності рослин кукурудзи, сої та соняшнику. Сума активних температур за травень – вересень становила 3417,3°C, на 722,6°C більше за норму, а ГТК=0,49, що характеризує погодні умови як сухі.

Протягом наступних років погодні умови періоду вегетації пізніх ярих культур в наших дослідженнях характеризувалися перевищенням суми активних (понад +10°C) температур повітря на 644–680° понад норму, за дефіциту кількості опадів від 46 до 223 мм, і були посушливими в 2019 р. – аналогічно до 2010 р. або сухими в 2024 р. – аналогічно до 2012 р., що негативно позначалося на рівні продуктивності посівів кукурудзи, сої та соняшнику.

Рівномірне розсівання побічної продукції пшениці озимої та кукурудзи забезпечувало надходження до ґрунту різної кількості органічної речовини, що зумовлювало істотні відмінності у швидкості та повноті її деструкції залежно від культури, способу розміщення рослинних решток і застосованих агротехнічних заходів.

У модельному лабораторно-польовому експерименті через один рік після збирання зерна розкладання соломи пшениці озимої за розміщення на поверхні ґрунту становило в середньому 42,5% (табл. 8). Загортання побічної продукції на глибину 10 см підвищувало ступінь деструкції до 48,2%, тоді як за глибини 25 см цей показник становив 46,0%.

Застосування компенсаторної дози азоту (N_8 на 1 т побічної продукції) забезпечувало суттєве зростання інтенсивності розкладання соломи: до 56,8% на поверхні ґрунту, 61,7% за загортання на 10 см та 59,2% – на 25 см (рівень деструкції зростав у 1,28–1,34 рази). Обробка рослинних решток мікробіологічним препаратом ЕМ-А була ще ефективнішою і підвищувала ступінь деструкції до 61,8%, 66,8% і 63,8% відповідно, що відповідало підвищенню у 1,39–1,45 рази.

Найвищі показники розкладання соломи пшениці озимої зафіксовано за поєднання компенсаторної дози азоту з мікробіологічним препаратом: 64,7% на поверхні ґрунту, 70,0% за загортання на 10 см і 66,6% – на 25 см. У порівнянні з контролем рівень деструкції зростав у 1,52 рази на поверхні ґрунту та у 1,45 рази – за загортання на 10 і 25 см.

8. Ступінь деструкції рослинних решток через один рік, 2009–2012 рр.

Польова культура	Обробка рослинних решток	Глибина закладання рослинних решток, см	Ступінь деструкції, %	Min, %	Max, %	STDEV. S	V, %
Пшениця озима	без обробки (контроль)	0	42,5	37,0	47,9	3,4	8,0
		10	48,2	44,7	53,0	2,5	5,2
		25	46,0	42,0	51,4	2,9	6,2
	обробка КДА*	0	56,8	51,8	60,8	3,4	6,1
		10	61,7	58,5	63,7	1,9	3,1
		25	59,2	54,3	62,7	3,3	5,6
	обробка МП**	0	61,8	55,2	66,5	4,0	6,5
		10	66,8	61,0	72,1	3,2	4,8
		25	63,8	56,4	69,4	4,0	6,2
	обробка КДА та МП	0	64,7	57,2	70,1	5,1	7,9
		10	70,0	63,9	77,5	4,8	6,8
		25	66,6	60,4	71,2	4,4	6,7
Кукурудза на зерно	без обробки (контроль)	0	38,1	35,3	40,7	1,8	4,8
		10	44,8	41,0	47,7	2,5	5,6
		25	41,0	38,1	44,0	1,6	3,8
	обробка КДА*	0	47,4	42,1	49,9	2,6	5,4
		10	57,5	55,8	59,0	1,1	1,9
		25	50,6	48,1	52,6	1,4	2,9
	обробка МП**	0	50,3	47,1	52,2	1,3	2,7
		10	58,9	56,1	61,8	1,8	3,1
		25	55,0	53,8	56,4	0,7	1,3
	обробка КДА та МП	0	59,6	56,0	63,9	2,7	4,5
		10	66,6	62,1	69,6	2,8	4,2
		25	61,8	57,7	66,0	3,1	5,0

Примітка: *КДА – компенсаторна доза азоту (N₈ на 1 т побічної продукції);

**МП – мікробіологічний препарат

Річні періоди проведення експерименту з вивчення процесу деструкції рослинних решток у польових умовах характеризувалися значним коливанням суми опадів від 302,8 до 625,9 мм. Так, після розсівання побічної продукції пшениці озимої, з 1 серпня 2009 по 31 липня 2010 року випало 564,7 мм, з 1 серпня 2010 по 31 липня 2011 року – 625,9 мм, а з 1 серпня 2011 року по 31 липня 2012 року – лише 302,8 мм.

Кореляційний зв'язок між ступенем розкладання соломи пшениці озимої та погодними умовами річних періодів дослідження деструкції у варіантах без додаткової обробки (контроль) був високим, за коефіцієнта кореляції $r=0,71-0,85$ і коефіцієнт варіації $V=5,2-8,0\%$, та дуже високим за умови застосування компенсаторної дози азоту – $r=0,98-0,99$ ($V=3,1-6,1\%$), мікробіологічного

препарату – $r=0,93-0,98$ ($V=4,8-6,5\%$), та за поєднання компенсаторної дози азоту і мікробіологічного препарату – $r=0,93-0,99$ ($V=6,7-7,9\%$).

Грубоволокниста листостеблова маса кукурудзи характеризувалася повільнішою деструкцією порівняно із соломою пшениці озимої. Через рік після збирання зерна розкладання рослинних решток кукурудзи за їх розміщення на поверхні ґрунту становило 38,1%, за загортання на 10 см – 44,8%, а на 25 см – 41,0%.

Внесення компенсаторної дози азоту підвищувало ступінь деструкції до 47,4% на поверхні ґрунту, 57,5% – на глибині 10 см та 50,6% – на 25 см (зростання у 1,23–1,28 рази). Застосування мікробіологічного препарату забезпечувало подальше зростання інтенсивності розкладання – відповідно до 50,3%, 58,9% і 55,0% (відповідно у 1,32–1,34 рази). Максимальні значення зафіксовано за комплексної обробки рослинних решток азотом і мікробіологічним препаратом: 59,6% на поверхні ґрунту, 66,6% за загортання на 10 см та 61,8% – на 25 см, що перевищувало контроль у 1,49–1,56 рази.

Під час досліджень ступеню розкладання рослинних решток кукурудзи на зерно за рік випадало від 366,8 до 713,4 мм, а саме з 1 жовтня 2009 до 30 вересня 2010 року випало 713,4 мм, з 1 жовтня 2010 до 30 вересня 2011 року – 438,9 мм, а з 1 жовтня 2011 року до 30 вересня 2012 року – лише 366,8 мм. Кореляційний зв'язок між ступенем розкладання рослинних решток кукурудзи та погодними умовами років досліджень у варіантах без додаткової обробки (контроль) був високим, а коефіцієнти кореляції та варіації становили $r=0,71-0,85$ та $V=3,8-5,6\%$, за умови застосування компенсаторної дози азоту – $r=0,67-0,95$ та $V=1,9-5,4\%$, мікробіологічного препарату – $r=0,60-0,81$ та $V=1,3-3,1\%$, за поєднання компенсаторної дози азоту та мікробіологічного препарату – $r=0,72-0,93$ та $V=4,2-5,0\%$ відповідно.

Через два роки після збирання стерньового попередника ступінь деструкції соломи пшениці озимої без додаткової обробки досягав 71,6% за розміщення на поверхні ґрунту, 78,0% – за загортання на 10 см і 74,1% – на 25 см. Застосування компенсаторної дози азоту, мікробіологічного препарату та їх поєднання забезпечувало подальше зростання рівня розкладання до 81,8–88,6% залежно від глибини загортання (табл. 9).

9. Ступінь деструкції рослинних решток через два роки, 2009–2013 рр.

