

Міністерство освіти і науки України
Тернопільський національний педагогічний університет імені
Володимира Гнатюка

Хіміко-біологічний факультет
Кафедра ботаніки та зоології

Кваліфікаційна робота
АНАЛІЗ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИКОРИСТАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ
ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ ДЕВАСТОВАНИХ ҐРУНТІВ

Спеціальність 162 Біотехнології та біоінженерія
Освітня програма Екологічна біотехнологія

Здобувача першого (бакалаврського)
рівня вищої освіти
Щерби Софії Іванівни

НАУКОВИЙ КЕРІВНИК:
Доктор біологічних наук, професор
Грицак Людмила Русланівна

РЕЦЕЗЕНТ:
Кандидат географічних наук, доцент
кафедри географії та методики її
навчання
Гулик Сергій Володимирович

ЗМІСТ

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ВІДНОВЛЕННЯ ДЕВАСТОВАНИХ ҐРУНТІВ.....	4
1.1. Поняття девастрованих ґрунтів та причини їх формування	4
1.2. Основні види забруднення та деградації ґрунтів	6
1.3. Природні процеси самоочищення та самовідновлення ґрунтів	10
1.4. Підходи до відновлення забруднених і порушених ґрунтів.....	13
1.5. Роль мікроорганізмів і мікробних препаратів у відновленні біологічної активності ґрунтів.....	21
1.6. Критерії оцінки ефективності біотехнологічного відновлення ґрунтів.....	23
2.1. Матеріали, об'єкти та схема проведення дослідження	26
2.2. Методика оцінки фітотоксичності ґрунтів	31
РОЗДІЛ 3. Результати досліджень та їх обговорення	34
3.1. Оцінка класу фітотоксичності ґрунтів.....	34
3.2. Оцінка ефективності застосування мікробних та органічних препаратів щодо зниження фітотоксичності ґрунтів	37
ВИСНОВКИ	45
Список використаних джерел.....	47

ВСТУП

Ґрунт є одним із найважливіших природних ресурсів, оскільки забезпечує розвиток рослин, бере участь у кругообігу речовин, підтримує діяльність мікроорганізмів і виконує важливі екологічні функції. Від його стану залежить не лише продуктивність агроєкосистем, а й якість довкілля, безпека рослинної продукції та стабільність природних процесів.

У сучасних умовах ґрунтовий покрив зазнає значного антропогенного навантаження. Промислове виробництво, транспорт, будівництво, сільськогосподарська діяльність, накопичення побутових і виробничих відходів призводять до забруднення та деградації ґрунтів. У ґрунтовому середовищі можуть накопичуватися важкі метали, нафтопродукти, залишки пестицидів, надлишкові сполуки азоту та інші токсичні речовини. Наслідком цього є зниження родючості, порушення водно-повітряного режиму, пригнічення мікробіологічної активності та погіршення умов для росту рослин.

Особливої уваги потребують ґрунти урбанізованих і техногенно змінених територій. Такі ділянки часто мають неоднорідний склад забруднення, тому їхній стан складно оцінити лише за окремими хімічними показниками. У цьому випадку важливим є визначення фітотоксичності, тобто здатності ґрунтового середовища пригнічувати проростання насіння, розвиток кореневої системи та ріст рослин. Саме фітотоксичність дає змогу оцінити реальний біологічний вплив забрудненого ґрунту на живий організм.

Одним із перспективних напрямів відновлення порушених ґрунтів є використання екологічних біотехнологій. До них належать біоремедіація, фіторемедіація, застосування мікробних препаратів, мікоризних грибів, гумінових речовин і органічних рекультивантів. Такі підходи ґрунтуються на використанні природних біологічних процесів і можуть сприяти зниженню токсичної дії забруднювачів, активізації мікробіоти та покращенню умов росту рослин. Водночас ефективність таких засобів залежить від типу ґрунту, характеру забруднення, властивостей препарату та чутливості тест-об'єкта.

Тому дослідження впливу біологічних і органічних препаратів на фітотоксичність забруднених ґрунтів є актуальним і практично важливим.

Мета роботи : Оцінити ефективність мікробних і органічних препаратів у зниженні фітотоксичності ґрунту та визначити їх вплив на ростові показники тест-рослин як біоіндикаторів стану дегазованих ґрунтів.

Для досягнення поставленої мети передбачено виконання таких завдань:

- Розкрити поняття дегазованих ґрунтів, причини їх формування, основні види забруднення та деградаційних процесів.
- Охарактеризувати природні процеси самоочищення та самовідновлення ґрунтів.
- Розглянути основні підходи до відновлення забруднених і порушених ґрунтів та ефективність застосування екологічних біотехнологій для їх ремедіації.
- Оцінити фітотоксичність ґрунтів різного рівня забруднення та деградації за показниками проростання насіння та росту рослин редису посівного (*Raphanus sativus* L.).
- Порівняти ефективність застосування мікробних (Міковітал, Триходермін) і органічних (Trevitan®) препаратів щодо зниження фітотоксичності ґрунтів за показниками схожості насіння та морфометричними параметрами кореня і пагону.

Об'єкт дослідження : дегазовані та забруднені ґрунти різного ступеня антропогенного навантаження.

Предмет дослідження: ефективність використання екологічних біотехнологій, зокрема мікробних та органічних препаратів, для зниження фітотоксичності забруднених ґрунтів.

Методи дослідження. У роботі використано аналіз і узагальнення наукової літератури; порівняльний метод для характеристики різних підходів щодо відновлення ґрунтового середовища; метод фітотестування для оцінки токсичності ґрунтів за проростанням насіння редису; морфометричні методи

для визначення показників росту проростків; методи порівняння та узагальнення експериментальних результатів.

Практичне значення роботи полягає у можливості використання результатів дослідження для попередньої оцінки фітотоксичності забруднених ґрунтів та добору мікробних і органічних препаратів, здатних покращувати умови проростання рослин на антропогенно порушених територіях. Отримані дані можуть мати значення для подальшого вивчення біотехнологічних підходів до відновлення ґрунтів, які зазнали впливу транспорту, сміттєзвалищ, промислових або сільськогосподарських об'єктів.

Апробація роботи. Основні результати наукового дослідження були представлені на I етапі Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт (ТНПУ, 2025 р.), XXI Міжнародній науковій конференції студентів і аспірантів «Молодь і поступ біології» (м. Львів, 2025 р.), X Міжнародній науково-практичній конференції «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2026» (м. Тернопіль, 2026 р.)

Структура роботи: Кваліфікаційна (бакалаврська) робота викладена на 57 сторінках, складається з 3 розділів, містить 1 рисунок, 7 таблиць та 51 літературне джерело, з яких 38 є іншомовними.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ВІДНОВЛЕННЯ ДЕВАСТОВАНИХ ҐРУНТІВ

1.1. Поняття девастрованих ґрунтів та причини їх формування

Ґрунт є важливим компонентом біосфери, який забезпечує розвиток рослин, бере участь у кругообігу речовин, підтримує діяльність мікроорганізмів і виконує фільтраційну та буферну функції. Його стан визначається не лише вмістом поживних речовин, а й структурою, кислотністю, водно-повітряним режимом, кількістю органічної речовини та біологічною активністю. Тому порушення ґрунтового покриву впливає не тільки на родючість, а й на екологічну стійкість території.

У науковій літературі для характеристики погіршення стану ґрунтів використовують поняття деградації, забруднення, порушення та деградації. Деградація ґрунту означає погіршення його властивостей і зниження здатності виконувати природні функції. За визначенням FAO, деградація ґрунту пов'язана зі зміною його стану, унаслідок чого зменшується здатність ґрунтової екосистеми забезпечувати властиві їй функції [29].

Поняття девастрованих ґрунтів є ширшим, ніж поняття забруднених або деградованих ґрунтів. До девастрованих можна віднести ґрунти, у яких істотно порушені фізичні, хімічні або біологічні властивості. Це можуть бути ґрунти зі зниженою родючістю, порушеною структурою, зменшеним вмістом органічної речовини, пригніченою мікробіологічною активністю або накопиченням токсичних речовин. У таких умовах погіршується проростання насіння, розвиток кореневої системи та загальний ріст рослин.

У межах цієї роботи девастровані ґрунти розглядаються як ґрунти, що зазнали негативного впливу антропогенних чинників і частково втратили здатність виконувати свої екологічні та продукційні функції. Такий підхід є доцільним, оскільки оцінювання стану ґрунту не повинно обмежуватися лише фактом наявності забруднювачів. Важливо також враховувати його

біологічний вплив, зокрема здатність пригнічувати проростання насіння та розвиток рослин.

Основними причинами формування дегастрованих ґрунтів є промислове виробництво, транспорт, будівництво, інтенсивне сільське господарство, накопичення відходів, нераціональне землекористування та потрапляння у ґрунт токсичних речовин. У звіті FAO про стан світових ґрунтових ресурсів серед основних загроз для ґрунтів виділено ерозію, втрату органічної речовини, ущільнення, засолення, забруднення, закислення та зменшення біорізноманіття [28].

Значне антропогенне навантаження характерне для урбанізованих і техногенно змінених територій. Поблизу автомобільних доріг, станцій технічного обслуговування, сміттєзвалищ, промислових об'єктів і тваринницьких підприємств у ґрунтах можуть накопичуватися важкі метали, нафтопродукти, залишки органічних відходів, сполуки азоту, пестициди та інші речовини. У дослідженнях екологічного стану ґрунтів урбоекосистем зазначається, що накопичення забруднювальних речовин може призводити до зниження родючості, порушення функцій ґрунту та ризиків для живих організмів [10].

Дегастрований ґрунт часто має не одну, а кілька проблем одночасно. Наприклад, хімічне забруднення може поєднуватися з ущільненням, зміною кислотності, зниженням вмісту органічної речовини та пригніченням мікробіологічної активності. Саме комплексність порушень ускладнює відновлення таких ґрунтів. Просте внесення добрив або механічне розпушування не завжди дає потрібний результат, якщо ґрунт зберігає токсичну дію на рослини.

Важливим проявом дегастації є фітотоксичність. Вона характеризує здатність ґрунтового середовища пригнічувати проростання насіння, ріст кореня, формування пагона та накопичення біомаси. Фітотоксичність залежить не лише від наявності забруднювачів, а й від їхньої біодоступності, кислотності ґрунту, вологості, вмісту органічної речовини та стану

мікробіоти. Тому біологічна реакція рослин є важливим показником оцінки стану забруднених і порушених ґрунтів.

Отже, девастровані ґрунти - це ґрунти з порушеними фізичними, хімічними або біологічними властивостями, які частково втратили здатність виконувати природні й продукційні функції. Їх формування пов'язане з антропогенним навантаженням, забрудненням, ерозією, ущільненням, втратою органічної речовини та зниженням біологічної активності. Для подальшого аналізу важливо розглянути основні види деградації та забруднення, оскільки саме вони визначають характер фітотоксичної дії ґрунтового середовища.

1.2. Основні види забруднення та деградації ґрунтів

Забруднення і деградація ґрунтів є взаємопов'язаними процесами, які призводять до погіршення їхнього екологічного стану. Деградація охоплює загальне погіршення фізичних, хімічних і біологічних властивостей ґрунту, тоді як забруднення пов'язане з накопиченням речовин, які негативно впливають на ґрунтове середовище, рослини, мікроорганізми та інші живі організми.

У звіті FAO про стан світових ґрунтових ресурсів серед основних загроз для ґрунтів виділено ерозію, ущільнення, втрату органічної речовини, засолення, закислення, забруднення та зменшення біорізноманіття [28]. Європейська комісія також розглядає серед важливих проблем ґрунтового покриву ерозію, ущільнення, втрату органічного вуглецю, забруднення, зменшення біорізноманіття та запечаткування ґрунтів [27]. Це свідчить про те, що деградація має комплексний характер і може проявлятися у різних формах.

