

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА**

ННЦ «Інститут біології та медицини»
Кафедра екології та зоології

В.о. завідувач кафедри, к.б.н., доц.
Анатолій ПОДОБАЙЛО
Протокол №_____засідання кафедри
від “_____” _____20__р.

**БІОТЕСТУВАННЯ ҐРУНТІВ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ
ЗАБРУДНЕНИХ ВНАСЛІДОК ВОЄННИХ ДІЙ**

Кваліфікаційна робота бакалавра
денної форми навчання
за спеціальністю 101 Екологія
Токаревої Руслани Ярославівни

(прізвище, ім'я, по батькові)

Науковий керівник від кафедри
доктор філософії зі спеціальності 101 Екологія

(науковий ступінь, вчене звання)
Тесьолкіна Т.С.

(прізвище, ініціали)

Оцінка захисту роботи

Київ – 2025 р.

АНОТАЦІЯ

У роботі досліджено фітотоксичність ґрунтів Миколаївської області, забруднених внаслідок бойових дій – зокрема внаслідок лісових пожеж та вибухів складів з пестицидами. Біотестування проводилося з використанням насіння сільськогосподарських культур (крес-салат, ріпак, гірчиця, пшениця, редис, соя, ячмінь) та дощових черв'яків *Eisenia fetida* згідно з методиками ДСТУ ISO 11269-1:2004, ДСТУ ISO 11269-2:2002 та ДСТУ ISO 11268-1:2003.

Метою даної роботи була оцінка біологічного впливу забруднених ґрунтів, спричинених воєнними діями, на ріст рослин та життєздатність дощових черв'яків виду *Eisenia fetida*. Проведено порівняльний аналіз впливу різних типів забруднення на проростання, ріст пагонів і коренів, а також вивчено смертність та зміну біомаси *Eisenia fetida*.

У результаті встановлено, що ґрунти з пестицидним забрудненням чинять сильний пригнічувальний вплив на розвиток кореневої системи та пагонів у більшості культур. Постпожежні ґрунти виявили менший або навіть стимулювальний ефект. У дощових черв'яків виявлено значне зниження виживаності у варіантах з пестицидним навантаженням.

Робота викладена на 54 сторінках, містить 7 таблиць, 27 ілюстрацій. Список використаних джерел налічує 19 найменувань.

Ключові слова: фітотоксичність, ґрунти, війна, пестициди, пожежі, біотестування.

ЗМІСТ

ВСТУП 6

РОЗДІЛ 1. Забруднення ґрунтів внаслідок військових дій 8

1.1. Фізична (механічна) деградація ґрунтів.....	8
1.2. Вплив лісових пожеж на стан ґрунту	9
1.2.1 Фізичні зміни.....	9
1.2.2 Хімічні зміни ґрунту під впливом лісових пожеж.....	10
1.2.3. Вплив пожеж на органічну речовину та гумус	12
1.2.4 Вплив пожеж на ґрунтову мікробіоту.....	12
1.2.5. Вплив пожеж на чисельність і склад ґрунтових мікроорганізмів.....	14
1.2.6. Динаміка змін у мікробній біомасі та активності після пожежі	15
1.3. Влучання боєприпасів	16
1.3.1. Механічний (фізичний) вплив	16
1.3.2. Термічний вплив	17
1.3.3. Хімічне забруднення.....	17
1.3.4. Біологічний вплив	18
1.3.5. Екотоксикологічний вплив.....	19
1.4. Забруднення агрохімікатами (пестицидами та добривами).....	19
1.4.1. Джерела потрапляння агрохімікатів у ґрунт	20
1.4.2. Типи та кількості агрохімікатів, що потрапляють у ґрунт	22
1.4.3 Біологічні та агрономічні наслідки	23

РОЗДІЛ 2. Матеріали та методи досліджень 24

2.1. Локації та відбір проб.....	24
2.1.1. Згорівший хвойний ліс в районі с. Галицинове Миколаївської обл....	24
2.1.2. Вибух складу з пестицидами в районі с. Киселівка Миколаївської обл	25
2.2. Дослід на фітотоксичність.....	28

2.3. Біотестування із використанням виду дощових черв'яків (<i>Eisenia fetida</i>).....	29
---	----

РОЗДІЛ 3. Результати досліджень та обговорення 31

3.1. Результати дослідження на крес-салаті	31
3.2. Результати дослідження на ріпаку	33
3.3. Результати дослідження на гірчиці.....	35
3.4. Результати дослідження на пшениці	38
3.5. Результати дослідження на редисі.....	41
3.6. Результати дослідження на сої.....	44
3.7. Результати дослідження на ячмені	46

ВИСНОВКИ 50

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ 52

ВСТУП

Забруднення ґрунтів внаслідок воєнних дій набуває все більшої актуальності, особливо у світлі подій, що відбуваються в Україні. Війна несе не тільки людські жертви та руйнування інфраструктури, але й викликає значні екологічні проблеми, серед яких ключовою є деградація ґрунтів.

До повномасштабного вторгнення на Україну припадало 15% світового експорту кукурудзи, 10% пшениці, 15-20% ячменю та понад 50% соняшникової олії [1]. Втрата родючих ґрунтів через забруднення ставить під загрозу глобальну продовольчу безпеку, погіршуючи екологічний стан ґрунтів не тільки в Україні, але й по всьому світу. Екоцид, викликаний воєнними діями, призводить до зниження врожайності та погіршення якості сільськогосподарської продукції.

Метою даної роботи є оцінка біологічного впливу забруднених ґрунтів, спричинених воєнними діями, на ріст рослин та життєздатність дощових черв'яків виду *Eisenia fetida*. Для досягнення мети було поставлено такі завдання:

1. Провести оцінювання токсичності ґрунтів різного походження, забруднених внаслідок воєнних дій (пестицидно забруднених і постпожежних) шляхом біотестування з використанням тест-об'єктів рослинного і тваринного походження, з метою обґрунтування доцільності застосування цього методу для діагностики стану ґрунтового середовища.
2. Проаналізувати видоспецифічні реакції рослин на дію ґрунтових токсикантів на ранніх етапах розвитку та визначити чутливість кореневої та надземної систем до пестицидного та постпожежного впливу.
3. Оцінити ефективність дощових черв'яків *Eisenia fetida* як біоіндикаторів гострої токсичності ґрунтів на основі аналізу поведінкових реакцій і

смертності в умовах пестицидного забруднення для обґрунтування їх застосування у системах екологічного моніторингу.