Польова культура	Обробка рослинних решток	Глибина закладання рослинних решток, см	Ступінь деструкції, %	Min, %	Max, %	STDEV. S	V, %
Пшениця озима	без обробки (контроль)	0	71,6	70,5	72,4	0,7	0,9
		10	78,0	76,1	79,5	1,1	1,5
		25	74,1	73,3	74,9	0,5	0,7
	обробка КДА*	0	77,4	74,1	79,5	1,9	2,5
		10	81,8	80,6	82,9	0,8	0,9
		25	79,8	77,5	81,8	1,2	1,6
	обробка МП**	0	83,9	81,7	85,7	1,2	1,5
		10	88,5	85,5	91,2	1,4	1,5
		25	86,7	85,4	88,3	0,9	1,0
	обробка КДА та МП	0	87,5	83,5	89,0	1,6	1,8
		10	88,6	87,5	89,8	0,8	0,9
		25	86,6	79,5	89,7	3,5	4,0
Кукурудза на зерно	без обробки (контроль)	0	56,2	52,0	60,0	2,8	5,0
		10	67,6	65,3	70,6	1,6	2,3
		25	60,8	57,3	63,1	1,8	2,9
	обробка КДА*	0	61,4	59,1	62,9	1,0	1,7
		10	72,4	70,5	74,4	1,2	1,7
		25	65,2	63,4	66,5	1,0	1,5
	обробка МП**	0	68,2	65,1	70,7	2,2	3,2
		10	75,7	72,7	78,6	1,9	2,6
		25	72,1	67,8	74,4	2,3	3,2
	обробка КДА та МП	0	74,1	72,2	77,4	1,6	2,2
		10	79,7	77,9	82,3	1,5	1,9
		25	76,4	74,2	79,6	2,2	2,8

Примітка: *КДА – компенсаторна доза азоту (N₈ на 1 т побічної продукції);

**МП – мікробіологічний препарат

Тобто, застосування компенсаторної дози азоту після збирання попередника забезпечувало зростання ступеню розкладання соломи пшениці озимої в 1,1 рази, використання мікробіологічного препарату – в 1,14–1,17 рази, а при обробці рослинних решток пшениці озимої комбінацією з компенсаторної дози азоту та мікробіологічного препарату рівень деструкції зростає відносно контролю у 1,14–1,22 рази.

Протягом дворічних періодів досліджень з визначення ступеню деструкції рослинних решток пшениці озимої сума опадів коливалася від 886,2 до 1190,6 мм: з 1 серпня 2009 до 31 липня 2011 року – 1190,6 мм, з 1 серпня 2010 до 31 липня 2012 року – 928,7 мм, а з 1 серпня 2011 року до 31 липня 2013 року – 886,3 мм.

Кореляційний зв'язок між ступенем розкладання листостеблової маси пшениці озимої та погодними умовами років досліджень у варіантах без додаткової обробки (контроль) коливався від слабкого до високого – $r=0,39-0,86$ за коефіцієнта варіації $V=0,7-1,5\%$, тоді як за умови застосування компенсаторної дози азоту коефіцієнт кореляції зростав до $r=0,65-0,97$ за $V=0,9-2,5\%$, мікробіологічного препарату – до $r=0,81-0,96$ за $V=1,0-1,5\%$, а за поєднання компенсаторної дози азоту та мікробіологічного препарату послаблювався до рівня контролю – $r=0,39-0,80$ та $V=0,9-4,0\%$ відповідно.

Для рослинних решток кукурудзи через два роки ступінь деструкції становив $56,2-67,6\%$ у контролі та зростав до $74,1-79,7\%$ за комплексного застосування компенсаторної дози азоту і мікробіологічного препарату. У порівнянні з однорічним періодом різниця між варіантами зменшувалася, однак ефект агротехнічних заходів залишався статистично значущим.

Тобто, використання компенсаторного азоту після збирання кукурудзи підвищувало ступінь розкладання побічної продукції у $1,10$ рази, використання мікробіологічного препарату – в $1,12-1,21$ рази, а при комплексній обробці рослинних решток кукурудзи компенсаторною дозою азоту та мікробіологічним препаратом рівень деструкції зростав відносно варіантів без обробки (контролю) в $1,18-1,32$ рази.

Протягом дворічних періодів досліджень рівня деструкції післязливних решток кукурудзи випадало від $805,7$ до $1152,3$ мм: з 1 жовтня 2009 до 30 вересня 2011 року випало $1152,3$ мм, з 1 жовтня 2010 до 30 вересня 2012 року – $805,7$ мм, з 1 жовтня 2011 року до 30 вересня 2013 року – $994,2$ мм.

Коефіцієнт кореляції між ступенем розкладання побічної продукції і погодними умовами дворічних періодів досліджень у варіантах без додаткової обробки (контроль) становив $r=0,63-0,99$ за коефіцієнта варіації $V=2,3-5,0\%$, при застосуванні компенсаторної дози азоту – $r=0,47-0,97$ ($V=1,5-1,7\%$), мікробіологічного препарату – $r=0,79-0,99$ ($V=2,6-3,2\%$), а за поєднання компенсаторної дози азоту і мікробіологічного препарату – $r=0,90-0,97$ ($V=1,9-2,8\%$).

Протягом 2010–2012 рр. у короткотерміновому польовому досліді вивчали вплив попередника (фактор А), внесення компенсаторної дози азоту (КДА, фактор В) та основного обробітку ґрунту (фактор С) на урожайність пізніх ярих культур (кукурудза, соя, соняшник) та її залежність від ступеню деструкції післязливних решток у рік вирощування культури.

Розкладання побічної продукції зернових культур мало різний темп. Листостеблова маса пшениці озимої через рік після збирання розкладалася на $47,1\%$ за оранки ($25-27$ см), $45,3\%$ за мілкового дискування ($10-12$ см) та $42,5\%$

за прямої сівби. Для кукурудзи на зерно відповідні значення становили 42,9%, 41,4% та 38,1% (табл. 10).

10. Ступінь деструкції решток і урожайність пізніх ярих культур залежно від попередника та обробітку ґрунту (2010–2012 рр.)

Попередник (фактор А)	Внесення КДА* (фактор В)	Основний обробіток ґрунту (фактор С)	Ds **, %	Урожайність, т/га		
				куку- рудза	соя	соняш- ник
Пшениця озима	без внесення КДА	оранка (25–27 см)	47,1	6,72	2,26	2,55
		дискування (10–12 см)	45,3	6,26	2,08	2,41
		нульовий	42,5	4,17	1,83	1,53
	з внесенням КДА	оранка (25–27 см)	60,4	6,86	2,31	2,71
		дискування (10–12 см)	59,2	6,49	2,10	2,52
		нульовий	56,8	4,36	1,87	1,66
Кукурудза на зерно	без внесення КДА	оранка (25–27 см)	42,9	6,55	2,29	2,78
		дискування (10–12 см)	41,4	6,08	2,14	2,65
		нульовий	38,1	5,64	1,96	2,50
	з внесенням КДА	оранка (25–27 см)	54,1	6,79	2,41	2,97
		дискування (10–12 см)	52,5	6,23	2,21	2,74
		нульовий	47,4	5,81	2,03	2,61
НІР ₀₅	для урожайності, т/га	фактор А	-	0,10-0,37	0,07-0,09	0,10-0,15
		фактор В		0,10-0,37	0,08-0,09	0,10-0,15
		фактор С		0,12-0,45	0,08-0,11	0,13-0,18
		фактор АВ		0,13-0,52	0,11-0,12	0,15-0,21
		фактор АС		0,16-0,64	0,11-0,15	0,18-0,25
		фактор ВС		0,16-0,64	0,14-0,15	0,18-0,25
		фактор АВС		0,23-0,90	0,20-0,22	0,25-0,36

Примітка: *КДА – компенсаторна доза азоту (N₈ на 1 т побічної продукції);

**Ds – ступінь деструкції побічної продукції попередника у рік вирощування основної культури

Внесення КДА підвищувало ступінь деструкції решток пшениці озимої до 60,4% (оранка), 59,2% (дискування) та 56,8% (нульовий обробіток), що на 13,3–14,3% більше, ніж у варіантах без додаткового азоту. Для кукурудзи на зерно застосування КДА забезпечувало підвищення розкладання до 54,1%, 52,5% та 47,4% відповідно, що на 9,3–11,2% більше контролю.

Урожайність пізніх ярих культур значною мірою залежала від попередника та глибини обробітку ґрунту. Кукурудза на зерно формувала

вищий врожай після пшениці озимої за оранки та дискування, а при прямій сівбі – після кукурудзи. Застосування КДА підвищувало урожай кукурудзи на 0,14–0,23 т/га. Мінімізація основного обробітку ґрунту призводила до суттєвого недобору врожаю після обох досліджуваних попередників: за мілкого обробітку після пшениці озимої – на 0,37–0,47 т/га, а після кукурудзи – на 0,47–0,56 т/га. У варіантах нульового обробітку недобір урожайності був ще більш помітним та становив після стерньового попередника 2,50–2,55 т/га, просапного – 0,91–0,98 т/га.

Урожайність сої суттєво залежала від попередника та була вищою після кукурудзи на зерно. За глибокого обробітку ґрунту різниця між попередниками становила 0,03–0,10 т/га, за мілкого – 0,06–0,11 т/га, за прямої сівби – 0,13–0,16 т/га. Без внесення компенсаторної дози азоту урожайність сої була подібною після пшениці та кукурудзи: 2,26–2,29 т/га (оранка) та 2,08–2,14 т/га (дискування). Внесення КДА після пшениці не суттєво впливало на врожай, а після кукурудзи давало прибавку лише за оранки (+0,12 т/га). Мінімізація обробітку ґрунту призводила до недобору – за дискування після пшениці 0,18–0,21 т/га, після кукурудзи 0,15–0,20 т/га, за нульового обробітку – 0,43–0,44 та 0,33–0,38 т/га відповідно.