Одним із найпоширеніших видів деградації є ерозія. Вона буває водною та вітровою. Водна ерозія виникає під дією поверхневого стоку, коли змивається верхній родючий шар ґрунту. Вітрова ерозія характерна для

відкритих, пересушених або слабо захищених рослинністю ділянок. Унаслідок ерозії ґрунт втрачає гумус, дрібнодисперсні частинки, поживні речовини та значну частину мікроорганізмів. Це погіршує його структуру та знижує здатність підтримувати розвиток рослин.

До фізичних форм деградації належить ущільнення ґрунту. Воно виникає через використання важкої техніки, будівельні роботи, надмірне механічне навантаження або неправильний обробіток. Ущільнений ґрунт має меншу пористість, гірше пропускає воду й повітря, тому коренева система рослин розвивається слабше. Крім того, у таких умовах знижується активність аеробних мікроорганізмів.

Втрата органічної речовини є ще одним важливим видом деградації. Органічна речовина впливає на структуру ґрунту, його водоутримувальну здатність, буферність і біологічну активність. Якщо її кількість зменшується, ґрунт стає менш стійким до ерозії, пересихання, ущільнення та токсичної дії забруднювачів. Тому зниження вмісту органічної речовини часто посилює інші форми деградації.

До хімічних форм деградації належать засолення, закислення та порушення балансу поживних елементів. Засолення пов'язане з накопиченням легкорозчинних солей, які ускладнюють поглинання води рослинами. Закислення проявляється у зниженні рН і може впливати на рухомість токсичних елементів, зокрема важких металів. Зміна кислотності також позначається на складі ґрунтової мікрофлори.

Хімічне забруднення ґрунтів виникає внаслідок промислових викидів, транспортного навантаження, неправильного використання пестицидів і добрив, потрапляння паливно-мастильних матеріалів, складування побутових і промислових відходів. Основними групами забруднювачів є важкі метали, нафтопродукти, пестициди, поліциклічні ароматичні вуглеводні, надлишкові солі та органічні токсиканти.

Особливу небезпеку становлять важкі метали. До них належать кадмій, свинець, ртуть, хром, нікель, мідь, цинк та інші елементи, які у підвищених

концентраціях можуть бути токсичними для рослин і мікроорганізмів. Важкі метали не розкладаються в ґрунті, а лише переходять з однієї форми в іншу. Їхня токсичність залежить від рухомості, біодоступності, кислотності середовища та вмісту органічної речовини. У дослідженнях, присвячених мікробній ремедіації важких металів, зазначається, що мікроорганізми можуть впливати на їхню рухомість і доступність через біосорбцію, біоаккумуляцію та біомінералізацію [19; 46].

Забруднення нафтопродуктами характерне для територій поблизу автомобільних доріг, станцій технічного обслуговування, автозаправних станцій, промислових об'єктів і місць аварійного розливу пального. Нафтопродукти погіршують водно-повітряний режим ґрунту, покривають ґрунтові частинки плівкою, обмежують доступ кисню й води до коренів. У таких умовах проростання насіння може сповільнюватися, а розвиток кореневої системи пригнічуватися. Ефективність природного та біотехнологічного розкладання нафтових вуглеводнів залежить від активності мікроорганізмів, температури, вологості, аерації та наявності поживних речовин [39].

Пестицидне забруднення виникає внаслідок тривалого або неправильного застосування засобів захисту рослин. Частина пестицидів може зберігатися в ґрунті, впливати на мікробіоту та пригнічувати розвиток рослин. Особливість такого забруднення полягає в тому, що навіть залишкові кількості речовин можуть мати біологічний ефект, якщо вони доступні для рослин або впливають на ґрунтові мікроорганізми.

Окремої уваги потребують ґрунти поблизу сміттєзвалищ. Такі території можуть бути джерелом важких металів, органічних токсикантів, продуктів розкладання відходів і забруднених фільтратів. У дослідженні Leliushok, Naumovska, Moldovan несанкціоновані сміттєзвалища розглядаються як джерело забруднення ґрунтів важкими металами з урахуванням фітотоксичного аспекту [36]. Це важливо для оцінки ґрунтів, що перебувають під впливом побутових і промислових відходів.

Ґрунти поблизу тваринницьких і птахівничих підприємств мають інший характер порушення. Тут можуть накопичуватися органічні відходи, сполуки азоту, залишки кормів, патогенна мікрофлора та продукти розкладання органічної речовини. Надлишок органічної речовини не завжди є позитивним чинником, оскільки може спричиняти накопичення амонійного азоту, зміну кислотності й порушення мікробіологічної рівноваги.

Біологічна деградація ґрунтів проявляється у зниженні чисельності та активності ґрунтових організмів. Насамперед це стосується мікроорганізмів, які беруть участь у розкладанні органічних решток, мінералізації, гуміфікації та природному самоочищенні. Якщо ці процеси пригнічуються, ґрунт втрачає здатність до швидкого самовідновлення, а поживні речовини повільніше переходять у доступні для рослин форми.

У більшості випадків забруднення і деградація ґрунтів проявляються комплексно. Один і той самий ґрунт може бути ущільненим, мати змінену кислотність, містити важкі метали або нафтопродукти й водночас характеризуватися низькою біологічною активністю. Через це оцінювати стан ґрунту лише за одним показником недостатньо. Потрібно враховувати походження забруднення, властивості ґрунту, біодоступність токсикантів і реакцію живих організмів.

Фітотоксичність є важливим наслідком забруднення та деградації. Вона проявляється у зменшенні схожості насіння, затримці появи проростків, скороченні довжини кореня, пригніченні розвитку пагона та зменшенні біомаси. Саме тому оцінювання фітотоксичності дає можливість визначити не лише наявність порушення, а й реальний біологічний ефект ґрунтового середовища.

Отже, основними видами деградації ґрунтів є ерозія, ущільнення, втрата органічної речовини, засолення, закислення і біологічне виснаження. Основними видами забруднення є накопичення важких металів, нафтопродуктів, пестицидів, органічних відходів і промислових домішок. Для ґрунтів різного антропогенного походження ці чинники можуть

поєднуватися, формуючи різний рівень фітотоксичності та різну здатність до відновлення.

1.3. Природні процеси самоочищення та самовідновлення ґрунтів

Ґрунт має здатність частково відновлювати свої властивості після забруднення або іншого негативного впливу. Ця здатність пов'язана з тим, що ґрунт є живою системою, у якій постійно відбуваються фізичні, хімічні та біологічні процеси. У природних умовах вони забезпечують розкладання органічних решток, перетворення поживних речовин, зв'язування частини токсичних сполук, підтримання структури та участь у кругообігу речовин.

Самоочищення ґрунту можна розглядати як сукупність природних процесів, унаслідок яких зменшується рухомість, токсичність або біодоступність забруднювачів. При цьому забруднювач не завжди повністю зникає з ґрунту. Часто він переходить в іншу форму, стає менш доступним для рослин або частково розкладається під дією мікроорганізмів. Тому самоочищення не слід розуміти як повне очищення ґрунту. Це радше поступове послаблення негативної дії забруднювальних речовин.

Одним із важливих механізмів самоочищення є сорбція. Вона полягає у зв'язуванні речовин частинками ґрунту, глинистими мінералами, гумусовими сполуками та оксидами металів. Завдяки цьому частина токсичних речовин може переходити у менш рухомий стан. Особливо це важливо для важких металів, які не руйнуються в ґрунті, а лише змінюють форму перебування. Однак за зміни кислотності, вологості або окисно-відновних умов токсичні елементи можуть знову переходити у більш рухомі форми.

Фільтраційна здатність ґрунту також бере участь у природному самоочищенні. Під час проходження води через ґрунтовий профіль частина домішок затримується в окремих горизонтах. Ґрунт у такому випадку працює як природний фільтр. Але ця функція має межі. Якщо забруднювачів

надходить надто багато, вони можуть накопичуватися у верхньому шарі або переміщуватися глибше, потрапляючи до ґрунтових вод.

Важливу роль у самовідновленні відіграє органічна речовина. Вона поліпшує структуру ґрунту, підвищує його вологоємність, впливає на буферність і створює умови для розвитку мікроорганізмів. Крім цього, органічна речовина здатна зв'язувати частину забруднювачів, зменшуючи їхню біодоступність. У звіті FAO про стан світових ґрунтових ресурсів втрата органічної речовини розглядається як одна з важливих загроз для ґрунтів, оскільки вона впливає на родючість, стійкість до деградації та здатність ґрунту виконувати екологічні функції [28].

Процеси мінералізації та гуміфікації також пов'язані із природним відновленням ґрунту. Під час мінералізації органічні рештки розкладаються до простіших сполук, які можуть бути використані рослинами. Гуміфікація пов'язана з утворенням складних гумусових речовин. Обидва процеси мають значення для підтримання родючості. Якщо вони порушуються, ґрунт поступово втрачає здатність підтримувати нормальний розвиток рослин.

Основну роль у цих процесах відіграють мікроорганізми. Бактерії, гриби та актиноміцети беруть участь у розкладанні органічних решток, перетворенні азоту, фосфору, сірки та інших елементів, а також у формуванні гумусових речовин. У забруднених ґрунтах мікроорганізми можуть брати участь і в трансформації токсичних сполук. Саме тому біологічна активність є одним із показників здатності ґрунту до самовідновлення.

Для органічних забруднювачів, зокрема нафтопродуктів, мікробіологічні процеси мають особливе значення. Частина мікроорганізмів здатна використовувати вуглеводні як джерело енергії та вуглецю. У результаті відбувається поступове розкладання складних органічних сполук до простіших і менш токсичних речовин. У дослідженнях, присвячених біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів, зазначається, що ефективність розкладання нафтових вуглеводнів залежить від активності мікробіоти, температури, вологості, аерації та наявності поживних речовин [39].

У випадку важких металів ситуація інша. Мікроорганізми не можуть зруйнувати метал як хімічний елемент, але можуть змінювати його рухомість і доступність для рослин. У літературі описуються такі механізми, як біосорбція, біоаккумуляція, біомінералізація, утворення комплексних сполук і зміна окисно-відновного стану елементів [19; 46]. Через це мікробіота може зменшувати фітотоксичну дію важких металів, хоча не усуває сам забруднювач повністю.

Рослини також беруть участь у природному відновленні ґрунтів. Їхня коренева система поліпшує структуру ґрунту, сприяє утворенню пор, зменшує ризик ерозії та накопичує органічні рештки. У зоні кореня формується ризосфера - ділянка підвищеної біологічної активності, де взаємодіють кореневі виділення, мікроорганізми та ґрунтові частинки. Саме в ризосфері часто посилюються процеси розкладання органічних речовин і мобілізації поживних елементів.

У матеріалах, присвячених фіторе mediaції, рослини розглядаються як інструмент для вилучення, стабілізації або зменшення впливу забруднювачів у ґрунті, воді чи осадах [47; 48; 49]. Проте в природних умовах рослини виконують подібні функції й без спеціально організованої технології. Вони закріплюють ґрунт, зменшують ерозію, впливають на вологість, створюють органічні рештки та підтримують ризосферну мікрофлору.

Самовідновлення ґрунту значною мірою залежить від його початкового стану. Ґрунт із достатнім вмістом органічної речовини, нормальною структурою, активною мікробіотою та помірним рівнем забруднення має вищу здатність до відновлення. Натомість ґрунт, який одночасно забруднений, ущільнений, збіднений органічною речовиною та біологічно пригнічений, відновлюється повільно.

На швидкість самоочищення впливають температура, вологість, кислотність, аерація, гранулометричний склад і тип забруднювача. Наприклад, у холодному або пересушеному ґрунті мікроорганізми менш активні, тому розкладання органічних забруднювачів сповільнюється. У

кислих умовах може зростати рухомість окремих важких металів. В ущільненому ґрунті погіршується доступ кисню, що також обмежує активність аеробних мікроорганізмів.