Отримані результати можуть бути використані для виявлення екологічно небезпечних ділянок, а також для обґрунтування вибору культур і методів ґрунтової реабілітації на уражених територіях.

У перспективі планується проведення аналізу методик відновлення ґрунтів та експерименту на зібраних пробах з подальшою оцінкою ефективності різних технологій реабілітації, що дозволить визначити найкращі підходи до відновлення забруднених територій. У підсумку, дослідження забруднення ґрунтів внаслідок військових дій має не тільки наукове, але й значне практичне значення, сприяючи вирішенню однієї з найактуальніших проблем сучасності – збереженню довкілля та забезпеченню продовольчої безпеки.

РОЗДІЛ 1

Негативні наслідки впливу воєнних дій на ґрунти

1.1. Фізична (механічна) деградація ґрунтів

Механічна деградація – це процес зниження якості ґрунту, що проявляється у механічній деформації ґрунтового покриву під час переміщення колісної та гусеничної військової техніки, тимчасової чи довготривалої дислокації військових підрозділів, будівництва наземних і підземних захисних споруд, утворення кратерів від бомбардування, мінування та розмінування територій, будівництва оборонної інфраструктури тощо [2].

Механічні пошкодження ґрунтів у результаті ведення воєнних дій відображаються у переміщенні важкої військової техніки на бойових маневрах, будівництві укріплень, вибухах, спалюванні боєприпасів, що спричиняє порушення верхнього шару ґрунту, зниження його родючості та природного ландшафту (рис. 1-2). До механічного руйнування ґрунтів призводять також вибухи боєприпасів, риття окопів, бліндажів, влаштування бойових позицій. Це характерно для стрільбищ, танкових полігонів та ін. Крім того, на полігонах ґрунти є забрудненими металевими відходами у вигляді гільз, вибухових речовин та боєприпасів, які не розірвалися. Останні являють велику небезпеку для життя людини та навколишнього природного середовища. У місцях польових таборів, привалів і казарм територія полігонів найчастіше є засміченою промасленим сміттям та ганчір'ям, пакувальними матеріалами з-під боєприпасів, маскувальним матеріалом, комунально-побутовими відходами, детергентами, пестицидами тощо [3].

Механічна деформація ґрунтів під військовим навантаженням супроводжується складними процесами: стисненням твердих часток, стисненням води та повітря, що знаходяться в порах ґрунту, руйнуванням

зв'язків між частками та їхнім взаємним зміщенням, зміною товщини плівок води та віджиманням вільної води з пор ґрунту [4].

Для відновлення природного ґрунтового покриву необхідні роки. Зокрема, для того, щоб природа знову поновила зруйнований шар гумусу у 20 см, необхідно від 1500 до 7400 років. За 100 років відновиться лише 0,5–2 см [5].

Фізичну деградацію ґрунтів визначають як комплекс процесів, які викликають руйнування, переміщення та відкладення частинок і маси ґрунту, спрощення будови й мікробудови ґрунту й негативні зміни його режимів (водного, повітряного та температурного), що являє найбільшу небезпеку [6]. Це процес зміни фізичних параметрів ґрунту, зокрема щільності будови, структурно агрегатного складу, між- та внутрішньо агрегатної пористості. Зазвичай, фізична деградація є неминучим супутником незбалансованого та надмірно інтенсивного використання ґрунтів, але у сучасних умовах додатковим чинником розвитку фізичної деградації ґрунтів є ведення воєнних дій на території країни.

Діагностичні ознаки фізичної деградації проявляються у переущільненні ґрунту, втраті структури, її якості, утворенні в поверхневому прошарку брил, кірки й тріщин, а в основі орного шару – плужної підшви, зниженні між- і внутрішньоагрегатної пористості, формуванні нехарактерних для природних ґрунтів преференційних потоків вологи.



Рис. 1.1. Воронка від влучання боєприпасу РСЗВ “Ураган”, Київська обл.
Фото: Т. Казанцев



Рис. 1.2. Супутниковий знімок фортифікаційних споруд та слідів від пересування військової техніки, Донецька область
Джерело: Google Earth Pro

1.2. Вплив лісових пожеж на стан ґрунту

Лісові пожежі суттєво впливають на фізичні, хімічні та біологічні властивості ґрунту (рис. 1.3-1.4). Їхній вплив залежить від інтенсивності, тривалості, частоти та особливостей ґрунту. Автори аналізують дослідження про наслідки як природних, так і контрольованих пожеж та їх вплив на екосистеми.



Рис. 1.3. Лісова пожежа на місці падіння збитої ракети. Київська обл.

Фото: Тарас Казанцев



Рис. 1.4. Супутниковий знімок згорілого лісу після бойових дій в Миколаївській обл.

Джерело: Sentinel-2, ESA

1.2.1 Фізичні зміни

Структура та пористість ґрунту: високотемпературні пожежі руйнують агрегатну структуру, підвищують щільність ґрунту, що зменшує водопроникність та сприяє ерозії.

Гідрофобність ґрунту: горіння органічної речовини створює гідрофобні шари, що перешкоджають водопроникності, сприяючи поверхневому стоку та втраті поживних речовин (рис. 1.5).



Рис. 1.5. Зріз ґрунту після пожежі, на якому видно згорілий верхній шар.

Джерело: USDA

Лісові пожежі викликають суттєві зміни у хімічному складі ґрунту, що може мати як позитивні, так і негативні наслідки для лісових екосистем. Основні процеси, які відбуваються під впливом пожежі, включають випаровування поживних речовин, утворення золи, зміну кислотності (рН), мінералізацію органічної речовини та накопичення токсичних сполук.

Втрата та перерозподіл поживних елементів:

– Азот (N).

Випаровування азоту: При температурах понад 200°C азот з органічної речовини починає випаровуватися у вигляді газоподібних сполук (N_2 , NO, NO_2 , N_2O).

Втрати через ерозію: утворення гідрофобного шару може збільшити поверхневий стік, що сприяє виносу нітратів (NO_3^-) та амонію (NH_4^+).

Постпожежна фіксація азоту: деякі мікроорганізми (*Rhizobium*, *Frankia*) можуть відновлювати запаси азоту в ґрунті через симбіотичну фіксацію.

– Фосфор (P).

Фосфор менш схильний до втрат, ніж азот, оскільки його сполуки не випаровуються навіть при 850°C .