Урожайність соняшнику значно залежала від попередника та була вищою після кукурудзи на зерно. За глибокої оранки різниця між попередниками становила 0,23–0,26 т/га, за мілкого обробітку – 0,22–0,24 т/га, за прямої сівби – 0,95–0,97 т/га. Внесення компенсаторної дози азоту після пшениці підвищувало врожай на 0,11–0,16 т/га, після кукурудзи – на 0,10–0,19 т/га. Мінімізація обробітку ґрунту призводила до недобору урожайності – за дискування після пшениці 0,14–0,19 т/га, після кукурудзи 0,13–0,23 т/га, за прямої сівби – відповідно 1,02–1,05 та 0,28–0,36 т/га.

Кореляційний аналіз показав слабкий зв'язок між ступенем деструкції решток пшениці озимої та урожайністю пізніх ярих культур ($r=0,31-0,37$) та середній/високий зв'язок для кукурудзи ($r=0,60-0,75$).

Аналіз деструкції рослинних решток у перший рік після збирання показав тісний та дуже тісний кореляційний зв'язок між ступенем розкладання листостеблової маси пшениці озимої та кукурудзи на зерно та погодними умовами: у контрольних варіантах $r=0,71-0,85$, а за внесення компенсаторної дози азоту, мікробіологічного препарату та їх поєднання – $r=0,93-0,99$ і $r=0,60-0,95$ відповідно.

Через два роки ступінь деструкції післяживної маси пшениці озимої корелював із погодними умовами від слабкого до сильного $r=0,39-0,86$ у контрольних варіантах та від середнього до дуже сильного $r=0,65-0,97$ за застосування азотних добрив і мікробіологічного препарату. Для кукурудзи

кореляція становила $r=0,63-0,99$ у контролі та $r=0,47-0,99$ за внесення додаткових засобів.

Детальніший аналіз показав дуже сильний зв'язок ступеня деструкції рослинних решток із кількістю опадів та глибиною обробітку ґрунту $r=0,94-0,98$. Високий коефіцієнт детермінації $R^2=0,82$ відображав зв'язок між деструкцією решток і індексом ефективної деструкції (IED) післяжнивної маси пшениці озимої та кукурудзи за різних способів основного обробітку (рис. 1).

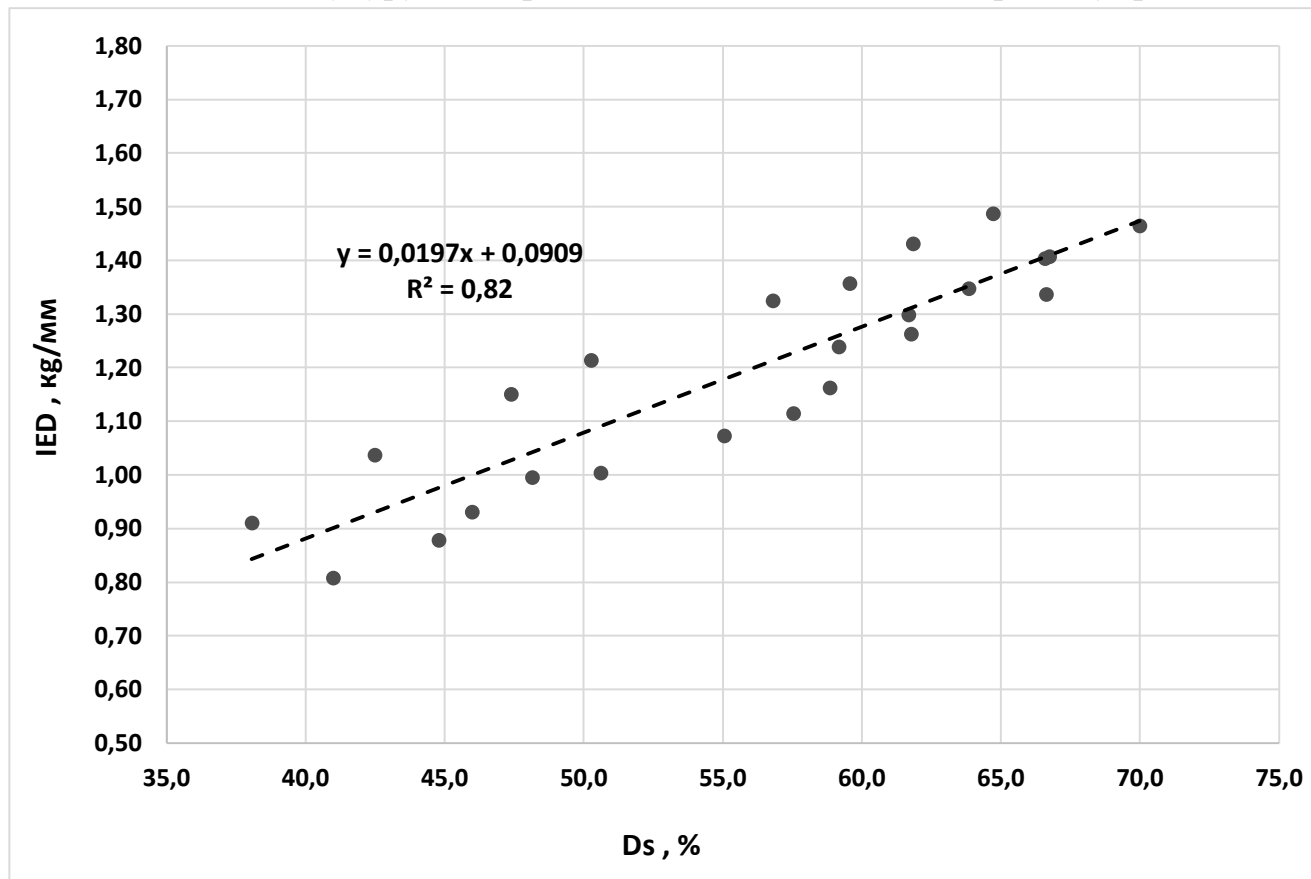


Рис. 1 – Залежність індексу ефективної деструкції (IED) післяжнивних решток пшениці озимої та кукурудзи на зерно від ступеня їх деструкції (Ds, %)

Побудова точкових діаграм із трендом лінійної регресії підтвердила загальну залежність ступеня деструкції від основних факторів, що впливають на розкладання рослинних решток. Рівняння лінійної регресії дозволило визначити значення IED, що відповідають адекватному рівню деструкції пшениці озимої та кукурудзи (табл. 11).

11. Відповідність показників ступеню деструкції рослинних решток пшениці озимої та кукурудзи з індексом ефективної деструкції

Ds , %	IED, кг/мм	
	пшениця озима	кукурудза
40	0,88	0,85
45	1,00	0,96
50	1,10	1,07
55	1,21	1,17
60	1,32	1,27
65	1,43	1,38
70	1,53	1,48

Відмічено загальну тенденцію до зменшення індексів деструкції при мінімізації основного обробітку ґрунту, як за стерньового попередника, так і за просапного (табл. 12). Результати аналізу показали, що дані індекси мали вищі показники у стерньового попередника. На зростання індексу ефективної деструкції також впливала обробка післяжнивної маси компенсаторною дозою азоту, мікробіологічними препаратами та їх поєднанням.

Раціональне використання післяжнивних решток у поєднанні з агротехнічними заходами (основний обробіток ґрунту, внесення компенсаторної дози азоту та мікробіологічних препаратів) є ключовим для формування органо-мінеральних систем удобрення, забезпечуючи ефективний кругообіг поживних речовин у ґрунті. Післяжнивні рештки зернових та просапних культур є джерелом органічного вуглецю та мінеральних елементів, а їх трансформація залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунту, активності мікробіоти та технології обробітку.

Деструкція решток значно покращується за рахунок мульчування, внесення додаткового азоту, мікробіологічних препаратів та їх комбінацій, що сприяє збалансованому формуванню родючості ґрунту. Органічні компоненти (післяжнивні рештки) покращують структуру ґрунту, утримання вологи та стимулюють мікробіологічні процеси, а мінеральні добрива забезпечують доступні макро- та мікроелементи.