Через це природне самоочищення має обмеження. Воно може бути ефективним при невисокому рівні забруднення та сприятливих умовах, але не завжди здатне швидко відновити деастрований ґрунт. Частина забруднювачів може зберігатися тривалий час, а деякі речовини лише переходять у менш доступні форми. Тому в літературі дедалі частіше розглядаються підходи, які не замінюють природні процеси, а посилюють їх. До таких підходів належать біоремедіація, фіторемедіація, внесення мікробних препаратів, органічних речовин і біостимуляторів [44].

Отже, природне самоочищення та самовідновлення ґрунтів забезпечуються сорбцією, фільтрацією, мінералізацією, гуміфікацією, окисно-відновними реакціями, діяльністю мікроорганізмів і впливом рослинної кореневої системи. Однак ці процеси мають обмеження і залежать від властивостей ґрунту, типу забруднення та рівня токсичного навантаження.

1.4. Підходи до відновлення забруднених і порушених ґрунтів

Відновлення забруднених і порушених ґрунтів передбачає не лише зменшення кількості токсичних речовин у ґрунтовому середовищі, а й поступове повернення ґрунту до стану, за якого він здатний виконувати свої основні функції. Йдеться про відновлення родючості, структури, водно-повітряного режиму, біологічної активності та здатності підтримувати розвиток рослин. Тому вибір методу відновлення залежить від типу забруднення, властивостей ґрунту, рівня фітотоксичності та кінцевої мети ремедіації.

У сучасній літературі методи відновлення ґрунтів найчастіше поділяють на *фізичні, хімічні, агротехнічні та біологічні*. Такий поділ є

умовним, оскільки на практиці ці підходи часто поєднують. Наприклад, біологічне відновлення може бути ефективнішим після поліпшення структури ґрунту, регулювання кислотності або внесення органічної речовини. У сучасних оглядах ремедіації ґрунтів підкреслюється, що перспективними є комплексні підходи, які враховують не тільки видалення забруднювача, а й відновлення екологічних функцій ґрунтового середовища [44].

До *фізичних методів* належать видалення забрудненого шару ґрунту, його заміна, ізоляція, промивання, термічна обробка, механічне розпушування та рекультивація порушених ділянок. Такі методи можуть застосовуватися тоді, коли забруднення має локальний характер або коли концентрація токсичних речовин є високою. Їхньою перевагою є відносно швидкий результат. Наприклад, вилучення забрудненого шару дозволяє швидко зменшити контакт рослин, тварин або людини з небезпечними речовинами.

Разом з тим фізичні методи мають суттєві обмеження. Вони часто потребують значних матеріальних витрат, спеціальної техніки та подальшого поводження із забрудненим ґрунтом. Крім того, вилучення або заміна ґрунту може руйнувати природний ґрунтовий профіль. Такий підхід зменшує небезпеку забруднення, але не завжди забезпечує повне відновлення родючості та біологічної активності.

Хімічні методи ґрунтуються на внесенні речовин, які змінюють властивості ґрунту або переводять забруднювачі у менш рухомі й менш токсичні форми. До них належать вапнування кислих ґрунтів, гіпсування засолених ґрунтів, внесення сорбентів, осаджувачів, комплексоутворювачів та інших реагентів. Такі методи можуть зменшувати біодоступність важких металів, регулювати кислотність, поліпшувати хімічні умови середовища й обмежувати надходження токсикантів у рослини.

Перевагою хімічних методів є можливість швидко впливати на окремі показники ґрунту. Однак такі методи потребують точного дозування та

контролю. Надмірне внесення реагентів може порушити природну рівновагу ґрунтового середовища, змінити склад мікробіоти або спричинити вторинне забруднення. Крім того, хімічна стабілізація не завжди означає повне усунення забруднювача. Часто токсична речовина залишається в ґрунті, але переходить у менш доступну форму.

Агротехнічні методи спрямовані на поліпшення умов росту рослин і поступове відновлення родючості. До них належать внесення органічних добрив, сидерація, мульчування, сівозмінна, протиерозійні заходи, раціональний обробіток, регулювання водного режиму та зменшення механічного навантаження на ґрунт. Такі заходи особливо важливі для ґрунтів, у яких порушена структура, знижений вміст органічної речовини або пригнічена біологічна активність.

Органічна речовина має важливе значення для відновлення ґрунту. Вона поліпшує структуру, підвищує вологоємність, активізує мікроорганізми та сприяє утриманню поживних елементів. У рекомендаціях FAO щодо сталого управління ґрунтами наголошується на необхідності підтримання органічної речовини, запобігання ерозії та збереження біологічної активності ґрунтів [30]. Тому агротехнічні заходи можна розглядати як основу для довготривалого відновлення порушених земель.

Екологічні біотехнології пов'язані з біологічними методами та передбачають використання живих організмів, їхніх угруповань або продуктів метаболізму для зменшення негативного впливу забруднювачів на довкілля. У сфері відновлення ґрунтів такі підходи мають особливе значення, оскільки ґрунт є складною біологічно активною системою. Його стан залежить не тільки від хімічного складу, а й від структури, вологості, органічної речовини, кислотності та активності мікроорганізмів. У сучасній літературі ремедіацію ґрунтів розглядають як комплекс заходів, спрямованих на зменшення концентрації, токсичності або біодоступності забруднювачів. Окрему увагу приділяють біоорієнтованим технологіям, оскільки вони дають змогу не лише впливати на забруднювачі, а й підтримувати природні процеси

грунтової екосистеми [44]. На відміну від фізичного видалення забрудненого шару або застосування агресивних хімічних реагентів, біотехнологічні підходи частіше працюють через активізацію мікробіоти, рослин, ризосфери та органічної речовини.

До основних напрямів екологічних біотехнологій у ремедіації ґрунтів належать біоремедіація, фіторемедіація, використання мікробних препаратів, мікоризних грибів, гумінових і фульвових речовин, органічних рекультивантів та біостимуляторів. Ці напрями не завжди існують окремо. У багатьох випадках вони поєднуються, оскільки в ґрунті одночасно відбуваються мікробні, рослинні, хімічні й фізичні процеси.

Біоремедіація є одним із провідних напрямів екологічної біотехнології, що базується на використанні мікроорганізмів для зниження токсичності забрудненого середовища. У ґрунтах цей процес має природне підґрунтя, оскільки бактерії, гриби та інші мікроорганізми постійно беруть участь у розкладанні органічних речовин, мінералізації, гуміфікації та перетворенні хімічних сполук.

Біоремедіація передбачає використання мікроорганізмів для розкладання, трансформації або зниження токсичності забруднювачів. Особливо важливе значення вона має у випадку органічних токсикантів, зокрема нафтопродуктів. В оглядових працях із біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів зазначається, що ефективність цього процесу залежить від складу забруднювача, активності мікробіоти, температури, вологості, аерації та забезпеченості поживними елементами [39].

У випадку забруднення важкими металами біоремедіація має інший механізм. Метали не можуть бути зруйновані мікроорганізмами, але їхня рухомість і біодоступність можуть змінюватися. Мікроорганізми здатні зв'язувати метали на поверхні клітин, накопичувати їх, сприяти утворенню малорозчинних сполук або змінювати окисно-відновний стан елементів [19; 46]. Тому за наявності важких металів головним результатом біологічного

впливу часто є не повне очищення ґрунту, а зниження токсичності та доступності забруднювачів для рослин.

У випадку органічного забруднення біоремедіація може забезпечувати поступове розкладання токсичних речовин. До таких забруднювачів належать нафтопродукти, пестициди, органічні розчинники та інші сполуки, які за певних умов можуть бути використані мікроорганізмами як джерело вуглецю й енергії. У результаті складні органічні молекули трансформуються у простіші речовини, а їхня токсичність може знижуватися [33; 39; 41].

Особливо багато уваги в літературі приділено біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів. Нафтопродукти змінюють водно-повітряний режим ґрунту, порушують доступ кисню, пригнічують розвиток рослин і впливають на мікробні угруповання. Водночас у ґрунтовому середовищі можуть існувати мікроорганізми, здатні руйнувати вуглеводні. За даними оглядових досліджень, ефективність такого розкладання залежить від складу нафтопродуктів, температури, вологості, аерації, рН і забезпеченості азотом та фосфором [39].

У технологіях біоремедіації часто виділяють *біостимуляцію* та *біоаугментацію*. Біостимуляція передбачає поліпшення умов для природної мікрофлори ґрунту. Для цього можуть застосовувати регулювання вологості, аерації, кислотності або внесення поживних речовин. Такий підхід доцільний тоді, коли у ґрунті вже є мікроорганізми, здатні трансформувати забруднювачі, але їхня активність обмежена умовами середовища.

Біоаугментація передбачає внесення спеціально підібраних штамів або мікробних консорціумів. Її використовують у випадках, коли природної мікробіоти недостатньо або вона не має потрібної метаболічної активності. Однак внесення мікроорганізмів саме по собі не гарантує стабільного результату. Їм потрібно прижитися в конкретному ґрунтовому середовищі, витримати конкуренцію з місцевою мікрофлорою та зберігати активність за наявності токсичних речовин.

Для важких металів механізми біоремедіації відрізняються. Метали не розкладаються, як органічні сполуки, тому основне значення мають процеси зміни їхньої рухомості та біодоступності. У літературі описано біосорбцію, біоаккумуляцію, біомінералізацію, комплексоутворення та зміну окисно-відновного стану металів [19; 46]. Завдяки цим процесам метал може переходити у менш доступну для рослин форму, хоча сам елемент залишається у ґрунті.

Важливу роль у біоремедіації відіграє ризосфера. Коренева система рослин виділяє органічні сполуки, які стимулюють розвиток мікроорганізмів у прикореневій зоні. У цій зоні посилюється мікробна активність, а отже, можуть активніше відбуватися процеси розкладання органічних токсикантів або зміни доступності елементів. Тому сучасні підходи до біоремедіації часто враховують не лише мікроорганізми окремо, а всю систему «ґрунт - корінь - мікробіота» [33].

Біоремедіацію можна проводити *in situ* або *ex situ*. У першому випадку ґрунт очищується без вилучення з місця забруднення. Це менш руйнівний варіант, але умови середовища контролювати складніше. У другому випадку ґрунт вилучають і обробляють у контрольованих умовах. Такий підхід дає змогу регулювати температуру, вологість і аерацію, однак потребує більших витрат і може порушувати ґрунтовий профіль.

Серед переваг біоремедіації найчастіше називають екологічність, відносно нижчу вартість порівняно з багатьма фізико-хімічними методами та можливість використання природного потенціалу мікроорганізмів. До обмежень належать тривалість процесу, залежність від умов середовища, різна стійкість забруднювачів до біодеградації та ризик пригнічення мікроорганізмів за високої концентрації токсикантів [39; 41].

Фіторемедіація є методом, що передбачає використання рослин для вилучення, стабілізації, руйнування або зменшення впливу забруднювачів. У матеріалах ЕРА фіторемедіація описується як технологія, за якої рослини застосовують для очищення або стабілізації забрудненого ґрунту, води чи

осадів [47; 48; 49]. Основними механізмами фітореMediaції є фітоекстракція, фітостабілізація, фітодеградація, ризодеградація та фітовипаровування.

ФітореMediaція є методом, що використовує рослини для очищення, стабілізації або зменшення токсичності забрудненого середовища. У ґрунтах вона має особливе значення через безпосередню взаємодію кореневої системи з мінеральними частинками, водою, органічною речовиною та мікроорганізмами.

За визначеннями, наведеними в матеріалах ЕРА, фітореMediaція охоплює використання рослин для вилучення, стабілізації, руйнування або зменшення впливу забруднювачів у ґрунті, воді та осадах [47; 48; 49]. Вона є відносно м'яким підходом до ремедіації, оскільки не потребує повного вилучення ґрунтового шару й може поєднуватися з відновленням рослинного покриву.

У науковій літературі виділяють кілька механізмів фітореMediaції: фітоекстракцію, фітостабілізацію, фітодеградацію, ризодеградацію, фітовипаровування та ризофільтрацію [43; 45]. Фітоекстракція пов'язана з поглинанням забруднювачів коренями та їх накопиченням у надземній біомасі. Такий механізм найчастіше розглядають для важких металів, однак його ефективність залежить від здатності рослини витримувати токсичну дію і накопичувати достатню кількість елементів.