Збільшення доступності: пожежа переводить органічний фосфор у доступні мінеральні форми, такі як ортофосфати (H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}).

Тимчасове збагачення ґрунту: внесення попелу після пожежі може підвищити рівень фосфору на кілька місяців.

– Калій (K), Кальцій (Ca) і Магній (Mg).

Ці елементи залишаються у вигляді іонів у попелі після пожежі.

Калій (K^+): найбільш рухомий елемент, що легко розчиняється у воді та може швидко вимиватися.

Кальцій (Ca^{2+}) та магній (Mg^{2+}): залишаються в ґрунті тривалий час, підвищуючи його родючість.

– Зміна кислотно-лужного балансу (pH).

Короткострокове підвищення pH: зола після пожежі містить велику кількість основних катіонів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+), що зменшує кислотність ґрунту (підвищує pH).

Довготривалий ефект: залежно від типу ґрунту, через 1-3 роки pH може повернутися до вихідного рівня

Утворення потенційно небезпечних хімічних речовин.

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ): утворюються при згорянні органічних сполук. Вони можуть мати мутагенний ефект.

Оксиди азоту (NO_x): утворюються при високотемпературному згорянні та можуть сприяти кислотним дощам.

Метали (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb): концентрація деяких важких металів може збільшуватися після пожежі, особливо в районах із забрудненими ґрунтами.

1.2.3. Вплив пожеж на органічну речовину та гумус

Втрата органічного вуглецю (SOC): вуглець починає втрачатися при 200–250°C, а повне згоряння відбувається при >500°C. При неповному згорянні органіки утворюється стійка форма вуглецю, яка може зберігатися в ґрунті сотні років [7].

Високотемпературні пожежі призводять до повної деградації гумусу. Після низькоінтенсивних пожеж частина гумусу може зберігатися або навіть збільшуватися за рахунок внесення попелу.

1.2.4 Вплив пожеж на ґрунтову мікробіоту

Мікроорганізми відіграють ключову роль у функціонуванні ґрунтових екосистем, забезпечуючи колообіг поживних речовин, розкладання органічної речовини та підтримку родючості ґрунту [8]. Лісові пожежі значно змінюють ці мікробні спільноти, впливаючи як на їхню чисельність, так і на видовий склад.

Лісові пожежі мають значний вплив на чисельність, біомасу та активність мікроорганізмів у ґрунті. Головні механізми змін у мікробному угрупованні включають:

- Прямий термічний вплив – знищення мікроорганізмів через високі температури.

- Зміни вмісту поживних речовин – збільшення або зменшення доступності мінеральних сполук.

- Зміна вологості ґрунту – пересихання або утворення гідрофобного шару, що впливає на мікробну активність.

- Хімічні перетворення органічної речовини – утворення чорного вуглецю (biochar), що змінює склад мікробних спільнот.

Відновлення мікробного угруповання після пожеж може займати від кількох місяців до десятиліть, залежно від інтенсивності пожежі, типу екосистеми та кліматичних умов [9].

Температура, до якої нагрівається ґрунт під час пожежі, є основним фактором, що визначає виживання мікроорганізмів.

При температурі 50–100°C відбувається зниження активності ферментів, що відповідають за розкладання органічної речовини [8].

При 100–200°C більшість ґрунтових бактерій і грибів починають гинути. Наприклад, дослідження Hart et al. (2005) показало, що після пожежі в каліфорнійських соснових лісах біомаса бактерій зменшилася на 50% у верхньому 5-сантиметровому шарі [10].

При 200–400°C відбувається повна стерилізація верхнього шару ґрунту [8].

Понад 450°C органічна речовина вигоряє, а структура ґрунту руйнується, що призводить до зниження здатності ґрунту підтримувати мікробні спільноти в довгостроковій перспективі [11].

Низькоінтенсивні пожежі (до 200°C) можуть сприяти мінералізації органічних речовин, що робить поживні речовини більш доступними для мікробних спільнот.

Високоінтенсивні пожежі (> 300°C) знищують значну частину мікробних угруповань, а при температурах вище 500°C відбувається повна стерилізація верхніх шарів ґрунту.

Втрата органічного вуглецю (SOC) після пожежі призводить до зниження біомаси мікроорганізмів, оскільки ґрунт втрачає головне джерело енергії для мікробів.

Чорний вуглець (black carbon), що утворюється при частковому згорянні органіки, є стабільним джерелом органічної речовини та може підтримувати специфічні групи мікробів.

Підвищення рН після пожежі (через внесення основних катіонів з попелу) може змінити склад мікробних угруповань, пригнічуючи кислотолюбні види та стимулюючи лужностійкі.

Втрата агрегатної стабільності, гідрофобність та ущільнення ґрунту впливають на мікробну колонізацію, обмежуючи простір для існування і доступність води [12].

У дослідженні Fritze et al. (2000) було показано, що в бореальних лісах Фінляндії після високотемпературної пожежі кількість мікробної біомаси скоротилася на 90%, а повне відновлення зайняло понад 5 років [13].

1.2.5. Вплив пожеж на чисельність і склад ґрунтових мікроорганізмів

1. Вплив на бактерії:

Пожежі мають неоднозначний вплив на бактеріальні спільноти. Деякі групи бактерій можуть загинути, тоді як інші, стійкіші, навпаки, активізуються після пожеж.

2. Чутливі до пожеж бактерії:

Протеобактерії (Proteobacteria) – суттєво зменшують свою чисельність після пожеж через втрату поживних речовин [14].

Pseudomonas spp. – сильно знижується чисельність у перші місяці після пожежі (Díaz-Raviña et al., 1996).

3. Стійкі бактерії, що виживають після пожеж:

Фірмікути (Firmicutes) – *Bacillus* spp. можуть утворювати спори, що дозволяє їм витримувати високі температури [9].

Актиноміцети (Actinobacteria) – розвиваються після пожеж через здатність розкласти складні органічні сполуки, такі як вуглець [15].

4. Вплив на гриби:

Ґрунтові гриби зазвичай є менш стійкими до пожеж, ніж бактерії, оскільки вони не формують спори або захисні структури.

Мікоризні гриби (особливо ектомікориза) можуть бути серйозно пошкоджені, що ускладнює відновлення деревної рослинності [16].

Арбускулярні мікоризні гриби (AMF) також сильно потерпають від високих температур [17].