**12. Індеси деструкції решток польових культур залежно від
компенсаторної дози азоту, мікробіологічних препаратів і глибини
закладання (2009–2013 рр.)**

Польова культура	Обробка рослинних решток	Глибина закладання рослинних решток, см	За перший рік		За два роки	
			IED, кг/мм	IPD, кг/день	IED, кг/мм	IPD, кг/день
Пшениця озима	без обробки (контроль)	25	1,04	1,29	0,77	1,04
		10	1,00	1,24	0,76	1,02
		0	0,93	1,16	0,73	0,98
	обробка КДА*	25	1,33	1,66	0,82	1,11
		10	1,30	1,62	0,81	1,09
		0	1,24	1,56	0,78	1,06
	обробка МП**	25	1,43	1,79	0,89	1,20
		10	1,41	1,76	0,87	1,18
		0	1,35	1,69	0,85	1,15
	обробка КДА та МП	25	1,49	1,87	0,89	1,20
		10	1,46	1,85	0,89	1,21
		0	1,40	1,77	0,89	1,20
Кукурудза на зерно	без обробки (контроль)	25	0,91	1,18	0,66	0,88
		10	0,88	1,14	0,64	0,85
		0	0,81	1,04	0,58	0,77
	обробка КДА*	25	1,15	1,48	0,71	0,94
		10	1,11	1,44	0,69	0,92
		0	1,00	1,30	0,64	0,84
	обробка МП*	25	1,21	1,56	0,76	1,01
		10	1,16	1,49	0,74	0,99
		0	1,07	1,38	0,71	0,93
	обробка КДА та МП	25	1,36	1,76	0,81	1,07
		10	1,34	1,73	0,80	1,05
		0	1,26	1,63	0,77	1,01

Примітка: *КДА – компенсаторна доза азоту (N₈ на 1 т побічної продукції);

**МП – мікробіологічний препарат

Спосіб збирання культури впливає на кількість решток на полі. За висоти зрізу 15–20 см при вивезенні побічної продукції на полі залишалося близько 25% післяжнивної маси [114]. У середньому на полі залишалося 6,4 т/га післяжнивної маси пшениці озимої та 9,6 т/га кукурудзи на зерно, а при їх вивезенні – відповідно 1,6 та 2,4 т/га.

За рік після збирання ступінь деструкції пшениці озимої становив 42,5–47,1%, а грубоволокнистих решток кукурудзи – 38,1–42,9% залежно від способу основного обробітку. Використовуючи індекс продуктивної деструкції (IPD), масу решток, що розклалася за рік (Dm), розраховували за формулою:

$$Dm = \frac{IPD \times T \times H_{st.m}}{1000}, \text{ т/га,}$$

де: IPD – індекс продуктивної деструкції (кг/день);

T – період дослідження (днів);

$H_{st.m}$ – урожайність побічної продукції попередника (т/га).

Розрахунки показали, що при вивезенні решток маса пшениці озимої, що розкладалася, становила 0,68–0,75 т/га, а кукурудзи – 0,91–1,03 т/га. При подрібненні та розсіванні решток на полі – пшениці 2,71–3,01 т/га, кукурудзи 3,64–4,13 т/га (табл. 13).

13. Вплив способу збирання попередників та основного обробітку ґрунту на кількість розкладеної післяжнивної маси та урожайність пізніх ярих культур, 2010–2012 рр.

Попередник (фактор А)	Спосіб збирання (фактор В)	Основний обробіток ґрунту (фактор С)	Маса ПП, що розкладалася за річний період, т/га	Урожайність, т/га		
				кукурудза	соя	соняшник
Пшениця озима	з вивозом ПП*	оранка (25–27 см)	0,75	6,77	2,26	2,61
		дискування (10–12 см)	0,72	6,44	2,07	2,39
		нульовий	0,68	4,00	1,92	1,33
	без вивозу ПП	оранка (25–27 см)	3,01	6,72	2,26	2,55
		дискування (10–12 см)	2,90	6,26	2,08	2,41
		нульовий	2,71	4,17	1,83	1,53
Кукурудза на зерно	з вивозом ПП	оранка (25–27 см)	1,03	6,77	2,32	2,85
		дискування (10–12 см)	1,00	6,06	2,15	2,78
		нульовий	0,91	5,73	1,99	2,65
	без вивозу ПП	оранка (25–27 см)	4,13	6,56	2,29	2,78
		дискування (10–12 см)	3,99	6,08	2,14	2,65
		нульовий	3,64	5,64	1,97	2,50
-	НІР ₀₅	фактор А		0,15-0,35	0,05-0,09	0,10-0,13
		фактор В		0,15-0,35	0,06-0,09	0,10-0,13
		фактор С		0,19-0,43	0,06-0,11	0,13-0,15
		фактор АВ		0,22-0,50	0,09-0,13	0,15-0,18
		фактор АС		0,27-0,61	0,09-0,15	0,18-0,22
		фактор ВС		0,27-0,61	0,11-0,15	0,18-0,22
		Фактор АВС		0,38-0,87	0,16-0,22	0,25-0,31

Примітка: *ПП – побічна продукція

Кореляційний аналіз показав слабкий зв'язок між урожайністю пізніх ярих культур та кількістю розкладеної біомаси: кукурудза $r=0,08$, соя $r=0,06$, соняшник $r=0,15$. Це свідчить про відсутність впливу деструкції решток на врожайність у перший рік. Тенденції змінюються при тривалому застосуванні органо-мінеральної системи та включенні післяжнивних решток у сівозміну.

Так, у стаціонарному польовому досліді, закладеному 2006 р., встановлено тенденцію до зростання впливу способу збирання попередників. Тобто, порівнювали варіанти, де відчужували рослинні рештки з поля (за мінеральної системи удобрення), або ж залишали їх у полі з подрібненням та розсіюванням по поверхні ґрунту з наступним загортанням у ґрунт з використанням оранки за орґано-мінеральної системи удобрення у сівозміні.

У результаті проведених досліджень в умовах стаціонарного досліду (2009–2024 рр.) встановлено тенденцію до зростання впливу способу збирання попередників (варіанти з відчуженням рослинних решток з поля порівняно з варіантами, де залишали їх в полі з розсіюванням по поверхні ґрунту з наступним їх загортанням у ґрунт), які формували дві системи удобрення (мінеральну та орґано-мінеральну), на продуктивність короткоротаційних сівозмін (табл. 14).

14. Вплив способу збирання попередників та періоду накопичення післяжнивної маси за орґано-мінеральної системи удобрення на продуктивність* сівозмінної площі

Рік обліків	Період накопичення післяжнивної маси, роки	Спосіб збирання попередників		
		з вивозом побічної продукції, т/га	без вивозу побічної продукції, т/га	різниця, %
2009	3	5,83	5,71	-2,1
2014	8	5,75	5,88	2,3
2019	13	6,72	7,00	4,2
2024	18	4,67	4,94	5,8

Примітка: * – Вихід зернових одиниць з 1 га короткоротаційної сівозміни (пшениця озима, соя, кукурудза на зерно, соняшник)

На етапі входження в сівозміну короткої ротації (пар чорний – за мінеральної системи удобрення, або парозаймаюча культура – за орґано-мінеральної системи удобрення; пшениця озима; соя; кукурудза на зерно; соняшник) застосування післяжнивних решток протягом 3 років як елемента орґано-мінеральної системи удобрення не призводило до зростання продуктивності сівозмінної площі. Використання рослинних решток попередників протягом восьми років порівняно з варіантами, де систематично відчужували з поля рослинну масу побічної продукції, вже показало певну ефективність (2,3%) цього агрозаходу. На 13-й рік накопичення післяжнивної маси за орґано-мінеральної системи удобрення у п'ятипільній сівозміні з використанням зернових та технічних культур по 20% встановлене більш помітне зростання продуктивності сівозмінної площі, тобто вихід зернових

одиниць зростав на 4,2%, порівняно з мінеральною системою удобрення. Використання протягом вісімнадцяти років післяжнивних решток (побічної продукції) сільськогосподарських культур за органо-мінеральної системи удобрення у сівоzmіні короткої ротації забезпечило найбільший вплив на додатковий вихід зернових одиниць, який становив 5,8%. Тобто, встановлена загальна тенденція до підвищення продуктивності сівоzmінної площі залежно від тривалості періоду накопичення післяжнивної маси за органо-мінеральної системи удобрення, порівняно з мінеральною.

Визначено суттєвий зв'язок між тривалістю застосування післяжнивних решток польових культур та зростанням продуктивності одиниці площі сівоzmіні короткої ротації, що підтверджено високим ступенем коефіцієнта детермінації ($R^2=0,91$).

Таким чином, органо-мінеральна система удобрення в сівоzmіні є ефективним способом підтримання родючості ґрунтів та підвищення продуктивності сільськогосподарських культур. Вона базується на інтеграції органічних та мінеральних компонентів, що дозволяє досягти екологічної стійкості та економічної ефективності. Ці дослідження у рослинницькій галузі сприятимуть оптимізації технологій удобрення та впровадженню інноваційних рішень у сільському господарстві.