Фітостабілізація має інший напрям дії. Вона спрямована на зменшення рухомості забруднювачів у ґрунті або кореневій зоні. Рослини можуть закріплювати ґрунт, знижувати ерозію, впливати на рН ризосфери та сприяти переходу токсикантів у менш доступні форми. Цей підхід важливий тоді, коли повне вилучення забруднювача є складним, але потрібно зменшити його поширення та біодоступність.

Ризодеградація пов'язана з діяльністю мікроорганізмів у зоні кореня. Кореневі виділення рослин містять органічні кислоти, цукри, амінокислоти й інші сполуки, які можуть стимулювати розвиток мікрофлори. Частина ризосферних мікроорганізмів здатна розкласти органічні забруднювачі. У

цьому випадку рослина не обов'язково сама руйнує токсикант, але створює умови для активнішої мікробної деструкції.

Фітодеградація передбачає перетворення забруднювачів за участю ферментних систем рослин. Цей процес більше характерний для окремих органічних сполук. Фітовипаровування пов'язане з поглинанням речовини рослиною та її виділенням в атмосферу у зміненій формі. Такий механізм має обмежене застосування, оскільки не завжди усуває екологічний ризик, а іноді лише переносить речовину в інше середовище.

Перевагою фіторемедіації є поєднання ремедіаційної дії з відновленням рослинного покриву. Рослини зменшують ерозію, сприяють накопиченню органічної речовини, формують ризосферу й підтримують біологічну активність ґрунту. Для девастрованих ґрунтів це важливо, оскільки їхнє відновлення пов'язане не тільки з токсикантами, а й зі структурою, біологічною активністю та здатністю підтримувати рослинність.

Разом з тим фіторемедіація має суттєві обмеження. Вона є повільною, залежить від кліматичних умов, сезону, вологості, рН, глибини забруднення й виду рослини. За високої токсичності ґрунту рослини можуть погано проростати або формувати слабку кореневу систему. У таких умовах фіторемедіація часто потребує поєднання з мікробними препаратами, органічними добавками або іншими заходами, що зменшують стрес для рослин [17; 33].

Окремий напрям досліджень пов'язаний із поєднанням фіторемедіації та мікроорганізмів. Ризосферні бактерії, гриби роду *Trichoderma* та мікоризні гриби можуть поліпшувати розвиток рослин у забрудненому ґрунті, підвищувати доступність поживних елементів і впливати на поведінку забруднювачів [20; 22; 24]. Через це фіторемедіація дедалі частіше розглядається не як дія рослини окремо, а як результат взаємодії рослини, кореневої мікробіоти та ґрунтового середовища.

Мікориза, мікробні препарати та гумінові речовини займають проміжне місце між власне ремедіацією і біостимуляцією. Вони можуть не видаляти

забруднювач напряду, але впливати на ґрунтову мікробіоту, живлення рослин, розвиток кореневої системи й стійкість рослин до стресових умов. Саме тому такі засоби часто розглядають як компоненти комплексного підходу до відновлення порушених ґрунтів [20; 22; 23; 38].

Ефективність екологічних біотехнологій залежить від властивостей ґрунту та характеру забруднення. Температура, вологість, рН, вміст органічної речовини, аерація, гранулометричний склад і активність мікроорганізмів визначають, наскільки успішно відбуватимуться біологічні процеси. Тому в літературі підкреслюється необхідність враховувати не тільки сам метод, а й умови його застосування [33; 44].

1.5. Роль мікроорганізмів і мікробних препаратів у відновленні біологічної активності ґрунтів

Мікроорганізми є основою біологічної активності ґрунту. Вони беруть участь у розкладанні органічних решток, мінералізації поживних елементів, утворенні гумусових речовин і природному самоочищенні. У порушених ґрунтах мікробіота часто змінюється: одні групи пригнічуються, інші можуть починати домінувати. Це впливає на родючість, стійкість ґрунту та розвиток рослин.

У забрудненому ґрунті мікроорганізми одночасно є чутливою ланкою і чинником відновлення. Токсичні речовини, важкі метали, нафтопродукти або залишки пестицидів можуть знижувати мікробну активність. Водночас саме мікроорганізми здатні трансформувати частину забруднювачів, змінювати їхню доступність і впливати на процеси самоочищення [19; 33; 46].

Мікробні препарати застосовують для посилення корисних процесів у ґрунті. Вони можуть містити бактерії, гриби або консорціуми мікроорганізмів. Їхня дія залежить від складу препарату, життєздатності мікроорганізмів і умов середовища. Успішність застосування таких засобів визначається не лише наявністю активного штаму, а й здатністю цього штаму функціонувати в конкретному ґрунті.

Гриби роду *Trichoderma* належать до найбільш досліджених мікроорганізмів, що використовуються у біопрепаратах. У літературі їх розглядають як багатофункціональні організми, здатні брати участь у біоконтролі фітопатогенів, стимуляції росту рослин і підвищенні їхньої стійкості до несприятливих умов [24; 31]. Їхня дія може бути пов'язана з конкуренцією за субстрат, продукцією ферментів, виділенням біологічно активних речовин і впливом на ризосферу.

У дослідженнях, присвячених дії *Trichoderma* в умовах токсичного навантаження, зазначається, що інокуляція цими грибами може послаблювати негативний вплив кадмію та свинцю на рослини й покращувати ростові показники [18]. Такі дані мають значення для теоретичного обґрунтування застосування препаратів на основі *Trichoderma* у забруднених ґрунтах. Водночас цей ефект не слід ототожнювати з повним вилученням металів із ґрунтового середовища.

Мікоризні гриби формують інший тип взаємодії. Арбускулярна мікориза утворює симбіоз із коренями рослин, завдяки чому збільшується площа поглинання води та поживних елементів. Особливо важливою є роль мікоризи у фосфорному живленні. У забруднених ґрунтах мікоризні гриби можуть також впливати на стійкість рослин до важких металів та інших стресових чинників [20; 22].

Механізми дії мікоризи пов'язані не лише з покращенням живлення. Грибний міцелій змінює простір взаємодії кореня з ґрунтом, впливає на мікробні угруповання, може обмежувати надходження окремих токсичних елементів або змінювати їхній розподіл у рослинному організмі. Ефект залежить від виду рослини, виду гриба, властивостей ґрунту та характеру забруднення.

До мікроорганізмів, важливих для відновлення ґрунту, належать також ризосферні бактерії, які стимулюють ріст рослин. Вони можуть фіксувати азот, розчиняти фосфати, продукувати фітогормони, сидерофори та інші

речовини. У забруднених ґрунтах такі бактерії здатні зменшувати стресовий вплив середовища й підтримувати розвиток рослин [33].

Застосування мікробних препаратів має низку умов. Потрібні достатня вологість, прийнятна температура, доступ кисню, відповідний рН і наявність субстрату для розвитку мікроорганізмів. Якщо ґрунт надмірно токсичний, пересушений або ущільнений, активність внесених організмів може різко знижуватися. Тому мікробні препарати доцільно розглядати не як самодостатній засіб, а як частину ширшої системи відновлення ґрунтового середовища.

1.6. Критерії оцінки ефективності біотехнологічного відновлення ґрунтів

Оцінювання ефективності біотехнологічного відновлення ґрунтів потребує показників, які відображають не лише наявність забруднювачів, а й біологічний стан середовища. Хімічний аналіз дає інформацію про концентрацію окремих речовин, але не завжди показує їхню фактичну дію на живі організми. Тому в екологічних дослідженнях поряд із хімічними методами застосовують біотестування.

Фітотестування є одним із поширених способів оцінки токсичності ґрунту. Воно ґрунтується на визначенні реакції рослин на досліджуване середовище. Якщо ґрунт має фітотоксичну дію, це може проявлятися у зниженні схожості насіння, затримці проростання, скороченні довжини кореня, пригніченні розвитку пагона або зменшенні біомаси.

Методичну основу таких досліджень становлять міжнародні й національні стандарти. OECD Test No. 208 передбачає оцінку появи сходів і росту проростків наземних рослин [42]. ISO 11269-2:2012 та ДСТУ ISO 11269-2:2002 пов'язані з визначенням впливу забруднювачів на проростання та ранній ріст вищих рослин [7; 32]. Такі підходи дозволяють оцінити дію ґрунтового середовища на ранніх етапах розвитку рослин, коли вони особливо чутливі до токсикантів.

Схожість насіння є одним із базових показників фітотестування. Вона показує, яка частка насіння здатна прорости в умовах досліджуваного середовища. Зниження схожості порівняно з контролем може свідчити про токсичний вплив ґрунту. Проте цей показник не завжди достатній. Насіння може прорости, але подальший розвиток проростків буде пригніченим.

Довжина кореня вважається чутливим показником фітотоксичності. Корінь першим контактує з ґрунтовим середовищем і швидко реагує на наявність токсичних речовин, нестачу кисню, зміну рН або порушення водного режиму. У дослідженнях, пов'язаних із фітотоксичністю, часто використовують саме показники проростання насіння та видовження кореня [21; 37].

Довжина пагона та біомаса проростків доповнюють оцінку. Вони показують, як токсичний вплив відображається на загальному рості рослин. Якщо корінь розвивається слабо, надземна частина також часто має ознаки пригнічення. У короткотривалих дослідках на ранніх етапах розвитку найзручніше використовувати схожість, довжину кореня і довжину пагона, оскільки ці показники швидко визначаються та добре відображають реакцію рослин.

У літературі для узагальнення результатів фітотестів використовують відносну схожість насіння, відносний ріст кореня та індекс проростання [35; 37; 40]. Такі показники дають змогу порівнювати різні варіанти середовища між собою, зокрема контрольні й забруднені зразки або варіанти після застосування ремедіантів.

Вибір тест-культури має значення для достовірності оцінки. Рослина повинна швидко проростати, бути достатньо чутливою до токсикантів і давати стабільні результати. Використання як тест-об'єкту редису посівного (*Raphanus sativus*) пояснюється його чутливістю до ксенобіотиків і стабільною схожістю.

За даними літератури, фітотестування дає змогу оцінити не загальний хімічний склад ґрунту, а біологічний ефект ґрунтового середовища. Саме

тому воно є доречним при вивченні фітотоксичності забруднених ґрунтів і попередній оцінці ефективності біологічних або органічних засобів ремедіації [16; 21; 37].

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Матеріали, об'єкти та схема проведення дослідження

Експериментальна частина роботи була спрямована на оцінку фітотоксичності ґрунтів, що зазнали різного антропогенного навантаження, та на визначення впливу біологічних і органічних препаратів на ранній розвиток рослин. Для цього використано метод фітотестування, оскільки він дає змогу оцінити не лише наявність забруднювачів у ґрунті, а й їхню фактичну біологічну дію на рослинний організм.

На ранніх етапах розвитку рослини особливо чутливі до несприятливих умов середовища, тому проростання насіння, довжина кореня та довжина пагона можуть використовуватися як показники фітотоксичності ґрунту [7; 21; 32; 37; 42]. У цьому дослідженні основну увагу приділено саме редису посівному (*Raphanus sativus* L.), оскільки він швидко проростає, має чутливу кореневу систему та дає можливість за короткий час оцінити реакцію рослин на ґрунтове середовище [7; 32].

Характеристика досліджуваних зразків ґрунту

Досліджено зразки ґрунту, відібрані з територій із різним характером антропогенного впливу: №1 ділянка біля СТО (с. Забойки, Тернопільського району); №2 ділянка біля сміттєзвалища (с. Забойки, Тернопільського району); №3 ділянка біля птахофабрики (с. Забойки, Тернопільського району); №4 ділянка біля траси (с. Підгороднє, Тернопільського району); №5 ділянка біля закинутого сміттєзвалища (с. Драганівка, Тернопільського району) (табл. 2.1). Такий добір зразків дав змогу порівняти реакцію рослинного тест-об'єкта в умовах імовірного техногенного, транспортного, органічного та змішаного забруднення. Для порівняння результатів використовували еталонний контроль - чистий ґрунт із лісу.