5. Гриби, що швидко відновлюються після пожеж:

Сапротрофні гриби (*Trichoderma* spp., *Aspergillus* spp.) швидко колонізують вигорілий ґрунт і розкладають органіку [18].

Дослідження Holden et al. (2013) в Каліфорнії показало, що після пожежі чисельність грибів у верхньому шарі ґрунту зменшилася на 70%, а їхнє відновлення зайняло більше 3 років [18].

1.2.6. Динаміка змін у мікробній біомасі та активності після пожежі

Короткостроковий ефект (0-12 місяців після пожежі):

Різде скорочення біомаси мікроорганізмів. Дослідження показують, що після високотемпературних пожеж загальна біомаса мікробів може зменшитися на 50–90% [19].

Переважа грам-позитивних бактерій. Вживають в основному бактерії, які мають більш міцні клітинні стінки (наприклад, *Actinobacteria*), оскільки вони краще адаптовані до стресових умов.

Зниження мікробної дихальної активності. Через втрату доступного вуглецю мікроорганізми переходять у неактивний стан або вимирають.

Довгостроковий ефект (>12 місяців):

Повільне відновлення мікробної біомаси. У середньому, відновлення мікробного складу триває від 2 до 5 років, залежно від типу екосистеми.

Переважання колонізаторів та азотфіксуючих бактерій. Після пожежі ґрунт заселяють нові види мікроорганізмів, зокрема ті, що фіксують азот (*Rhizobium*, *Frankia*), оскільки пожежа спричиняє значну втрату азоту.

Зниження грибно́ї біомаси. Гриби (Ascomycota, Basidiomycota) значно страждають від пожеж, а їх відновлення відбувається повільніше, ніж у бактерій [12].

1.3. Влучання боєприпасів

Вибух боєприпасів є складним процесом, який поєднує механічні, термічні, хімічні та біологічні впливи на ґрунтову систему. Кожен із них чинить як миттєвий, так і тривалий ефект на стан ґрунту, змінюючи його структуру, хімічний склад та екосистемну функціональність.

1.3.1. Механічний (фізичний) вплив

Потужна ударна хвиля руйнує ґрунтовий профіль, формує вирви, викидає частину ґрунту на поверхню, порушує структуру горизонтів.

Основні наслідки:

- Формування воронок;
- Перемішування ґрунтових горизонтів – порушення родючого шару;
- Знищення дернини, гумусу, мікро- та мезофауни;
- Порушення водного режиму, активізація ерозії та підтоплень.

Згідно монографії Балюк та ін. (2024), на зораних полях Харківщини після вибухів глибина знищення гумусового шару могла сягати 60–80 см (рис. 1.6).



Рис. 1.6. Воронка після влучання боєприпасу, в якій видно перемішування горизонтів ґрунту
Джерело: The New York Times

1.3.2. Термічний вплив

Високі температури під час вибуху (до 3000–4000°C у центрі детонації) спричиняють локальне випалювання ґрунту.

Основні наслідки:

- Карбонізація органічної речовини – втрата гумусу;
- Зниження вмісту вологи та перегрів мінералів;
- Глетування – утворення склоподібних мас, що унеможливають водообіг;
- Пірогенна стерилізація ґрунту – загибель біоти.

1.3.3. Хімічне забруднення

Хімічні речовини потрапляють у ґрунт внаслідок:

- Детонації та горіння вибухівки;
- Потрапляння до ґрунту залишків вибухових речовин – як повністю, так і частково недетонованих;

- Руйнування металевих частин боєприпасів (оболонок, підривачів, кульових сердечників);
- Утворення продуктів згоряння з пластикових компонентів боєприпасів, які також є токсичними.

Основні забруднювачі:

1. Вибухові речовини

- Тринітротолуол (TNT) – стабільна, погано розкладається в анаеробних умовах, токсична, канцерогенна.
- RDX (гексоген), HMX, DNAN, NTO – сучасні вибухові сполуки, стійкі до біодеградації, високотоксичні.
- Нітрогліцерин (NG) – проникає в ґрунт, має нейротоксичну дію, але розпадається швидше.

2. Важкі метали

- Свинець (Pb) – основний елемент кулеметних, артилерійських і мінометних боєприпасів;
- Мідь (Cu), цинк (Zn), сурма (Sb) – з елементів підривачів і оболонок;
- Кадмій (Cd), вольфрам (W), ртуть (Hg) – зустрічаються рідше, але дуже токсичні.

3. Продукти горіння

- Поліароматичні вуглеводні (PAHs) – бензапірен, флуорантен, антрацен;
- Оксиди азоту (NO_x) – викликають закислення ґрунту;
- Діоксини, фурани, пірен – увипадку згоряння синтетичних матеріалів оболонок.

1.3.4. Біологічний вплив

Унаслідок вибуху знищується ґрунтова біота: мікроорганізми, дощові черв'яки, комахи, насіння і кореневища рослин. Основні наслідки:

- Стерилізація ґрунту в центрі вибуху
- Порушення азотного й вуглецевого обігу;
- Втрата біорізноманіття;
- Гальмування самовідновлення ґрунтової екосистеми.

1.3.5. Екотоксикологічний вплив

Отруйні речовини після вибуху проникають у ґрунт і ґрунтові води, накопичуються в рослинах, мікроорганізмах, тваринах. Основні наслідки:

- Біоаккумуляція важких металів у харчових ланцюгах;
- Зниження врожайності рослин;
- Накопичення вибухових речовин у с/г продукції;
- Тривалий ризик для здоров'я людини (канцерогенність, генотоксичність).

1.4. Забруднення агрохімікатами (пестицидами та добривами)

Один із малодосліджених, але надзвичайно серйозних наслідків збройного конфлікту – це масштабне забруднення ґрунтів ядохімікатами, які у мирний час використовуються у сільському господарстві як засоби захисту рослин (ЗЗР) або добрива. Під час воєнних дій, коли інфраструктура аграрного сектору піддається обстрілам, руйнуванням і підпаленням, хімікати зі складів, баз зберігання, техніки та полів потрапляють у навколишнє середовище, насамперед – у ґрунт (рис. 1.7-1.8).