Отримані результати показують, що швидкість і повнота розкладання післяжнивних решток в першу чергу визначаються біологічною природою решток, їх розміщенням у ґрунтовому профілі та застосуванням агрономічних практик, спрямованих на стимулювання мікробної активності. Пшенична солома, що характеризується нижчим вмістом лігніну та більш сприятливим співвідношенням C:N, розкладалася швидше, ніж грубоволокнисті рештки кукурудзи на зерно. Цей висновок узгоджується з усталеними концепціями, що підкреслюють роль біохімічного складу та анатомічної структури рослинних тканин у регулюванні процесів мінералізації органічної речовини [115].

Внесення післяжнивних решток у ґрунт, особливо на глибину приблизно 10 см, призводило до стабільно вищого ступеня розкладання порівняно з розміщенням на поверхні. Цей ефект можна пояснити поліпшеним фізичним контактом між рештками та ґрунтовими мікробними спільнотами, вищою та стабільнішою вологістю ґрунту та помірними температурними умовами у верхньому шарі ґрунту. Навпаки, більш глибоке закладення (25 см) не завжди підвищувало інтенсивність розкладання, ймовірно, через обмежену аерацію та менш сприятливі умови для аеробних мікроорганізмів. Про подібні залежності розкладання післяжнивних решток від глибини повідомлялося в дослідженнях щодо розміщення післяжнивних решток та систем обробітку ґрунту [116, 117].

Внесення компенсаторної дози азоту після збору врожаю значно стимулювало розкладання як пшеничної соломи, так і залишків кукурудзи. Ці результати підтверджують гіпотезу, що додаткове внесення азоту пом'якшує негативні ефекти широкого співвідношення C:N, типового для біомаси після збору врожаю, та сприяє розвитку мікробних консорціумів, що беруть участь у розкладанні целюлозно-лігнінових комплексів. Більш виражений ефект компенсаторного азоту при неглибокому загортанні залишків підкреслює важливість поєднання хімічних і фізичних механізмів регулювання в управлінні процесами розкладання. Подібні реакції спостерігалися в системах управління післяжнивними рештками, де доступність азоту була обмежувальним фактором для мікробної активності [118].

Використання мікробного препарату ще більше інтенсифікувало розкладання післяжнивних решток. Це вказує на вирішальну роль біологічного компонента в перетворенні післяжнивних решток і підтверджує ефективність введення спеціалізованих мікробних штамів у середовища з достатнім рівнем вологи та поживних речовин. Найвищі рівні розкладання були досягнуті при поєднанні компенсаційного внесення азоту з мікробною інокуляцією, що демонструє синергічну взаємодію між доступністю поживних речовин та функціональним потенціалом мікроорганізмів. Подібні синергічні ефекти були описані для інтегрованих біологічних та мінеральних підходів до управління післяжнивними рештками [119].

Сильна кореляція між ступенем розкладання післяжнивних решток та кількістю опадів підкреслює домінуючу роль гідротермічних умов у контролі мікробної активності. Водночас посилення цієї взаємозалежності під час азотного удобрення та мікробної обробки свідчить про те, що агрономічні втручання можуть не тільки підвищити абсолютний рівень розкладання, але й частково захистити процес від міжрічної кліматичної мінливості. Цей захисний ефект є особливо актуальним в умовах зростаючої нестабільності погоди, пов'язаної зі зміною клімату [120, 121].

Запропоновані індекси ефективного та продуктивного розкладання дозволили об'єднати інтенсивність розкладання залишків, кількість опадів та тривалість розкладання в єдині показники. Високий коефіцієнт детермінації між ступенем розкладання та індексом ефективного розкладання підтверджує доцільність використання цих показників для порівняльної оцінки технологічних рішень за різних ґрунтових та кліматичних умов. Нижчі значення індексу, що спостерігаються при мінімальній обробці ґрунту, вказують на уповільнення процесів мінералізації, що може сприяти збереженню органічної речовини, але одночасно обмежує короткострокову мобілізацію поживних речовин. Цей подвійний ефект узгоджується із

сучасними поглядами на компроміси між збереженням вуглецю в ґрунті та доступністю поживних речовин у системах консервативного обробітку ґрунту [116].

Аналіз зв'язку між розкладанням післяжнивних решток та врожайністю культур виявив специфічні для кожної культури реакції. Для пшениці озимої кореляція була слабкою, тоді як для кукурудзи на зерно вона варіювалася від помірної до сильної. Це свідчить про те, що роль мінералізації післяжнивних решток у формуванні врожаю різниться залежно від культури і залежить від її біологічних характеристик та потреб у поживних речовинах. Ці висновки підкреслюють необхідність диференційованого підходу до управління післяжнивними рештками на основі структури сівозміни та функціональних особливостей наступних культур.

Загалом, результати підтверджують, що раціональне поєднання методів обробітку ґрунту, компенсаторного внесення азотних добрив та мікробних препаратів є ефективним інструментом регулювання розкладання післяжнивних решток, оптимізації циклу поживних речовин та забезпечення стабільної продуктивності агроєкосистеми.

Запропонований підхід забезпечує адаптивне управління процесом деструкції у просторі та часі, що зменшує залежність ефективності розкладання від погодних умов, підвищує керованість мінералізації органічної речовини та дозволяє прогнозувати перебіг процесу з метою оптимізації системи обробітку ґрунту за формування орґано-мінеральної системи удобрення.

Таким чином, раціональне управління деструкцією післяжнивних решток шляхом оптимального поєднання способу збирання врожаю польових культур, компенсаторного азотного живлення та мікробіологічних препаратів, а також обробітку ґрунту є важливою складовою формування ефективної орґано-мінеральної системи удобрення в адаптивному землеробстві, спрямованій на збереження і підвищення родючості ґрунту та стабільність агроценозів. Існує тісний прямий зв'язок між тривалістю застосування післяжнивних решток польових культур та сталим зростанням продуктивності сівозмін.

Інтенсивність деструкції післяжнивних решток істотно залежить від попередника та способу його збирання, глибини загортання побічної продукції, застосування компенсаторної дози азоту та мікробіологічних препаратів. Рослинні рештки пшениці озимої розкладаються швидше, ніж грубоволокнисті рештки кукурудзи на зерно. Мінімізація основного обробітку ґрунту та перехід до прямої сівби зумовлюють зниження інтенсивності деструкції рослинних решток і відповідних індексів ефективної (IED) та

продуктивної (IPD) деструкції порівняно з оранкою, особливо за грубоволокнистого попередника. Деструкція післяжнивної маси польових культур значно посилюється за комплексного використання компенсаторної дози азоту та мікробіологічного препарату.

ВИСНОВКИ

Раціональне управління деструкцією післяжнивних решток шляхом оптимального поєднання способу збирання врожаю польових культур, компенсаторного азотного живлення та мікробіологічних препаратів, а також обробітку ґрунту є важливою складовою формування ефективної органо-мінеральної системи удобрення в адаптивному землеробстві, спрямованою на збереження і підвищення родючості ґрунту та стабільність агроценозів. Існує тісний прямий зв'язок між тривалістю застосування післяжнивних решток польових культур та сталим зростанням продуктивності сівозмін.

1. Розроблена методика дозволяє кількісно та якісно оцінити процес деструкції рослинних решток, що є важливим для забезпечення сталого землеробства, покращення родючості ґрунту та мінімізації екологічного впливу сільськогосподарської діяльності.

2. Використання методики сприятиме глибшому розумінню процесів розкладання рослинних решток у ґрунті та їх ролі в накопиченні гумусу, мінералізації поживних елементів та формуванні сприятливих умов для ґрунтової біоти.

3. Методика базується на використанні поєднання фізико-хімічних, біологічних та агротехнічних методів аналізу. Такий підхід забезпечує високу точність оцінки та дозволяє врахувати вплив кліматичних умов, типу ґрунту і виду сільськогосподарської культури.

4. Впровадження методики дозволяє науковцям оптимізувати систему управління рослинними рештками, зменшуючи негативний вплив на довкілля та підвищуючи ефективність використання ресурсів у господарствах.

5. Методика може бути використана для різних агрокліматичних зон, типів ґрунтів і культур. Це дозволяє застосовувати її як у польових умовах, так і в лабораторних дослідженнях.

6. Впровадження цифрових технологій, таких як автоматизований аналіз даних та математичне моделювання, може покращити точність і швидкість виконання методики, відкриваючи нові можливості для її застосування.

7. Результати досліджень, проведених за допомогою методики, дозволяють знизити ризики деградації ґрунтів, покращити їх структуру та запобігти накопиченню залишкових пестицидів чи інших токсичних речовин.