Повний хімічний аналіз цих ґрунтів у межах дослідження не проводився, тому характеристика забруднення подається як імовірна. Вона

ґрунтується на типі території, можливих джерелах впливу та даних літератури про типові забруднювачі таких ділянок.

Зразок №1 було відібрано біля станції технічного обслуговування. Для таких територій характерний ризик потрапляння паливно-мастильних матеріалів, залишків нафтопродуктів, технічних рідин, частинок металу, гуми та дорожнього пилу. Нафтопродукти можуть погіршувати водно-повітряний режим ґрунту, обмежувати доступ кисню до коренів і негативно впливати на проростання насіння [39]. Також для подібних ділянок імовірно накопичення важких металів, які не руйнуються в ґрунті, а лише переходять у різні за рухомістю форми [19; 46].

Зразок №2 походив із ділянки біля сміттєзвалища . Ґрунти таких територій часто мають змішаний характер забруднення. У них можуть накопичуватися продукти розкладання побутових відходів, важкі метали, органічні токсиканти, залишки пластику, солі та фільтрат. У літературі сміттєзвалища розглядаються як джерело забруднення ґрунтів важкими металами й іншими токсичними речовинами, а їхній вплив доцільно оцінювати також через фітотоксичність [36].

Зразок №3 було відібрано біля птахофабрики. Його можливе забруднення пов'язане насамперед з органічними відходами, послідом, залишками кормів, сполуками азоту й мікробіологічним навантаженням. Органічна речовина не завжди є негативним чинником для ґрунту, однак її надлишок може спричиняти накопичення амонійного азоту, зміну кислотності та порушення мікробіологічної рівноваги. За таких умов насіння може проростати гірше, а розвиток кореня і пагона може пригнічуватися не лише через токсиканти, а й через несприятливий режим середовища.

Зразок №4 був відібраний біля траси. Придорожні ґрунти перебувають під постійним впливом транспорту. Джерелами забруднення можуть бути вихлопні гази, дорожній пил, продукти зношування шин, гальмівних колодок і дорожнього покриття. Для таких ділянок характерне надходження важких металів, вуглеводневих сполук і частинок техногенного походження [10; 27].

Крім хімічного забруднення, придорожні ґрунти можуть бути ущільненими, що погіршує аерацію та водопроникність.

Зразок №5 було відібрано біля закинутого сміттєзвалища. Такі території відрізняються тим, що активне надходження нових відходів може бути зменшеним, однак залишкова токсичність зберігається тривалий час. У ґрунті можуть залишатися важкі метали, продукти розкладання органічних решток, стійкі органічні речовини та інші домішки. Через нерівномірність складу таких ділянок реакція рослин може бути неоднаковою навіть у межах одного типу зразка.

Таблиця 2.1

Характеристика досліджуваних зразків ґрунту

№ проби	Місце відбору	Ймовірний характер антропогенного впливу	Можливі чинники фітотоксичності
1	Біля СТО	Техногенне забруднення	Нафтопродукти, мастила, важкі метали, технічні рідини
2	Біля сміттєзвалища	Змішане забруднення	Фільтрат, важкі метали, органічні токсиканти, солі
3	Біля птахофабрики	Органічне та мікробіологічне навантаження	Послід, амонійний азот, залишки кормів, зміна рН
4	Біля траси	Транспортне забруднення	Дорожній пил, важкі метали, продукти зношування шин і гальм
5	Біля закинутого сміттєзвалища	Залишкове змішане забруднення	Важкі метали, органічні рештки, стійкі токсиканти

Характеристика мікробних та органічного препаратів

Для зниження проявів фітотоксичності застосовували три препарати: Міковітал, Триходермін і Trevitan®. Їх використання дозволило порівняти дію препаратів різної природи.

Міковітал пов'язаний із мікоризною взаємодією. За офіційним описом, препарат позиціонується як засіб на основі живої мікоризи [11; 20; 22]. Для

наукового обґрунтування його дії доцільно звертатися до праць, присвячених арбускулярним мікоризним грибам. У таких дослідженнях підкреслюється, що мікоризні гриби можуть покращувати поглинання води та поживних елементів, підтримувати розвиток кореневої системи й підвищувати стійкість рослин до стресу [20; 22].

У забруднених ґрунтах мікориза може мати додаткове значення. Вона здатна впливати на поведінку важких металів у системі «ґрунт - корінь - рослина», змінювати їхнє надходження до рослин або сприяти кращому розвитку коренів у несприятливих умовах. Проте ефект мікоризних препаратів залежить від сумісності гриба з рослиною, стану ґрунту, вологості, рН і рівня токсичного навантаження.

Триходермін є препаратом, дія якого пов'язана з грибами роду *Trichoderma*. За описом виробника, препарат застосовують для обробки ґрунту, насіння або рослинного матеріалу [26]. У науковій літературі *Trichoderma* розглядають як групу грибів із широким спектром біологічної дії: біоконтроль фітопатогенів, стимуляція росту рослин, вплив на ризосферу та підвищення стійкості до стресових чинників [24; 31].

Механізми дії *Trichoderma* можуть включати конкуренцію з патогенами, виділення ферментів, мікопаразитизм, продукцію біологічно активних речовин і стимуляцію захисних реакцій рослин. У контексті забруднених ґрунтів важливими є дані про те, що інокуляція *Trichoderma* може зменшувати прояви фітотоксичності важких металів і покращувати ріст рослин [18]. Однак результат залежить від виду забруднення і властивостей ґрунту.

Trevitan® у літературі описується як композиційний рекультивант органічного походження. У публікаціях, присвячених цьому препарату, розглядається його вплив на ростові процеси, мінеральне живлення та продуктивність рослин [2; 3; 5; 15; 34]. Його дію доцільно пов'язувати з наявністю органічних компонентів, зокрема гумінових і фульвових речовин.

Гумінові речовини мають широкий вплив на ґрунтове середовище. Вони беруть участь у формуванні структури ґрунту, впливають на активність мікроорганізмів, доступність поживних елементів і поведінку важких металів [23; 38; 50]. У літературі гумінові й фульвові кислоти часто розглядаються як речовини, що можуть проявляти біостимулювальну дію на рослини та змінювати біодоступність окремих елементів у ґрунті.

У досліді використовували такі концентрації препаратів: Міковітал - 1 мл/л, Триходермін - 3 г/л, Trevitan® - 5 мл/л. Контрольний варіант кожного ґрунтового зразка обробляли дистильованою водою. Це дало змогу порівняти природну реакцію редису в кожному ґрунті з реакцією після внесення відповідного препарату.

Схема досліду

У кожному варіанті висівали по 8 насінин редису. Дослід проводили у п'яти повторностях, оскільки ґрунтові зразки можуть бути неоднорідними за складом, вологістю та рівнем токсичності. Схема досліду по кожному зразку ґрунту передбачала оцінювання контрольної групи та 3 дослідних: Міковітал, Триходермін і Trevitan®.

Оцінювання проводили на четверту добу після закладання досліду. На цьому етапі в редису вже можна було визначити відсоток схожості, довжину кореня та довжину пагона. Під час обліку визначали два блоки показників: перший стосувався проростання насіння, другий - морфометричних параметрів проростків.

Для оцінки впливу мікробних та органічного препарату на ґрунти у динаміці було розроблено таку схему досліду:

- 1) початкова оцінка проростання насіння (контроль початкової фітотоксичності за обробки ґрунту дистильованою водою)
- 2) обробка ґрунтів упродовж 2 тижнів мікробними та органічними препаратом по мірі їхнього підсихання без висіву насіння
- 3) оцінка проростання насіння після попередньої обробки ґрунту упродовж 2 тижнів

- 4) повторна обробка препаратами упродовж 2 тижнів
- 5) оцінка проростання насіння на після 30 діб обробки ґрунту препаратами

Необхідно зазначити, що контрольна проба ґрунту у кожному дослідженому зранку упродовж усього періоду проливалася дистильованою водою.

2.2. Методика оцінки фітотоксичності ґрунтів

Оцінку фітотоксичності ґрунтів проводили методом фітотестування. У літературі цей метод розглядається як доступний спосіб визначення біологічної дії забрудненого середовища, оскільки він показує реакцію рослин на біодоступні токсичні речовини. Для оцінювання фітотоксичності враховують проростання насіння, розвиток кореневої системи та ріст пагона [7; 21; 32; 37; 42].

Тест-об'єктом у дослідженні був редис посівний (*Raphanus sativus*), який рекомендований стандартом ISO 11269-2:2012 як тест-об'єкт для оцінки фітотоксичності ґрунту [32].

Для статистичної оцінки результатів розраховували відносну схожість насіння, відносний ріст кореня, відносний ріст пагону та індекс проростання. Оскільки в наявних матеріалах подані усереднені значення без окремих даних за кожною повторністю, статистику в роботі представлено у вигляді розрахункових відносних показників. Для розрахунку стандартного відхилення або стандартної похибки потрібні первинні дані по кожній повторності.

Лабораторну схожість насіння розраховували за формулою:

$$C = n / N \times 100, (1)$$

де C - лабораторна схожість насіння, % ,n - кількість пророслих насінин, шт., N - загальна кількість висіяних насінин, шт.

Середню довжину кореня та пагона визначали за формулою:

$$L_{\text{сер}} = \Sigma L / n, (2)$$

де $L_{\text{сер}}$ - середня довжина кореня або пагона, см,

ΣL - сума довжин коренів або пагонів, см,

n - кількість вимірюваних проростків, шт.

Відносну схожість насіння визначали за формулою:

$$RG = G_d / G_{\text{ет}} \times 100, (3)$$

де RG - відносна схожість насіння, %; G_d - схожість насіння у дослідному або контрольному зразку, %; $G_{\text{ет}}$ - схожість насіння в еталонному чистому ґрунті, %.

Фітотоксичний ефект визначається у відсотках щодо довжини кореневої або стеблової системи, кількості сходів. Величина фітотоксичного ефекту показує ступінь токсичності зразків ґрунту по відношенню до рослини, що дає можливість судити про ступінь екологічної безпеки чи небезпеки існування людини на досліджуваній території. Критерієм токсичності є зниження на 20 і більше відсотків довжини проростків і коренів рослин у досліді порівняно з контролем за 96 год. біотестування. Розрахунки проводилися за допомогою формули:

$$A = \frac{X_k - X_d}{X_k} * 100\%, (4)$$

Де A – довжина коренів(паростків) у досліді відносно контролю; X_k – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у контролі, см; X_d – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у досліді.

Для оцінки класу токсичності використовували таку шкалу:

Класифікація якості ґрунтів за ступенем забруднення [13]

Клас якості ґрунтів	Рівень забрудненості ґрунтів	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %	Ступінь забрудненості ґрунтів, КЗГ
I	Незабруднені	0-20,0	1,1
II	Слабко забруднені	20,1-40,0	1,2
III	Помірно забруднені	40,1-60,0	1,3
IV	Брудні	60,1-80,0	1,4
V	Дуже брудні	80,1-100	1,5

РОЗДІЛ 3. Результати досліджень та їх обговорення

3.1. Оцінка класу фітотоксичності ґрунтів

Фітотоксичність ґрунтів є важливою екологічною та агробіологічною характеристикою, що відображає здатність ґрунтового середовища негативно впливати на ріст, розвиток і продуктивність рослин. У сучасних умовах інтенсивного антропогенного навантаження проблема фітотоксичності набуває особливої актуальності, оскільки забруднення ґрунтів важкими металами, пестицидами, нафтопродуктами та іншими ксенобіотиками призводить до порушення фізіолого-біохімічних процесів у рослинах. Крім того, накопичення токсичних сполук у ґрунті може змінювати його мікробіологічну активність, погіршувати агрофізичні властивості та знижувати родючість. У цьому контексті оцінка та характеристика фітотоксичності ґрунтів є необхідною передумовою для розроблення ефективних заходів їх екологічної реабілітації та забезпечення сталого функціонування агроєкосистем.