Рис. 1.7. Наслідки вибуху складу з ядохімікатами внаслідок влучання російського боєприпасу. Миколаївська область

Фото: Оксана Самкова



Рис. 1.8. Зруйнований склад із ядохімікатами в радянській ракетній шахті. Миколаївська область

Джерело: Тарас Казанцев

1.4.1. Джерела потрапляння агрохімікатів у ґрунт

Основними джерелами є:

- руйнування агроскладів, де зберігаються пестициди, гербіциди, інсектициди;
- займання або підриг цистерн і резервуарів із мінеральними добривами;
- влучання снарядів у поля, оброблені хімікатами, під час активного сезону агровиробництва;
- залишки агрохімікатів у зруйнованій сільгосптехніці.

1.4.2. Типи та кількості агрохімікатів, що потрапляють у ґрунт

Найбільшу екологічну загрозу становлять фосфорорганічні пестициди, хлорвмісні гербіциди, а також нітратні добрива, зокрема аміачна селітра. Вони мають різні механізми дії, але об'єднані високою токсичністю та здатністю до довготривалого збереження у ґрунтах.

Фосфорорганічні сполуки (наприклад, хлорпірифос, фозалон, діметоат), які активно використовуються як інсектициди, проникають у ґрунт після вибухів і змішуються з вологою. Ці речовини є сильними інгібіторами ацетилхолінестерази – ферменту, який регулює нервову систему у тварин і людей, а також бере участь у клітинному метаболізмі рослин. У ґрунтах такі сполуки зберігаються від 60 до 120 днів, але навіть після розпаду продукти деградації часто залишаються токсичними. Хлорвмісні гербіциди, зокрема 2,4-Д або діуран, є ще більш стійкими. Вони довго зберігаються в органічній фракції ґрунту (гумусі) – від 6 місяців до 3 років, особливо в умовах низької вологості. Їх здатність накопичуватись у ґрунті призводить до блокування ферментних систем рослин, порушення росту і навіть загибелі проростків.

Особливу небезпеку становлять нітратні добрива, які при займаннях або вибухах (наприклад, аміачна селітра) розкладаються з утворенням оксидів азоту (NO_x), що токсичні самі по собі. Водночас частина не згорілих сполук просочується у ґрунт і потрапляє у ґрунтові води. У лабораторних зразках, відібраних після обстрілів у Миколаївській області [4], концентрація нітратів досягала 1200 мг/кг, тоді як гранично допустимий рівень становить 170 мг/кг. Нітрати – одні з найбільш мобільних і легко мігруючих сполук, що можуть становити небезпеку для людей через питну воду.

Згідно з даними, наведеними у звіті Балюк та ін. (2024), типові концентрації в зонах бойових дій становили:

- Хлорпірифос – до 1,2 мг/кг;
- 2,4-Д – до 2 мг/кг;
- Аміачна селітра (NO_3^-).

1.4.3 Біологічні та агрономічні наслідки

Агрохімікати, які потрапляють у ґрунт у надмірних концентраціях, завдають істотної шкоди не лише ґрунтовим мікроорганізмам, а й сільськогосподарським культурам.

Фосфорорганічні пестициди викликають гальмування клітинного поділу у рослин, пригнічують функціонування кореневої системи, а також знижують активність ферментів, які відповідають за фотосинтез і стійкість до хвороб. Рослини, що ростуть на забруднених ґрунтах, часто мають слабо розвинені пагони, дрібне листя, а врожайність знижується в 1,5–2 рази. Хлорвмісні гербіциди негативно впливають на бобові, злаки та овочеві культури. Вони викликають хлороз листя, а у високих концентраціях – повну зупинку росту рослин на ранніх стадіях розвитку. У зразках, наведених у звітах Екодія (2024) проростання пшениці на ґрунтах, забруднених хлорпірифосом, знижувалось на 45–60%, а врожайність сої – на понад 40%. Окрім того, деякі речовини здатні накопичуватись у їстівних частинах рослин, що робить їх небезпечними для споживання [2].

РОЗДІЛ 2

Матеріали та методи досліджень

2.1. Локації та відбір проб

2.1.1. Згорівший хвойний ліс в районі с. Галицинове Миколаївської обл

Село Галициново знаходиться в 20 км на Південь від м. Миколаїв. Навколо нього розташовані об'єкти енергетики та промисловості, внаслідок чого ця територія неодноразово була обстріляна російською артилерією під час окупації Миколаївської області. Протягом серпня-жовтня 2022 р. в Галицинівському лісі сталося кілька пожеж, що спричинило вигорання близько 80 га лісу. Більшість згорілого лісу не відновилося.

Як видно з супутникового знімку (рис. 2.1), найбільш постраждала від пожежі ділянка знаходиться в північно-західному квадраті Галицинівського лісу. Обстеження цієї ділянки показало наявність згорілого складу з боєприпасами, який міг бути як наслідками, так і причиною пожежі.

Проби ґрунту відбиралися на ділянці з видимими слідами згорілого складу боєприпасів (рис. 2.2), що, ймовірно, стало осередком займання. Збір проб здійснювався з глибини 0–20 см з урахуванням поверхневого шару, найбільш схильного до накопичення забруднюючих речовин. На кожній точці було взято композитну пробу, сформовану шляхом змішування 5 точкових підпроб в межах воронки.

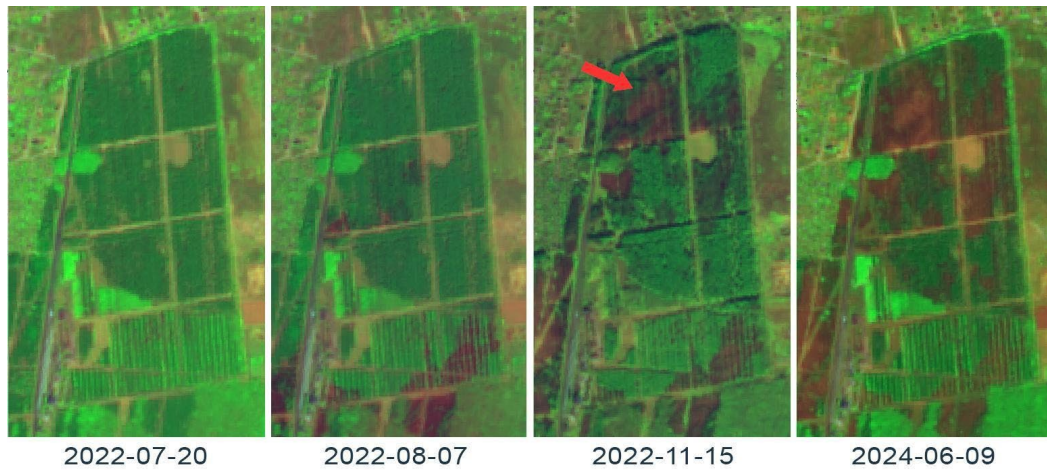


Рис. 2.1. Супутникові знімки Галицинівського лісу за різні дати, що демонструють розповсюдження пожеж

Джерело: Sentinel-2, ESA.