Ця методика може стати основою для наукових досліджень, спрямованих на вивчення механізмів розкладання рослинних решток та їх ролі в агроєкосистемах, а також для практичного використання у сільськогосподарській діяльності.

За даними наших досліджень, інтенсивність деструкції післяжнивних решток істотно залежить від попередника та способу його збирання, глибини загортання побічної продукції, застосування компенсаторної дози азоту, мікробіологічних препаратів та погодних умов. Рослинні рештки пшениці озимої розкладаються швидше, ніж грубоволокнисті рештки кукурудзи на зерно. Мінімізація основного обробітку ґрунту та перехід до прямої сівби зумовлюють зниження інтенсивності деструкції рослинних решток і відповідних індексів ефективної (IED) та продуктивної (IPD) деструкції порівняно з оранкою, особливо за грубоволокнистого попередника. Деструкція післяжнивної маси значно посилюється за комплексного використання компенсаторної дози азоту та мікробіологічного препарату.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Центило В. М., Сендецький Л. В. Біологічна ефективність використання біодеструкторів. *Вісник ЖНАЕУ. Серія: Агроекологія*. 2014. № 2(42). Т. 1. С. 93–99.
2. Говоров О. Ф. Що робити з соломою? *Пропозиція*. 2014. № 5. С. 118.
3. Mäder P., Fliessbach A., Dubois D. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*. 2002. Vol. 296, № 5573. P. 1694–1697.
4. Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 2004. Vol. 123, № 1–2. P. 1–22. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.032
5. Aulakh M. S., Khera T. S., Doran J. W. Managing crop residue in a rice–wheat rotation // *Soil Science Society of America Journal*. 2001. Vol. 65. P. 820–827. DOI: 10.2136/sssaj2001.653820x
6. Černý J., Balík J., Kulháněk M., Nedvěd V. The changes in microbial biomass C and N in long-term field experiments. *Plant, Soil and Environment*. 2008. Vol. 54. № 5. P. 212–218. DOI: 10.17221/409-PSE
7. Cheneby D., Bru D., Pascault N., Maron P. A., Ranjard L., Philippot L. Role of plant residues in determining temporal patterns of the activity, size, and structure of nitrate reducer communities in soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 2010. Vol. 76, № 21. P. 7136–7143. DOI: 10.1128/AEM.01497-10
8. Blair G. J., Lefroy R. D. B., Anderson G. C. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation. *Australian Journal of Agricultural Research*. 1995. Vol. 46. P. 1459–1466. DOI: 10.1071/AR9951459
9. Jensen E. S., Hauggaard-Nielsen H., Peoples M. B. Legumes for sustainable agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*. 2005. Vol. 25, № 4. P. 223–234. DOI: 10.1051/agro:2005006
10. Lehmann J., Silva J. P. D., Steiner C. et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249, №2. P. 343–357. DOI: 10.1023/A:1022833116184
11. Практикум із землеробства : навч. посіб. / М. С. Кравченко, О. М. Царенко, Ю. Г. Міщенко та ін. ; за ред. М. С. Кравченка, З. М. Томашівського. Київ : Мета, 2003. 320 с.
12. Prescott C. E. Decomposition and mineralization of nutrients from litter and humus. *Forest Ecology and Management*. 2005. Vol. 220, № 1–3. P. 13–30. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.08.038
13. Маклюк О., Найдьонова О. Біологічно активні ґрунти: як їх сформувати. *Пропозиція*. 2014. № 10. С. 68.

14. Болоховська В., Нагорна О. Біодеструктори на сторожі здоров'я ґрунту. *Пропозиція*. 2012. № 5. С. 60.

15. Коваленко А. М., Пілярський В. Г. Вплив деструкторів на мінералізацію рослинних решток культур сівозміни та біологічну активність темно-каштанового ґрунту степової зони за різних систем його обробітку. *Аграрні інновації*. 2020. № 2. С. 49–55. DOI: 10.32848/agrar.innov.2020.2.8

16. Мельничук А. О., Кучер Г. А., Савчук О. І., Кочик Г. М., Гуреля В. В., Ковальов В. Б. Оптимізація живлення культур в інтенсивній короткоротаційній сівозміні на дерново-середньопідзолистих ґрунтах Полісся. *Вісник аграрної науки*. 2021. № 11(824). С. 17–25. DOI: 10.31073/agrovisnyk202111-02

17. Коваленко А. М., Новохижній М. В., Тимошенко Г. З., Сергєєва Ю. О. Особливості застосування деструкторів стерні в умовах степової зони. *Вісник аграрної науки*. 2020. № 2(803). С. 44–51. DOI: 10.31073/agrovisnyk202002-07

18. Ghimire R., Machado S., Siciliano G. Fate of plant litter under climate change: decomposition and its long-term consequence on soil carbon storage. *Global Change Biology*. 2014. Vol. 20, № 10. P. 3216–3226. DOI: 10.1111/gcb.12645

19. Боговін А. В. Біогеоценотична роль взаємовідносин живих організмів у становленні та функціонуванні екологічних систем. *Екологія та ноосферологія*. 2009. Т. 20, № 1–2. С. 102–117.

20. Волкогон В. В., Надкренична О. В., Ковалевська Т. М. Мікробні препарати у землеробстві: теорія і практика. Київ : Аграрна наука, 2006. 312 с.

21. Ляшенко Л. М. Використання побічної продукції сільськогосподарських культур як джерела органічної речовини. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 4(96). С. 12–18.

22. Lal, R. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*. 2011. Vol. 36(S1). P. 33–39. DOI: 10.1016/j.foodpol.2010.12.001

23. Janzen H. H. The soil carbon dilemma. *Soil Biology and Biochemistry*. 2006. Vol. 38. P. 419–424. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.10.008

24. Lal R. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 2008. Vol. 363. P. 815–830. DOI: 10.1098/rstb.2007.2185

25. Montgomery D. R. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2007. Vol. 104. P. 13268–13272. DOI: 10.1073/pnas.0611508104

26. Blanco-Canqui H., Lal R. Principles of Soil Conservation and Management. Dordrecht : Springer, 2010. 617 p.

27. Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. Agricultural sustainability and intensive production. *Nature*. 2002. Vol. 418. P. 671–677. DOI: 10.1038/nature01014

28. Foley, J., Ramankutty, N., Brauman, K. et al. Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 2011. Vol. 478, P. 337–342. DOI: 10.1038/nature10452
29. Reeves D. W. The role of soil organic matter. *Journal of Sustainable Agriculture*. 1997. Vol. 9. P. 7–24. DOI: 10.1300/J064v09n01_03
30. Carter M. R. Soil quality for sustainable land management. *Agronomy Journal*. 2002. Vol. 94. P. 38–47.
31. Paustian K., Andr  n O., Janzen H.H., Lal R., Smith P., Tian G., Tiessen H., Van Noordwijk M., Woomer P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management*. 1997. Vol. 13. P. 230-244. DOI. 10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x
32. Cotrufo M. F., Wallenstein M. D., Boot C. M., Denef K., Paul E. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature*. 2013. Vol. 4. P. 277–280. DOI: 10.1038/nature12733
33. Paul E. A. Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. 4th ed. Academic Press, 2014. 598 p.
34. Wall D. H. Soil Ecology and Ecosystem Services. Oxford : Oxford University Press, 2012. 424 p.
35. Six J., Conant R. T., Paul E. A., Paustian K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*. 2002. Vol. 241 (2). P. 155–176. DOI: 10.1023/A:1016125726789
36. Maillard E., Angers D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks. *Global Change Biology*. 2010. Vol. 16. № 1. P. 531–543. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02036.x
37. Tisdall J. M., Oades J. M. Organic matter and water-stable aggregates. *Journal of Soil Science*. 1982. Vol. 33. P. 141–163. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x
38. Melillo, J. M., Aber, J. D., & Muratore, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*. 1989. Vol. 70. P. 393–401. DOI: 10.2307/1937540
39. Davidson E. A., Janssens I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition. *Nature*. 2006. Vol. 440. P. 165–173. DOI: 10.1038/nature04514
40. Moyano, F. E., Manzoni, S., & Chenu, C. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biology and Biochemistry*. (2013). Vol. 59. P. 72-85. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.01.002
41. Патики М. В., Вожик Ю. Г., Панасюк В. І. Трансформація рослинних решток у гумусоподібну субстанцію з використанням біологічних засобів мультифункціональної дії. *Механізація та електрифікація сільського господарства*. 2023. Вип. 1 (115). С. 58-64. DOI: 10.37204/2786-7765-2023-1-5