З огляду на зазначене, особливого значення набуває експериментальна оцінка фітотоксичних властивостей досліджуваних ґрунтів.

Перед оцінкою впливу препаратів необхідно визначити початковий клас токсичності кожного ґрунтового зразка. Для цього контрольні варіанти без внесення препаратів було порівняно з чистим лісовим ґрунтом (табл. 3.1). У цьому еталонному варіанті схожість редису становила 87,5 %, середня довжина кореня - 11,25 см, середня довжина пагона - 8,0 см .

Таблиця 3.1

Показники схожості насіння (на початку досліджень)

	Місце відбору	Схожість, %
Контроль	Ліс	87,5
Зразок 1	Ділянка біля СТО, с. Забойки	62,5
Зразок 2	Ділянка біля сміттєзвалища с. Забойки	48,75
Зразок 3	Ділянка біля птахофабрики с. Забойки	46,88
Зразок 4	Ділянка біля траси, с. Підгороднє	50,0
Зразок 5	Ділянка біля закинутого сміттєзвалища, с. Драганівка	56,25

Початкові результати фітотестування показали, що контрольний ґрунт, відібраний у лісі, мав найкращі умови для проростання редису посівного. У контрольному варіанті схожість насіння становила 87,5%, середня довжина кореня – 11,25% см, а середня довжина пагона – 8,0 см. Це дає підстави розглядати контроль як умовно чистий варіант, з яким порівнювали всі інші зразки ґрунту.

У всіх досліджуваних зразках, відібраних із ділянок антропогенного навантаження, схожість насіння була нижчою, ніж у контролі. Найвищий показник серед забруднених ґрунтів зафіксовано у зразку 1, відбраному біля СТО у с. Забойки, де схожість становила 62,5%. Дещо нижчий результат спостерігався у зразку 5, відбраному біля закинутого сміттєзвалища у с. Драганівка, - 56,25%. Це свідчить про наявність пригнічувального впливу, однак від був менш вираженим порівняно з іншими варіантами.

Найнижчу схожість насіння виявлено у зразку 3, відбраному біля птахофабрики у с. Забойки, - 46,88%, а також у зразку 2, відбраному біля сміттєзвалища у с. Забойки, - 48,75%. Близьким до них був зразок 4, відібраний біля траси у с. Підгородне, де схожість становила 50,0%. Порівняно з контролем ці показники були нижчими на 37,5 – 40,62 що вказує на помітне пригнічення проростання насіння у ґрунтах із вищим антропогенним навантаженням.

Морфометричні показники проростків також підтвердили фітотоксичну дію досліджуваних ґрунтів (табл. 3.2). Найбільш чутливим показником виявилася довжина кореня. У всіх зразках зменшення довжини кореня відносно контролю перевищувало 47% тому за цим показником усі ґрунти були віднесені до помірно забруднених. Найбільше пригнічення росту корення спостерігалось у зразку 3 – 61,33%, що свідчить про найсильніший токсичний вплив цього ґрунту на розвиток кореневої системи редису. Високі показники зменшення довжини кореня також виявлено у зразку 1 -54,85%, зразку 4 – 52,27% та зразку 5 – 52,0% Найменшим, хоча також значним, було пригнічення росту корення у зразку 2 – 47,73.

За довжиною пагона фітотоксичний ефект був менш однорідним. У зразках 1,2 і 5 зменшення довжини пагона становило відповідно 24,64% , 38,37% і 28,63%, тому ці ґрунти за цим показником віднесено до слабо забруднених. Водночас у зразках 3 і 4 пригнічення росту пагона було значно сильнішим – 53,13% і 49,88% що відповідає рівню помірного забруднення.

Таблиця 3.2

Фітотоксикологічна оцінка ґрунтів за ростовими параметрами редису посівного (на початку досліджень)

Номер зразка	Зменшення довжини відносно контролю, %			
	Корінь	Рівень забрудненості, ґрунту	Пагін	Рівень забрудненості, ґрунту
Зразок 1	54,85	Помірно забруднені	24,63	Слабо забруднені
Зразок 2	47,73	Помірно забруднені	38,75	Слабо забруднені
Зразок 3	61,33	Помірно забруднені	53,12	Помірно забруднені
Зразок 4	52,26	Помірно забруднені	49,87	Помірно забруднені
Зразок 5	52,0	Помірно забруднені	28,62	Слабо забруднені

Отже, саме зразки 3 і 4 мали найбільш комплексний негативний вплив, оскільки пригнічували не лише розвиток кореня, а й формування надземної частини проростків.

Загалом отримані дані свідчать, що всі досліджувані ґрунти на початку експерименту проявляли фітотоксичні властивості. Найбільш проблемним був зразок 3 відібраний біля птахофабрики, оскільки він мав найнижчу схожість насіння та спостерігалось найбільше інгібування росту кореня і пагона. Високий рівень негативного впливу також спостерігався у зразку 4, відбраному біля траси. Зразки 1, 2 і 5 мали дещо нижчий рівень пригнічення пагона, однак за розвитком кореневої системи також характеризувалися помірним рівнем забруднення. Це підтверджує, що коренева система редису є чутливішим індикатором фітотоксичності ґрунту, ніж надземна частина рослини.

Отже, на початку досліджень усі зразки, відібрані з антропогенно змінених територій, істотно поступалися контрольному ґрунту за показниками схожості насіння та росту проростків. Це дає підстави вважати їх фітотоксичними та обґрунтовує подальше застосування мікробних і органічних препаратів для оцінки можливості зниження токсичного впливу на рослини.

3.2. Оцінка ефективності застосування мікробних та органічних препаратів щодо зниження фітотоксичності ґрунтів

Оцінку впливу мікробних та органічних препаратів на досліджувані ґрунти також проводили за показниками проростання насіння, довжини кореня та довжини пагона редису посівного. Ці показники відображають початкову реакцію рослин на умови ґрунтового середовища.

Результати досліджень показали позитивний вплив використаних нами препаратів на покращення властивостей ґрунтів. Однак, встановлено, що дії препаратів залежала не лише від типу забруднення ґрунтів, але й тривалості впливу препарату. Зокрема, у першому зразку ґрунту (ділянка біля СТО) показники проростання насіння виявились найкращими за впливу препаратів «Міковітал» (45,57%) і Trevitan® (41,63%) (рис. 3.1).

За результатами фітотестування встановлено, що ефективність препаратів щодо проростання насіння редису посівного залежала від типу ґрунту та характеру його забруднення. У зразку 1 відібраному біля СТО, найвищі показники проростання спостерігалися за обробки Міковіталом – 45,57% та Trevitan® - 41,63%. Це свідчить про позитивний вплив цих препаратів на ґрунт цього типу.

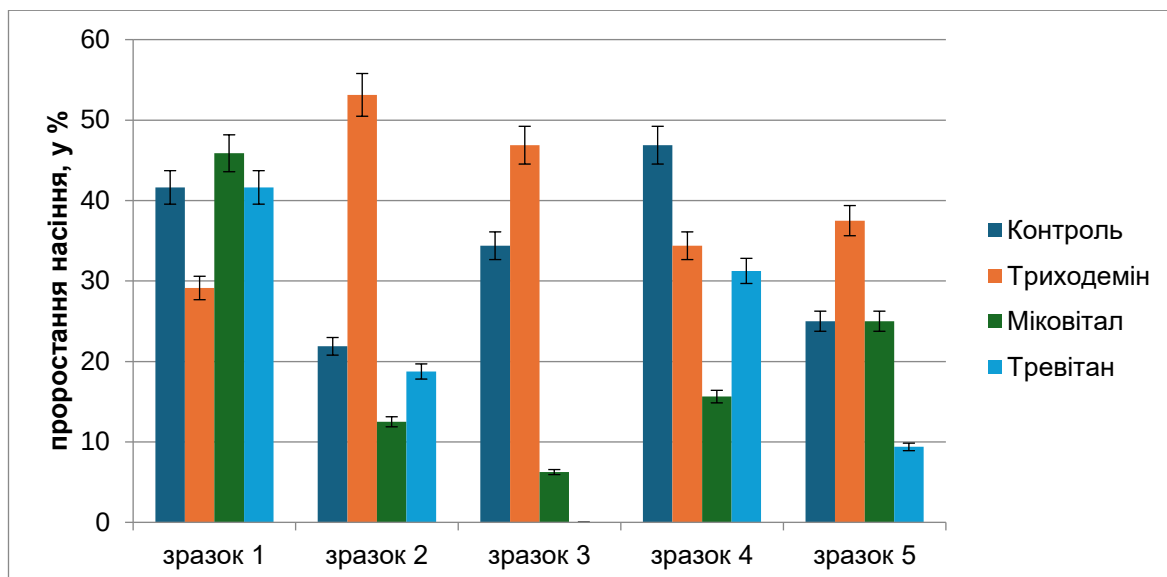


Рис. 3.1. Показники проростання насіння *Raphanus sativus* за обробки мікробними та органічними препаратами через 2 двох тижнів після обробки ґрунтів препаратами

У зразках 2, 3 і 5 найкращий результат показав Триходермін. У зразку 2 проростання насіння за його використання становило близько 53%, у зразку 3 – близько 47% , а у зразку 5 - близько 37%. У цих варіантах препарат перевищував контрольні показники, що вказує на його здатність знижувати фітотоксичний вплив ґрунтового середовища.

У зразку 4, відібраному біля траси, найвищий показник проростання був у контрольному варіанті. Після внесення препаратів значного покращення не спостерігалося, що може свідчити про нижчу ефективність використаних засобів саме для цього типу забруднення.

Загалом найстабільнішу позитивну дію за показником проростання насіння продемонстрував Триходермін, оскільки він був найефективнішим у трьох із п'яти досліджуваних зразків. Міковітал мав найкращий ефект лише у зразку 1, тоді як Trevitan® проявив помірну та менш стабільну дію. Отже, вплив препаратів був вибіркоvim і залежав від особливостей ґрунту, однак найбільш перспективним за цим показником можна вважати Триходермін.

Аналіз показників схожості насіння дозволяє оцінити початкову стадію впливу фітотоксикантів на рослини. Однак для більш повної характеристики

токсичності ґрунту необхідно враховувати не лише факт проростання, а й інтенсивність подальшого розвитку проростків. У зв'язку з цим наступним етапом дослідження є оцінка ростових показників тест-рослин у динаміці.

Так, за показником довжини кореня на початку дослідження всі зразки ґрунту характеризувалися як помірно забруднені (табл. 3.3). Найвищий індекс токсичності мав зразок 3 – 61,33%, що свідчить про найбільше пригнічення розвитку кореневої системи редису. В інших зразках показники також були досить високими й становили від 47,73% до 54,85%.

Через 15 діб після внесення препаратів спостерігаються зниження фітотоксичності в окремих варіантах досліду. Найкращі результати були зафіксовані після застосування Trevitan® у зразку 2, а також Міковіталу у зразку 5, де ґрунти оцінювалися як не забруднені. Водночас у зразках 3 і 4 дія препаратів була менш стабільно, а окремі варіанти залишилися помірно або дуже забрудненими.

Через 30 діб ефективність препаратів загалом підвищилася. У частині зразків індекс токсичності знизився до 0% що свідчить про відновлення росту кореня до рівня контролю або навіть його перевищення.