Рис. 2.2. Вигляд лісу після пожежі та залишки складу з боєприпасами

Фото: Тарас Казанцев

2.1.2. Вибух складу з пестицидами в районі с. Киселівка Миколаївської обл

Згідно звіту, отриманого з бази даних IMSMA, с. Киселівка зазнало мінометного обстрілу з боку російських військ в березні 2022 р (рис. 2.3). Про

це свідчать знайдені уламки мінометних мін. Обстріл спричинив вибух складу з селітрою та іншими сільськогосподарськими хімікатами. За даними супутникового знімка Sentinel-2, отриманого 10 травня 2022 р., внаслідок потужного вибуху утворилась овальна воронка розміром 70x50 м, а вміст складу було розповсюджено по території площею не менш ніж 27 га, включаючи орні землі, дороги, промислові приміщення та прилеглі ділянки (рис. 2.4). Згідно супутникових даних за 2024 р. та по результатам візуального обстеження в жовтні 2024 р. на місці вибуху залишається ділянка розміром 250x150 м та площею 2.7 га, на якій відсутня рослинність та розкидані рештки складу і упаковки від хімікатів (рис. 2.5).

Збір проб здійснювався безпосередньо з воронки, утвореної внаслідок вибуху складу з агрохімікатами. Для забезпечення репрезентативності, було сформовано композитну пробу з п'яти точкових підпроб, відібраних по периметру та центру воронки.



Рис. 2.3. Супутникові знімки с. Киселівка, що демонструють воронку від вибуху складу з селітрою та іншими хімікатами та розповсюдження його вмісту

Джерело: Sentinel-2, ESA



Рис. 2.4. Воронка, що утворилася від вибуху складу з селітрою, та прилегла територія

Фото: Оксана Самкова



Рис. 2.5. Приблизна зона розповсюдження хімікатів внаслідок вибуху складу з селітрою. Оброблене зображення супутниковому знімку Sentinel-2 (ESA) (на якому видно наслідки вибуху) накладено на супутниковий знімок високого розділення Махар (ESRI)

Після висушування у провітрюваному приміщенні без потрапляння прямого сонячного світла, зразки зберігали у герметичних контейнерах до моменту використання.

2.2. Дослід на фітотоксичність

Дослідження фітотоксичності ґрунтів проводилось згідно з методиками ДСТУ ISO 11269-1:2004 "Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 1: Метод визначення інгібіторної дії на ріст коренів" та ДСТУ ISO 11269-2:2002 "Якість ґрунту. Визначення дії забрудників на флору ґрунту. Частина 2: Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин".

Тест-об'єктами слугували насіння сільськогосподарських рослин: крес-салату (*Lepidium sativum L.*), ріпаку (*Brassica napus L.*), гірчиці жовтої (*Sinapis alba L.*), пшениці озимої (*Triticum aestivum L.*), редису (*Raphanus sativus L.*), сої (*Glycine max L.*) та ячменю (*Hordeum vulgare L.*). Всі зразки насіння мали високу енергію проростання та були отримані не пізніше одного року до проведення дослідження.

Для кожного типу ґрунту формувалися по три повторності (рис. 2.6). Проби ґрунту просіювали через сито (5 мм), видаляли сторонні домішки та органічні рештки. Для проведення біотестування використовували чашки Петрі з фільтрувальним папером, на який викладали відповідну кількість насінин (від 25 до 50, залежно від виду рослини). В якості екстрагенту для приготування витяжки з ґрунту використовували дистильовану воду.

10 г ґрунту заливали 25 мл води, струшували на шейкері протягом 5 хв. та настоювали протягом 24 годин. Після фільтрації екстракт вносили у чашки Петрі у кількості 10 мл на кожну. Інкубацію чашок проводили у термостаті при температурі $24 \pm 1^\circ\text{C}$ до досягнення 80–100% проростання у контрольному зразку. Пророслим вважалось насіння, у якого корінець та/або проросток

прорвав насіннєву оболонку. Оцінку фітотоксичності здійснювали за наступними критеріями:

- відсоток схожості насіння;
- середня довжина кореня та/або проростка.

Визначення довжини коренів проводили після культивування рослин у термостаті протягом 4–8 діб (залежно від культури). Пророслі рослини обережно вилучали та вимірювали довжину кореневої системи та/або паростку у міліметрах. Результати вносили у таблиці, обчислювали середні значення та стандартні похибки. Статистичну обробку результатів проводили за допомогою критерію Манна-Уїтні, оскільки результати попереднього аналізу виявили відхилення від нормального розподілу вибірок.

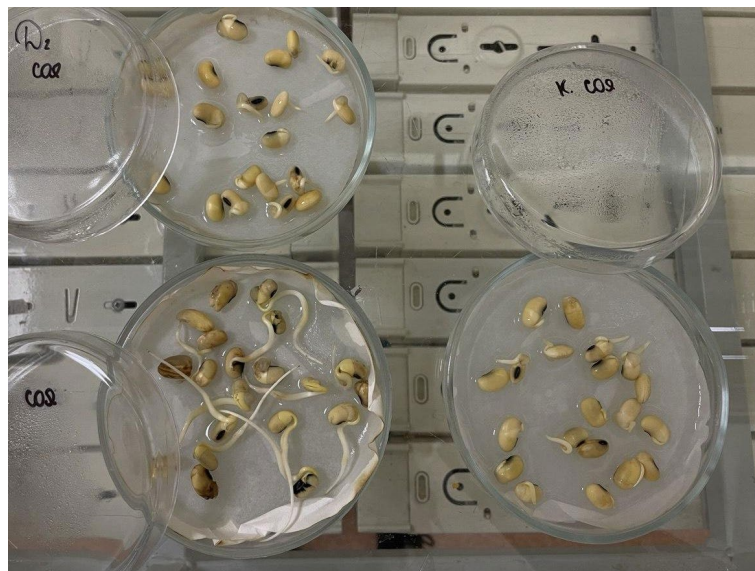


Рис. 2.6. Дослід на фітотоксичність з використанням сої

Оцінювання токсичності ґрунтів здійснювали методом біотестування з використанням дощових черв'яків *Eisenia fetida*, відповідно до вимог ДСТУ ISO