42. Гадзало Я.М., Вожегова Р.А., Лікар Я.О. Ефективність застосування мікробних препаратів деструкторів на рослинних рештках у процесі їх мінералізації після збирання. *Аграрні інновації. Меліорація, землеробство, рослинництво*. 2023. № 19. С. 24-33. DOI 10.32848/agrar.innov.2023.19.4
43. Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D. S. Climate-smart soils // *Nature*. 2016. Vol. 532. P. 49–57. DOI: 10.1038/nature17174
44. Doran J. W., Parkin T. B. Defining and assessing soil quality. *SSSA Special Publication*. 1994. Vol. 35. P. 3–21.
45. Brady N. C., Weil R. R. *The Nature and Properties of Soils*. 15th ed. Pearson, 2016. 1104 p.
46. Експериментальна ґрунтова мікробіологія: монографія / В. В. Волкогон, О. В. Надкернична, Л. М. Токмакова та ін. ; за наук. ред. В. В. Волкогона. К. : Аграрна наука, 2010. 464 с.
47. Bardgett R. D., van der Putten W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*. 2014. Vol. 515. P. 505–511. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature13855>
48. Stevenson F. J. *Humus Chemistry*. New York : Wiley, 1994. 512 p.
49. Lehmann J., Kleber M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 2015. Vol. 528. P. 60–68. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16069>
50. Sylvia D.M., Fuhrmann J.J., Hartel P.G., Zuberer D.A. *Principles and applications of soil microbiology*. Pearson Education, 2005. 640 p
51. Tate R. L. *Soil Microbiology*. New York : Wiley, 2000. 608 p.
52. Schmidt M. W. I. et al. Persistence of soil organic matter. *Nature*. 2011. Vol. 478. P. 49–56. DOI: 10.1038/nature10386
53. Minasny B., Malone B.P., McBratney A.B., Angers D.A., Arrouays D. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*. 2017. Vol. 292. P. 59–86. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.01.002
54. Blanco-Canqui H., Lal R. Crop residue removal impacts. *Soil and Tillage Research*. 2009. Vol. 102. P. 139–163. DOI: 10.1016/j.still.2008.07.014
55. Wilhelm W. W. et al. Corn stover to sustain soil organic carbon. *Agronomy Journal*. 2004. Vol. 96. P. 426–437.
56. Chan, K. Y., Bowman, A., Oates, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic Paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, 2001. Vol. 166(1), P. 1–10. DOI: 10.1097/00010694-200101000-00001
57. Heal O. W. et al. Plant litter quality and decomposition // *Trends in Ecology and Evolution*. 1997. Vol. 12. P. 181–185.
58. Marschner P. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press, 2012. 672 p.

59. Swift M. J., Heal O. W., Anderson J. M. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Oxford : Blackwell Scientific Publications, 1979. 372 p.
60. Hatakka A.. Biodegradation of lignin. In *Biopolymers Online* Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. 2005. P. 129-180. DOI: 10.1002/3527600035.bpol1005
61. Manzoni S. et al. Environmental controls on microbial carbon-use efficiency. *New Phytologist*. 2012. Vol. 196. P. 79–91. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x
62. Roldán A., Salinas-García J. R., Alguacil M. M., Díaz E., Caravaca F. Soil enzyme activity changes under conservation tillage practices in a rainfed agriculture system. *Soil & Tillage Research*, 2005. Vol. 81(2), P. 161–176. DOI: 10.1016/j.still.2004.09.003
63. Jensen E. S., Peoples M. B., Boddey R. M. et al. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2012. Vol. 32. P. 329–364. DOI: 10.1007/s13593-011-0056-7.
64. Oades J. M. Soil organic matter and structural stability. *Plant and Soil*. 1984. Vol. 76. P. 319–337.
65. Farooq M., Flower K. C., Jabran K., Wahid A., Siddique K. H. M. Conservation agriculture // *Agronomy for Sustainable Development*. 2011. Vol. 31. P. 237–264. DOI: 10.1051/agro/2010016.
66. Hobbs P. R., Sayre K., Gupta R. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 2008. Vol. 363. P. 543–555. DOI: 10.1098/rstb.2007.2169
67. Glaser B., Lehmann J., Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils*, 2002. Vol. 35, P. 219–230. DOI: 10.1007/s00374-002-0466-4
68. Prescott C. E., Vesterdal L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*. 2021. Vol. 498. Article 119522. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119522.
69. Goodfellow M., Williams S. T. Ecology of actinomycetes. *Annual Review of Microbiology*. 1983. Vol. 37. P. 189–216. DOI: 10.1146/annurev.mi.37.100183.001201
70. Smith S. E., Read D. J. Mycorrhizal Symbiosis. London : Academic Press, 2008. 800 p.
71. Bidnyna, I., Lykhovyd, P., Pysarenko, P., Hetman, M., & Karashchuk, G.. Soil organic matter transformation under the influence of microbial agents and tillage in grain and oil crops in Southern Ukraine. *Scientific Horizons*. 2025. Vol. 28(5). P. 9-19. DOI: 10.48077/scihor5.2025.09

72. Symochko L., Demyanyuk O., Crisan V., Dinca L. Microbial transformation of soil organic matter under varying agricultural management systems in Ukraine. *Frontiers in Microbiology*. 2024. Vol. 14. Article 1287701. DOI: 10.3389/fmicb.2023.1287701

73. Kuypers M. M. M. et al. The microbial nitrogen-cycling network. *Nature Reviews Microbiology*. 2018. Vol. 16. P. 263–276. DOI: 10.1038/nrmicro.2018.9

74. Liang C., Schimel J., Jastrow J. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nat Microbiol*. 2017. Vol. 2. article 17105. DOI: 10.1038/nmicrobiol.2017.105

75. Singh B.K., Bardgett R.D., Smith P., Reay D.S. Microorganisms and climate change. *Nature Reviews Microbiology*,. 2010. Vol. 8 (11). P. 779–790. DOI: 10.1038/nrmicro2439

76. Joly, FX., Scherer-Lorenzen, M. & Hättenschwiler, S. Resolving the intricate role of climate in litter decomposition. *Nat Ecol Evol*. 2023. Vol. 7. P. 214–223. DOI: 10.1038/s41559-022-01948-z

77. Wang C. et al. Aridity threshold in controlling ecosystem nitrogen cycling. *Nature Communications*. 2014. Vol. 5. Article 4799. DOI: 10.1038/ncomms5799

78. Conant R. T., Drijber R. A., Haddix M. L., Parton W. J., Paul E. A., Plante A. F., Six J., Steinweg J. M. Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. *Global Change Biology*. 2008. Vol. 14. P. 868–877. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01512.x.

79. Powlson D. S., Stirling C. M., Jat M. L., Gerard B. G., Palm C. A., Sanchez P. A., Cassman K. G. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*. 2014. Vol. 4. P. 678–683. DOI: 10.1038/nclimate2292.

80. Six J., Elliott E. T., Paustian K. Soil structure and soil organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*. 2000. Vol. 64. P. 681–689. DOI: 10.2136/sssaj2000.643681x.

81. Kuzyakov Y., Schneckenberger K. Estimation of plant rhizodeposition. *Soil Biology and Biochemistry*. 2004. Vol. 36. P. 1699–1711. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.011>

82. Bradford M. A., Wieder W. R., Bonan G. B., Fierer N., Raymond P. A., Crowther T. W. Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nature Climate Change*. 2016. Vol. 6. P. 751–758. DOI: 10.1038/nclimate3071.

83. Kallenbach C. M. et al. Microbial-derived soil organic matter formation. *Nature Communications*. 2016. Vol. 7. Article 13630. DOI: 10.1038/ncomms13630

84. Palm C. A., Rowland A. P. Minimum dataset for characterization of decomposition. *CAB International*, 1997. 379 p.

85. Parton W. J., Schimel D. S., Cole C. V., Ojima D. S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*. 1987. Vol. 51. P. 1173–1179.
86. Wieder W.R., Bonan G.B., Allison St.D. Global soil carbon projections are improved. *Nature Climate Change*. 2013. Vol. 3. P. 909–912. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1951>
87. Kyryzyuk S., Krupin V., Borodina O., Was A. Crop residue removal: assessment of future bioenergy generation potential and agro-environmental limitations based on a case study of Ukraine. *Energies*. 2020. Vol.13. article 5343. DOI: 10.3390/en13205343
88. Гелету́ха Г.Г., Жнлєзна Т.А. Баштовий А.І. Дорожня карта розвитку біоенергетики України до 2050 року. *Теплофізики та біоенергетика*. 2020. № 42 (2). С. 60-67. DOI:10.31472/ttpe.2.2020.6.
89. Vargas L.F.C., Eichler P. Biomass energy in Ukraine: Opportunities and challenges. *Biomass and Bioenergy*. 2013. Vol. 49. P. 194-204.
90. Melillo J.M., Aber J.D., Muratore J.F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*. 1982. Vol. 63. P. 621–626.
91. Inderjit, Dakshini K.M.M. Allelopathic effects of phenolics on soil microorganisms and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1995. Vol. 53. P. 67–74.
92. Trinsoutrot I., Recous S., Bentz B. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*. 2000. Vol. 32. P. 1529–1538.
93. Rice E.L. Allelopathy. 2nd ed. Orlando: Academic Press, 1984. 422 p.
94. Swift M.J., Heal O.W., Anderson J.M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Berkeley: University of California Press, 1979. 372 p.
95. Peoples M.B., Herridge D.F., Ladha J.K. Biological nitrogen fixation: an efficient source of nitrogen. *Plant and Soil*. 1995. Vol. 174. P. 3–28.
96. Андрієнко О., Андрієнко А. У стерні згорають гроші. *Пропозиція*. 2014. №12/14. С. 60–62.
97. Davidson, E. A., & Janssens, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*. 2006. Vol. 440 (7081). P. 165-173.
98. Шкатула Ю. М. Практикум з охорони земель. Для студентів агрономічного факультету зі спеціальності 6.010109 «Агрономія» – Вінниця: ВНАУ, 2015. - 218 с.
99. Maillard, E., & Angers, D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 2010. Vol. 16(1). P. 531-543.