Таблиця 3.3

Зміна фітотоксичності ґрунтів за показниками довжини кореня відносно контролю, % упродовж одного місяця досліджень

№	0 діб		Препарат для обробки	15 діб		30 діб	
	Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту		Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту	Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту
Зразок 1	54,85	Помірно забруднені	Триходермін	42,22	Помірно забруднені	37,7	Слабко забруднені
			Міковітал	25,95	Слабко забруднені	0 (+24,4)	Незабруднений
			Тревітан	0 (+21,5)	Незабруднений	0 (+33,33)	Незабруднений
Зразок 2	47,73	Помірно забруднені	Триходермін	45,15	Помірно забруднені	0 +68,88)	Незабруднений
			Міковітал	2,22	Незабруднений	73,33	Брудні
			Тревітан	0,44	Незабруднений	2,22	Незабруднений
Зразок 3	61,33	Помірно забруднені	Триходермін	23,55	Слабко забруднені	0 (+3,73)	Незабруднений
			Міковітал	60	Помірно забруднені	100	Дуже брудні
			Тревітан	100	Дуже брудні	100	Дуже брудні
Зразок 4	52,26	Помірно забруднені	Триходермін	73,33	Брудні	37,77	Слабко забруднені
			Міковітал	55,55	Помірно забруднені	0 (+24,44)	Незабруднений
			Тревітан	58,48	Помірно забруднені	0 (+33,33)	Незабруднений
Зразок 5	52	Помірно забруднені	Триходермін	11,11	Незабруднений	0 (+12,62)	Незабруднений
			Міковітал	0 (+20)	Незабруднений	25,95	Слабко забруднені
			Тревітан	91,11	Дуже брудні	51,11	Помірно забруднені

Найкращі результати показали Trevitan® у зразках 1,2 і 4, Триходермін у зразках 2,3 і 5, а також Міковітал у зразках 1 і 4. Проте у зразку 3 після застосування Міковіталк й Trevitan® зберігався дуже високий рівень токсичності. Отже, застосування мікробних та органічних препаратів сприяло зниженню фітотоксичності ґрунтів за показником довжини кореня, однак їхня ефективність залежала від типу забруднення та тривалості дії. Найбільш стабільний позитивний ефект проявили Триходермін і Trevitan®, тоді як дія Міковіталу була більш вибірковою.

За показником довжини пагона на початку дослідження зразки 1,2 і 5 характеризувалися як слабо забруднені, тоді як зразки 3 і 4 – як помірно забруднені (табл. 3.4). Найвищий індекс токсичності спостерігався у зразку 3 - 53,12%, що свідчить про найбільше пригнічення росту надземної частини редису. Через 15 діб після обробки у більшості варіантів спостерігалось зниження фітотоксичності. Найкращі результати показали Міковітал і Trevitan® у зразках 1 і 2, а також Триходермін у зразках 3 і 5, де ґрунти оцінювалися як незабруднені. Водночас у зразках 3 і 5 Trevitan® проявив слабку ефективність, оскільки індекс токсичності залишався дуже високим.

Через 30 діб позитивний ефект препаратів став виразнішим. У багатьох варіантах індекс токсичності знизився до 0%, що свідчить про покращення росту пагона. Найстабільнішу дію проявив Триходермін, однак у зразках 1,2 і 4 високий ефект також мали Міковітал і Trevitan®. Водночас у зразку 3 після міковіталу і Trevitan® токсичність залишилась дуже високою.

Отже, застосування препаратів загалом сприяло зниженню фітотоксичності ґрунтів за показником довжини пагона, але ефективність залежала від конкретного зразка та типу забруднення.

Таблиця 3.4

Зміна фітотоксичності ґрунтів за показниками довжини пагону відносно контролю, % упродовж одного місяця досліджень

№	0 діб		Препарат для обробки	15 діб		30 діб	
	Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту		Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту	Індекс токсичності	Рівень забрудненості, ґрунту
Зразок 1	24,63542	Слабко забруднені	Триходермін	18,75	Слабко забруднені	6,25	Незабруднені
			Міковітал	0 (+4,12)	Незабруднені	0 (+50)	Незабруднені
			Тревітан	0 (+70,87)	Незабруднені	0 (+50)	Незабруднені
Зразок 2	38,75	Слабко забруднені	Триходермін	22,87	Слабко забруднені	0 (+60)	Незабруднені
			Міковітал	0 (+37,5)	Незабруднені	87,5	Дуже брудні
			Тревітан	0 (+40)	Незабруднені	0 (+87,5)	Незабруднені
Зразок 3	53,125	Помірно забруднені	Триходермін	0 (+7,5)	Незабруднені	0 (+29,12)	Незабруднені
			Міковітал	43,75	Помірно забруднені	100	Дуже брудні
			Тревітан	100	Дуже брудні	100	Дуже брудні
Зразок 4	49,875	Помірно забруднені	Триходермін	62,5	Брудні	50	Помірно забруднені
			Міковітал	37,5	Слабко забруднені	0 (+87,5)	Незабруднені
			Тревітан	41,625	Помірно забруднені	0 (+66,62)	Незабруднені
Зразок 5	28,625	Слабко забруднені	Триходермін	0 (+25)	Незабруднені	0 (+12,62)	Незабруднені
			Міковітал	0 (+68,75)	Незабруднені	25,95	Слабко забруднені
			Тревітан	87,5	Дуже брудні	51,11	Помірно забруднені

У таблиці 3.5 наведено усереднені морфометричні показники *Raphanus sativus* із похибкою середнього значення. Отримані дані показують, що ріст кореня та пагона залежав від типу ґрунту і застосованого препарату.

Таблиця 3.5

Усереднені дані морфометричних параметрів *Raphanus sativus* на різних дослідних варіантах за увесь період досліджень

Варіант	ділянка біля СТО		ділянка біля сміттєзвалища		ділянка біля птахофабрики		ділянка біля траси		ділянка біля закинутого сміттєзвалища	
	Корінь	Пагін	Корінь	Пагін	Корінь	Пагін	Корінь	Пагін	Корінь	Пагін
Контроль	10,93 ±3,08	8,37 ±2,08	6,25 ±1,79	7,38 ±2,16	8,5 ±2,49	6,5 ±2,08	6,25 ±1,79	4,9 ±1,6	5,31 ±2,55	6 ±3,21
Триходемін	4,33 ±2,19	3,61 ±2,17	12,54 ±3,12	6,53 ±2,22	8,61 ±1,93	6,06 ±2,15	4,86 ±1,39	3,33 ±0,67	9,42 ±1,60	6,47 ±1,57
Міковітал	9,43 ±2,94	6,67 ±1,20	3,75 ±2,50	1,5 ±0,87	1,13 ±1,13	0,88 ±0,88	7,5 ±5,95	4,5 ±3,57	8,21 ±1,90	6,08 ±1,94
Тревітан	12,97 ±1,41	9,42 ±2,22	5,55 ±3,20	4,59 ±3,56	0 ±0	0 ±0	7,17 ±3,12	5,5 ±2,70	1,63 ±1,31	1,38 ±1,07

Найвищу довжину кореня зафіксовано у варіанті з Trevitan® на ділянці біля СТО – $12,97 \pm 1,41$ см, а також із Триходерміном на ділянці біля сміттєзвалища – $12,54 \pm 3,12$ см. За довжиною пагона найкращий результат також спостерігався для Trevitan® біля СТО – $9,42 \pm 2,22$ см. Триходермін мав найбільш стабільний позитивний вплив на розвиток кореневої системи, особливо у ґрунтах біля сміттєзвалища, птахофабрики та закинутого сміттєзвалища. Trevitan® був найефективнішим у зразку біля СТО, але в ґрунті біля птахофабрики не забезпечив росту проростків. Міковітал проявив вибіркочну дію, тому його ефективність залежала від конкретного зразка ґрунту.

Обґрунтування доцільності використання екологічних біотехнологій у відновленні ґрунтів

Використання мікробних і органічних препаратів у дослідженні показує, що такі засоби можуть бути ефективним елементом комплексного відновлення девастрованих ґрунтів, оскільки їх дія пов'язана не лише зі стимуляцією росту рослин, а й з покращенням біологічного стану ґрунтового середовища. Механізми такого впливу полягають у активізації ґрунтової

мікробіоти, посиленні мінералізації органічних речовин, покращенні доступності елементів живлення, розвитку кореневої системи та зменшенні біодоступності окремих токсикантів. Мікроорганізми здатні знижувати токсичну дію важких металів через біосорбцію, біоаккумуляцію, біомінералізацію та переведення токсичних сполук у менш рухомі форми, а у випадку органічних забруднювачів - брати участь у їх ферментативному розкладанні до менш токсичних продуктів [46; 19; 33; 39]. Препарати на основі грибів роду *Trichoderma* можуть додатково стимулювати ріст рослин, послаблювати прояви фітотоксичності та покращувати стан ризосфери [24; 18; 31]. Мікоризні гриби сприяють розширенню зони поглинання води й мінеральних речовин, підвищують стійкість рослин до стресових умов і можуть обмежувати надходження токсичних елементів у рослинний організм [22; 20]. Органічні компоненти, зокрема гумінові та фульвові речовини, позитивно впливають на структуру ґрунту, його родючість, активність мікробоценозу та доступність поживних речовин, а також можуть зменшувати рухомість окремих забруднювачів [38; 23; 50].

Отже, застосування біопрепаратів не слід розглядати як повне очищення ґрунту від забруднювачів, однак воно може сприяти зниженню фітотоксичності, покращенню ростових показників рослин, частковому відновленню функціональної активності ґрунтового мікробоценозу та підвищенню загальної родючості порушених ґрунтів [44]. У цілому, екологічні біотехнології є доцільним, екологічно безпечним та перспективним напрямом відновлення порушених і забруднених ґрунтів, оскільки поєднують високу ефективність із мінімальним негативним впливом на довкілля та можливістю широкого практичного впровадження.

ВИСНОВКИ

У кваліфікаційній (бакалаврській) роботі проаналізовано проблему деградації та забруднення ґрунтів, а також розглянуто можливості використання екологічних біотехнологій для зниження їх фітотоксичності. Показано, що використання екологічних біотехнологій є перспективним напрямом відновлення деградованих ґрунтів, але потребує попередньої оцінки стану ґрунту та добору препарату відповідно до умов конкретної ділянки.

1. Встановлено, що деградовані ґрунти є результатом інтенсивного антропогенного впливу, який призводить до порушення їхньої структури, функціонування та екологічної рівноваги. Основними причинами їх формування є промислове забруднення, сільськогосподарська діяльність, техногенні навантаження та військові дії. Найпоширенішими видами деградації є хімічне забруднення, ерозійні процеси, засолення, ущільнення та зниження біологічної активності ґрунту.

2. Визначено, що ґрунти здатні до природного самоочищення та самовідновлення завдяки комплексу фізичних, хімічних і біологічних процесів, серед яких ключову роль відіграють мікробіологічна деструкція органічних забруднювачів. Однак інтенсивність цих процесів є обмеженою і значною мірою залежить від рівня забруднення та екологічних умов, що зумовлює необхідність застосування цілеспрямованих заходів відновлення.

3. Проаналізовано сучасні підходи до ремедіації забруднених і порушених ґрунтів, серед яких особливе місце займають екологічні біотехнології. Доведено, що використання мікробних препаратів, органічних добрив і фіторемедіаційних методів є ефективним, екологічно безпечним та економічно доцільним способом відновлення ґрунтів. Біотехнологічні підходи сприяють зниженню токсичності, відновленню біологічної активності та покращенню агроекологічних властивостей ґрунту, що підтверджує їх перспективність для широкого практичного застосування.

4. Показано, що усі досліджені зразки ґрунту за ростовими параметрами тест об'єкту (*Raphanus sativus* L.) належали до помірно забруднених. Показники схожості насіння були нижчими на 25-40,6 % порівняно із контрольним зразком ґрунту, а зменшення довжини кореня відносно контролю коливалося в межах 47,84-62,84 %, довжини пагону – 24,6-53,12 %. Це показує, що коренева система редису є чутливішим індикатором фітотоксичності ґрунту, ніж надземна частина рослини.

5. Показано, що упродовж 30 діб обробки препаратами фітотоксичність ґрунтів знижувалася. Однак, характер змін залежав як від виду забруднення ґрунтів, так і препаративної групи. Найбільш ефективним виявився Триходермін, однак у зразках № 1 (ділянка біля СТО, с. Забойки), № 2 (Ділянка біля сміттєзвалища с. Забойки) і № 4 (ділянка біля траси, с. Підгороднє) високий ефект також мали Міковітал і Trevitan®. Водночас у зразку № 3 (Ділянка біля птахофабрики с. Забойки) обробленому Міковіталом і Trevitan® токсичність на 30 добу значно зросла порівняно із даними до обробки.