11268-1:2003 “Якість ґрунту. Вплив забрудників на земляних черв’яків (*Eisenia fetida*). Частина 1: Визначання гострої токсичності з використанням штучного субстрату ґрунту”. У дослідженні використовували повітряно-сухі зразки ґрунтів, які попередньо просіювали крізь сито з діаметром вічок 5 мм. Біотестування проводили у трьох варіантах ґрунтів (контрольному, забрудненому пестицидами, а також у зразках з територій, де відбулися лісові пожежі) у трьох повторностях. Для проведення тесту у скляні банки вносили по 500 г підготовленого ґрунту, зволоженого до 60% від повної вологості. У кожен посудину підсаджували по 10 молодих, клінічно здорових екземплярів *E. fetida*, які відбиралися з постійної лабораторної колонії, що підтримується в Українській лабораторії якості та безпеки продукції агропромислового комплексу при Національному університеті біоресурсів і природокористування України. Експозиція тривала протягом 14 діб за температури $20\pm 2^\circ\text{C}$, при постійному рівні вологості ґрунту, у темному приміщенні. Впродовж експерименту здійснювали спостереження за виживаністю червів, а також після завершення дослідження визначали загальний приріст біомаси в кожному варіанті.

РОЗДІЛ 3

Результати досліджень та обговорення

3.1. Результати дослідів на крес-салаті

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 17.61 мм, що перевищує відповідні показники у варіанті із пестицидним забрудненням. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону знизилася до 11.67 мм. Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні виявив високозначущу різницю між цим варіантом і контролем ($U = 1344.0$, $p = 3.79e-06$), що свідчить про виражений токсичний вплив пестицидів на надземну частину рослин (табл. 3.1).

У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону становила 17.1 мм, і за результатами тесту Манна – Уїтні не було виявлено статистично значущої різниці порівняно з контролем ($U = 2295.5$, $p = 0.519$), що свідчить про відсутність істотного впливу продуктів горіння на ріст пагонів крес-салату.

Таким чином, пестицидне забруднення ґрунту призводить до значного пригнічення росту пагонів крес-салату, тоді як вплив ґрунту після пожежі не виявився шкідливим для надземної частини рослини (рис. 3.1).

Таблиця 3.1

Статистичні дані по крес-салату

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	17.61	20.0	8.68	01.04
D (пестициди)	11.67	13.0	5.23	0.63
L (ліс)	17.1	20.0	8.59	01.03

Продовження таблиці 3.1

D vs Control		L vs Control	
U- значення	1344.0	U- значення	2295.5
p- значення	3.79e-06	p- значення	0.519

У таблиці наведено описові статистики та результати порівняння довжини пагонів крес-салату, вирощеного на контрольному ґрунті, ґрунті з пестицидним забрудненням (D) та ґрунті з території згорілого лісу (L). Для кожного варіанта зазначено середнє значення, медіану, стандартне відхилення та стандартну похибку.

Для визначення статистичної значущості відмінностей між контрольним варіантом та варіантами D і L застосовано U-критерій Манна — Уїтні.

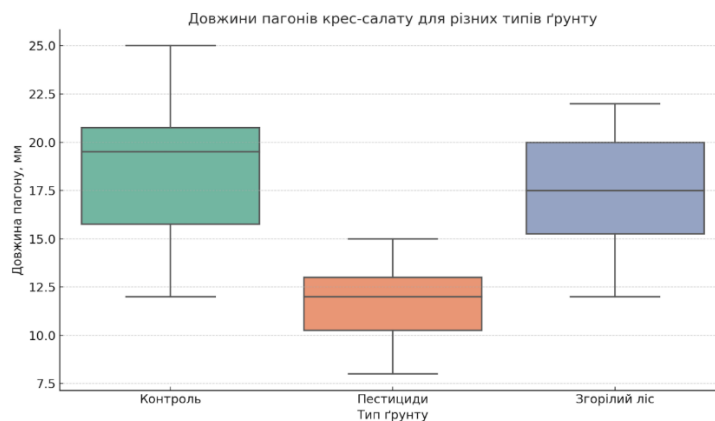


Рис. 3.1. Довжини пагонів крес-салату для різних типів ґрунту

По осі абсцис відображено типи ґрунту, по осі ординат — довжину пагонів у міліметрах. Для кожної групи даних побудовано прямокутник (коробку), що обмежений першим (нижнім) та третім (верхнім) квартілями, а горизонтальна лінія всередині коробки позначає медіанне значення. Вертикальні лінії, що виходять за межі коробки (так звані «вуса»), відображають мінімальні та максимальні значення, які не є статистичними викидами.

3.2. Результати дослідю на рiпаку

Було встановлено, що середня довжина пагонiв у контрольному варiантi склала 17.01 мм, що значно перевищує вiдповiднi показники у варiантах iз забрудненням. На ґрунтi, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону знизилася до 12.12 мм. Статистичний аналіз за критерiєм Манна – Уїтнi виявив значущу рiзницю мiж цим варiантом i контролем, що свiдчить про виражений токсичний ефект пестицидного забруднення на рiст рослини. У варiантi з ґрунтом пiсля лiсової пожежi (L) середня довжина пагону становила 13.89 мм, а за результатами тесту Манна – Уїтнi виявлено менш виражену, але все ж статистично значущу рiзницю порiвняно з контролем.

Таким чином, обидва види забруднення негативно вплинули на рiст пагонiв рiпаку, однак вплив пестицидiв був iстотно сильнiшим, нiж вплив продуктiв горiння у ґрунтi пiсля лiсової пожежi.

Було встановлено, що середня довжина коренiв у контрольному варiантi склала 38.76 мм, що суттєво перевищує вiдповiднi показники у варiантах iз забрудненням. На ґрунтi, забрудненому пестицидами (D), середня довжина кореня знизилася до 11.04 мм. Статистичний аналіз за критерiєм Манна – Уїтнi виявив високозначущу рiзницю мiж цим варiантом i контролем, що свiдчить про виражений фiтотоксичний ефект пестицидного забруднення на розвиток кореневої системи.