100. Allison, S. D., & Vitousek, P. M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005. Vol. 37(5). P. 937–944.

101. Заявка на патент України на винахід, МПК G01N 33/24 [2006.1], A01C 21/00, C05F 11/00, C05F 17/70 [2020.01]. Рамковий спосіб визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, О. М. Гайдено ; заявник Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № а202503237 ; заявл. 03.07.2025 р.

102. Заявка на корисну модель, МПК G01N 33/24 [2006.1], A01C 21/00, C05F 11/00, C05F 17/70 [2020.01]. Масо-метричний спосіб рамкового визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, О. М. Гайдено ; заявник: Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № u202601550 ; заявл. 19.03.2026 р.

103. Vock K.L., Gilbert O.J.W. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant Soil*. 1957. Vol. 9(2). P. 179–185.

104. Патент на корисну модель US 5005345 A Method for accelerating the biodegradation of crop residues following grain harvest (Метод прискорення біодеградації решток після збору зернових). Joseph A. Pinckard та Paul E. Gill, 05.03.1990.

105. Патент на корисну модель UA 45688 U Спосіб використання соломи та інших рослинних решток на органічні добрива в біологічному землеробстві. Гнидюк В. С., Сендецький В. М., Бердніков О. М., Колісник Н. М., Кривенко І. С., Мельник І. П., 25.11.2009.

106. Патент на корисну модель UA 115613 U Спосіб комбінованого удобрення ґрунту і деструкції рослинних решток. Брошак І. С., Давидюк А. В., Зданевич О. Р., Бойко О. С., Мамчур В. Ю., 25.04.2017.

107. Патент на корисну модель UA 138500 U Спосіб підвищення родючості ґрунту. Литвинюк Леонтій Каленикович (UA), 19.01.2023

108. Патент на корисну модель RU 2485752 C1 Method of decomposition of plant residues. Labyntsev A. V., Tselujko O. A., 27.06.2013

109. Заявка на патент України на винахід, МПК A01B 79/02, A01C 21/00, G01N 33/02, G06F 19/00. Спосіб визначення індексів ефективної (IED) та продуктивної (IPD) деструкції рослинних решток. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, І. А. Андрієнко, О. М. Гайдено ; заявник: Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № а202504268 ; заявл. 02.09.2025 р.

110. Заявка на корисну модель, МПК A01B 79/02, A01C 21/00, G01N 33/02, G06F 19/00. Спосіб визначення індексів ефективної (IED) та продуктивної (IPD) деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, О. М. Гайденко, І. А. Андрієнко ; заявник: Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № u202601755 ; заявл. 27.03.2026 р.

111. Заявка на патент України на винахід, МПК A01B 79/02; A01C 21/00; A01N 63/04; A01G 7/06. Спосіб управління деструкцією рослинних решток сільськогосподарських культур. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, О. М. Гайденко, І. А. Андрієнко, Ю. І. Ткаліч; заявник: Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № a202600399 ; заявл. 23.01.2026 р.

112. Заявка на корисну модель, МПК A01B 79/02; A01C 21/00; A01N 63/04; A01G 7/06. Спосіб управління деструкцією рослинних решток сільськогосподарських культур. А. Л. Андрієнко, І. М. Семеняка, О. О. Андрієнко, О. М. Гайденко, І. А. Андрієнко, Ю. І. Ткаліч; заявник: Інститут сільського господарства Степу Національної академії аграрних наук України. № u202601765 ; заявл. 30.03.2026 р.

113. Рожков А. О., Пузік В. К., Каленська С. М., Пузік Л. М., Попов С. І., Музафаров Н. М., Бухало В. Я., Криштоп Є. А. Дослідна справа в агрономії: навч. посібник: у 2 кн. – Кн. 2. Статистична обробка результатів агрономічних досліджень; Х.: Майдан, 2016. 342 с. <https://repo.btu.kharkov.ua/handle/123456789/33533>

114. He Y, Presley DR, Tatarko J, Blanco-Canqui H) Crop residue harvest impacts wind erodibility and simulated soil loss. *GCB Bioenergy*. 2018. Vol. 10(2). P. 213–226. DOI: 10.1111/gcbb.12483

115. Lehmann J, Kleber M (2015) The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 2015. Vol. 528(7580). P. 60–68. DOI: 10.1038/nature16069

116. Klopp HW, Blanco-Canqui H Implications of crop residue removal on soil physical properties: a review. *Soil Sci Soc Am J*. 2022. Vol. 86(4). P. 979–1001. DOI: 10.1002/saj2.20418

117. Lytvyniuk L.K., Hovorov O.F., Adamchuk V.V., Korniyushyn V.M., Sidyi M.O., Chaichuk A.D., Hashevskiy B.Ya. (2023) Method for increasing soil fertility (Patent UA126745 C2). 19 Jan 2023. <https://sis.nipo.gov.ua/uk/search/detail/1718852/>

118. Chang R., Yao Y., Cao W., Wang J., Wang X., Chen Q. Effects of composting and carbon-based materials on carbon and nitrogen loss in the arable land utilization of cow manure and corn stalks. *J. Environ. Manag.* 2019. Vol. 233. P. 283–290. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.12.021

119. Feng Y., Zhai Y., Ao J., Qian K., Wang Y., Ma M., Sun P., Li Y., Zhang B., Li X. Effects of Effective Microorganism (EM) inoculation on co-composting of *Auricularia heimuer* residue with chicken manure and subsequent maize growth. *Microorganisms*. 2026. Vol. 14(1). Article 106. DOI: 10.3390/microorganisms14010106
120. Choudhary R, Lenka S, Yadav DK, Lenka NK, Kanwar RS, Sarkar A, Saha M, Singh D, Adhikari T Impact of crop residue, nutrients, and soil moisture on methane emissions from soil under long term conservation tillage. *Soil Syst*. 2024. Vol. 8(3). Article 88. DOI: 10.3390/soilsystems8030088
121. Rowińska P., Gutarowska B., Janas R., Szulc J. Biopreparations for the decomposition of crop residues. *Microb Biotechnol*. 2024. Vol. 17(8). Article 14534. DOI: 10.1111/1751-7915.14534

Науково-практичне видання

Авторський колектив:

Андрієнко Анадрій Леонідович,

Ткаліч Юрій Ігорович,

Андрієнко Ольга Олександрівна,

Семеняка Ігор Миколайович,

Гайденко Олег Миколайович

ДЕСТРУКЦІЯ РОСЛИННИХ РЕШТОК У СИСТЕМІ БІОЛОГІЗАЦІЇ ЗЕМЛЕРОБСТВА

Методика визначення ступеню деструкції рослинних решток сільськогосподарських культур у польових умовах

Підписано до друку 21.05.2026.

Формат 60х84/8. Папір офсетний. Друк цифровий.

Друк. арк. 5,25. Умов. друк. арк. 4,88. Обл.-вид. арк. 4,6.

Наклад 300 прим. Зам. № 3475.

Віддруковано ФОП Корзун Д.Ю. з оригіналів замовника.

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до
Державного реєстру видавців, виготовлювачів і розповсюджувачів
видавничої продукції серія ДК № 5254 від 05.12.2016 р.

Видавець ТОВ «ТВОРИ».

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців, виготовлювачів і розповсюджувачів
видавничої продукції серія ДК № 6188 від 18.05.2018 р.

21034, м. Вінниця, вул. Немирівське шосе, 62а.

Тел.: 0 (800) 33-00-90, (096) 97-30-934, (093) 89-13-852, (098) 46-98-043.

e-mail: info@tvoru.com.ua

<http://www.tvoru.com.ua>