Список використаних джерел

1. Бондар Т. О. Біоремедіаційне відновлення нафтозабруднених ґрунтів. 2025. URL: <https://repository.kpi.kharkov.ua/items/8aef18ba-3468-4ea7-9952-f92d316ab123> (дата звернення: 4.02.2026).
2. Дзендзель А. Ю. Content of mineral elements in fruits of *Lycopersicon esculentum* Mill. under the influence of Trevitan® composite recultivator. Фізіологія рослин і генетика. 2022. URL: <https://journals.chem-bio.com.ua/index.php/biology/article/download/166/156> (дата звернення: 01.02.2026).
3. Дзендзель А. Ю., Пида С. В. Рекультивант композиційний Trevitan™ - новий комплексний препарат для обробки насіння і посадкового матеріалу. Матеріали Еко Форуму, 2021.
4. Дзендзель А. Ю., Пида С. В. Рекультивант композиційний Trevitan™ - новий комплексний препарат для швидкої регенерації ґрунту. Освітні та наукові виміри природничих наук: зб. матеріалів II Всеукраїнської заочної наукової конференції, м. Суми, 8 грудня 2021 р. Суми: СумДПУ ім. А. С. Макаренка, 2021. С. 51–53.
5. Дзендзель А. Ю., Пида С. В. Influence of Trevitan™ composite recultivator on productivity and qualitative composition of edible tomato fruits. Екологічні науки. 2022. URL: <https://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2022/4/17.pdf> (дата звернення: 10.02.2026).
6. ДСТУ 4138-2002. Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначання якості. Київ: Держстандарт України, 2002. URL: https://fitolab-ck.dpss.gov.ua/wp-content/uploads/2024/01/dstu-4138_2002.pdf (дата звернення: 10.11.2025).
7. ДСТУ ISO 11269-2:2002. Якість ґрунту. Визначання дії забруднювачів на флору ґрунту. Частина 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. Київ: Держстандарт України, 2002.

8. ДСТУ ISO 17126:2007. Якість ґрунту. Визначення впливу забрудників на флору ґрунту. Скринінговий тест щодо проростання насіння салату. Київ: Держспоживстандарт України, 2007.
9. ДСТУ ISO 22030:2007. Якість ґрунту. Біологічні методи. Хронічна токсичність для вищих рослин. Київ: Держспоживстандарт України, 2007.
10. Кочмар І. М., Левинська Х. В. Оцінка екологічного стану ґрунтів урбоєкосистеми міста Городок Львівської області. Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності. 2024. № 30. С. 17– 25. DOI: 10.32447/20784643.30.2024.02.
11. Міковітал. Міковітал - жива мікориза. Офіційний опис препарату. URL: <https://mikovital.ua/> (дата звернення: 01.06.2026).
12. Накемпій О. К. Використання біотехнологій у зниженні техногенного забруднення ґрунтів. Проблеми охорони праці в Україні. 2025. Вип. 41, № 3–4. С. 92–96.
13. Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів: пат. 113560 Україна: МПК G01N 33/24 U 201605283 заявл. 16.05.16; опубл. 10.02.2017, бюл. № 3. 5 с.
14. Халін С., Гайдай Т. Influence of the composite recultivant Trevitan on growth processes of winter wheat. 2025. URL: https://www.ivysci.com/articles/11524192_INFLUENCE_OF_THE_COMPOSITE_RECULTIVANT_TREVITAN_ON_GROWTH_PROCESSES_OF_WINTER_WHEAT (дата звернення: 11.11.2025).
15. Халін С., Гайдай Т. Study of the preparation Trevitan in the cultivation of winter wheat in climate change conditions. Technical and Technological Aspects of Development and Testing of New Machinery and Technologies for Agriculture of Ukraine. 2025. URL: https://www.ndipvt.com.ua/Zbyrnyk/Edition36_50/St36_50_9.pdf (дата звернення: 01.02.2026).
16. Цьова Ю. А. Фітотоксична оцінка використання ремедіантів на забруднених ґрунтах. Agrarian Innovations. 2022. URL: <https://agrarian->

innovations.izpr.ks.ua/index.php/agrarian/article/view/298

(дата звернення: 01.02.2026).

17. Acharya A., Perez E., Maddox-Mandolini M., De La Fuente H. The Status and Prospects of Phytoremediation of Heavy Metals. 2023. URL: <https://arxiv.org/abs/2312.14288> (дата звернення: 01.05.2026).
18. Altaf M. et al. Trichoderma Inoculation Alleviates Cd and Pb-Induced Phytotoxicity and Improves Plant Growth. 2024. URL: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC10882690/> (дата звернення: 01.05.2026).
19. Atuchin V. V. et al. Microorganisms for Bioremediation of Soils Contaminated with Heavy Metals. Microorganisms. 2023. Vol. 11, No. 4. Article 864. URL: <https://www.mdpi.com/2076-2607/11/4/864> (дата звернення: 01.05.2026).
20. Banerjee S. et al. A review and meta-analysis of the efficacy of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal-contaminated soils. Frontiers in Environmental Science. 2025. URL: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2024.1532169/full> (дата звернення: 29.04.2026).
21. Bożym M. et al. Assessment of phytotoxicity using seed germination and root elongation tests. 2022. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-022-03603-6> (дата звернення: 01.05.2026).
22. Cabral L. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: mechanisms and major benefits of their applications. 2015. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26250548/> (дата звернення: 18.01.2026).
23. Canellas L. P. et al. Humic substances and plant abiotic stress adaptation. 2024. URL: <https://link.springer.com/article/10.1186/s40538-024-00575-z> (дата звернення: 11.12.2025).
24. Chen X. et al. Trichoderma: Dual Roles in Biocontrol and Plant Growth Promotion. Microorganisms. 2025. Vol. 13, No. 8. Article 1840. URL: <https://www.mdpi.com/2076-2607/13/8/1840> (дата звернення: 01.12.2025).

25. Conte E. D. et al. Can Trichoderma spp. Contribute to the Bioremediation and Biostimulation of Plants in Soil Contaminated with Herbicides? ACS Omega. 2025. URL: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsomega.4c09197> (дата звернення: 21.12.2025).
26. ENZIM Agro. Триходермін. Опис препарату. URL: <https://agro.enzim.biz/triiodermin.html> (дата звернення: 01.03.2026).
27. European Commission. Soil Monitoring Law. Environment. URL: https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-monitoring-law_en (дата звернення: 01.06.2026).
28. FAO, ITPS. Status of the World's Soil Resources: Main Report. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015. URL: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/6ec24d75-19bd-4f1f-b1c5-5becf50d0871/content> (дата звернення: 03.03.2026).
29. FAO. Soil degradation and restoration. FAO Soils Portal. URL: <https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/en/> (дата звернення: 05.03.2026).
30. FAO. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2017. URL: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/5d66c466-4040-4493-a85f-58470f0bb771/content> (дата звернення: 15.3.2026).
31. Guzmán-Guzmán P. et al. Trichoderma: a multifunctional agent in plant health and sustainable agriculture. 2025. URL: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC12255041/> (дата звернення: 15.03.2026).
32. ISO. ISO 11269-2:2012. Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora - Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. Geneva: International Organization for Standardization, 2012.
33. Karnwal A. et al. Exploring bioremediation strategies for heavy metals and organic pollutants. Frontiers in Environmental Science. 2024. URL:

- <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2024.1397850/full> (дата звернення: 15.03.2026).
34. Kolisnyk K. M., Hrytsak L. R. et al. Prospects of using the recultivator composition Trevitan™ for obtaining and growing a collection of plants in vitro. Faktory eksperymentalnoi evoliutsii orhanizmiv. 2024. URL: <https://utgis.org.ua/journals/index.php/Faktory/article/view/1638> (дата звернення: 01.04.2026).
35. Komilis D. P. A statistical analysis to assess the maturity and stability of composts using the radish seed germination index. Waste Management. 2009. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X08003668> (дата звернення: 01.04.2026).
36. Leliushok S., Naumovska O., Moldovan L. Unauthorised landfills as a source of soil contamination with heavy metals: phytotoxic aspect. Bioscience. 2025. Vol. 16, No. 3. P. 42–61.
37. Luo Y., Liang J., Zeng G., Chen M., Mo D., Li G., Zhang D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: its roles, problems and prospects. Waste Management. 2018. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29030118/> (дата звернення: 01.04.2026).
38. Maffia A. et al. Humic Substances: Bridging Ecology and Agriculture for a More Sustainable Future. Agronomy. 2025. Vol. 15, No. 2. Article 410. URL: <https://www.mdpi.com/2073-4395/15/2/410> (дата звернення: 14.03.2026).
39. Mekonnen B. A. et al. Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil: a review on principles, degradation mechanisms, and advancements. Frontiers in Environmental Science. 2024. URL: <https://www.frontiersin.org/journals/environmental-science/articles/10.3389/fenvs.2024.1354422/full> (дата звернення: 01.04.2026).
40. Milon A. R. et al. Biochar amended compost maturity evaluation using commercial vegetable crops seedlings through phytotoxicity germination bioassay. Journal of King Saud University - Science. 2022. URL:

<https://jksus.org/biochar-amended-compost-maturity-evaluation-using-commercial-vegetable-crops-seedlings-through-phytotoxicity-germination-bioassay/> (дата звернення: 02.04.2026).

41. Mokrani S., Houali K., Yadav K. K., Arabi A. I. A., Eltayeb L. B., Alreshidi M. A., Benguerua Y., Cabral-Pinto M. M. S., Nabti E.-H. Bioremediation techniques for soil organic pollution: mechanisms, microorganisms, and technologies. A comprehensive review. *Ecological Engineering*. 2024. Vol. 207. Article 107338.
42. OECD. Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Paris: OECD Publishing, 2006. URL: https://www.oecd.org/en/publications/2006/08/test-no-208-terrestrial-plant-test-seedling-emergence-and-seedling-growth-test_g1gh28ff.html (дата звернення: 02.04.2026).
43. Priya A. K. et al. Clean-Up of Heavy Metals from Contaminated Soil by Phytoremediation: A Multidisciplinary and Eco-Friendly Approach. 2023. URL: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC10221411/> (дата звернення: 01.05.2026).
44. Santos M. et al. Soil Remediation: Current Approaches and Emerging Bio-Based Technologies. *Soil Systems*. 2025. Vol. 9, No. 2. Article 35. URL: <https://www.mdpi.com/2571-8789/9/2/35> (дата звернення: 11.05.2026).
45. Sharma J. K. et al. Phytoremediation technologies and their mechanism for removal of heavy metal from contaminated soil. 2023. URL: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC9911669/> (дата звернення: 11.05.2026).
46. Tang H. et al. Microbial mediated remediation of heavy metals toxicity. *Frontiers in Plant Science*. 2024. URL: <https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2024.1420408/full> (дата звернення: 05.05.2026).
47. United States Environmental Protection Agency. A Citizen's Guide to Phytoremediation. Washington, DC: EPA, 2012. URL:

- https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2015-04/documents/a_citizens_guide_to_phytoremediation.pdf (дата звернення: 20.04.2026).
48. United States Environmental Protection Agency. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Washington, DC: EPA, 2001. URL: <https://www.epa.gov/remedytech/phytoremediation-contaminated-soil-and-ground-water-hazardous-waste-sites> (дата звернення: 19.04.2026).
49. United States Environmental Protection Agency. Phytoremediation Resource Guide. Washington, DC: EPA, 1999. URL: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/phytoresgude.pdf> (дата звернення: 20.04.2026).
50. Wang M. et al. Exploring the impact of fulvic acid and humic acid on heavy metal availability to plants. 2024. URL: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC11686242/> (дата звернення: 21.04.2026).
51. Zhang Y. et al. Effect of humic acid on phytoremediation of heavy metal contaminated sediments. 2023. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772416623000062> (дата звернення: 21.04.2026).