У варiантi з ґрунтом пiсля лiсової пожежi (L) середня довжина кореня становила 28.05 мм, а за результатами тесту Манна – Уїтнi також було виявлено статистично значущу рiзницю порiвняно з контролем, хоча вплив виявився менш вираженим.

Таким чином, обидва типи забруднення негативно вплинули на рiст коренiв рiпаку, при цьому ефект пестицидного забруднення був значно потужнiшим, нiж вплив залишкiв горiння у ґрунтах пiсля лiсової пожежi (табл. 3.2, рис. 3.2-3.3).

Статистичні дані по ріпаку

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	17.01	16.0	6.42	0.75
D (пестициди)	12.12	15.0	6.99	0.74
L (ліс)	13.89	15.0	7.9	0.84
D vs Control		L vs Control		
U- значення	4524.5	U- значення	3941.5	
p- значення	0.0001	p- значення	0.0205	
Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	38.76	40.0	11.96	1.39
D (пестициди)	11.04	12.0	6.72	0.71
L (ліс)	28.05	30.0	16.31	1.74
D vs Control		L vs Control		
U- значення	151.0	U- значення	1960.0	
p- значення	6.9986e-26	p- значення	1.2698e-05	

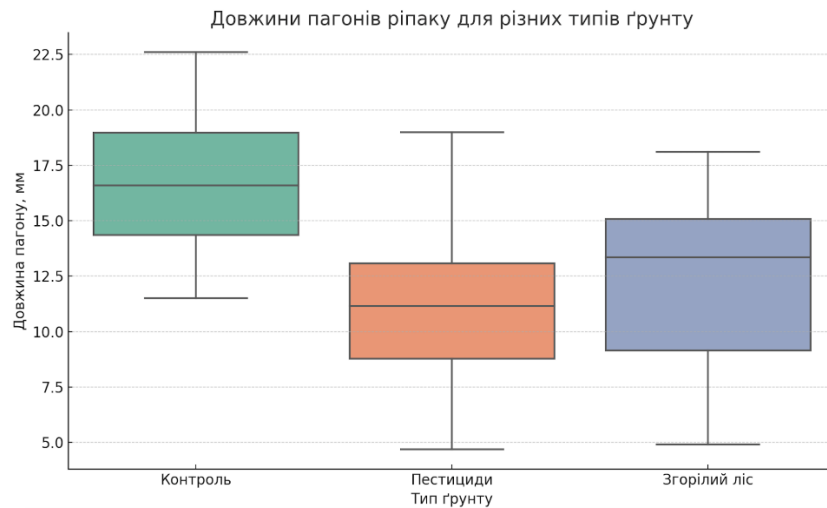


Рис. 3.2. Довжини пагонів ріпаку для різних типів ґрунту

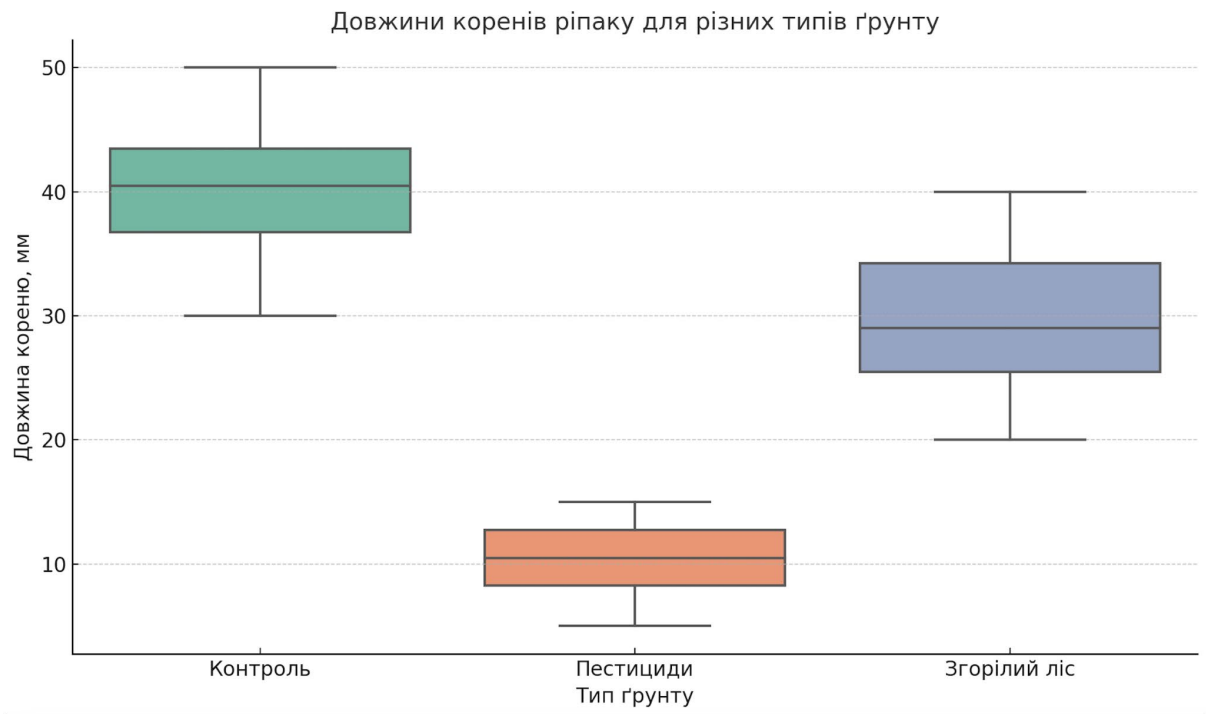


Рис. 3.3. Довжини довжини коренів ріпаку для різних типів ґрунту

3.3. Результати дослідів на гірчиці

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 20.83 мм, що є проміжним значенням між варіантами із забрудненням. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону знизилася до 18.58 мм. Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні не виявив достовірної різниці між цим варіантом і контролем ($U = 1693.0$, $p = 0.574$), що свідчить про відсутність статистично значущого фітотоксичного ефекту пестицидного забруднення на ріст пагонів гірчиці в умовах цього експерименту. У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону становила 29.51 мм, що суттєво перевищує значення контрольної групи. За результатами тесту Манна – Уїтні було виявлено статистично значущу різницю порівняно з контролем ($U = 2242.5$, $p = 0.012$), що свідчить про ймовірний стимулювальний вплив пожежного ґрунту на ріст пагонів.

Таким чином, пестицидне забруднення не справило істотного впливу на розвиток пагонів гірчиці, тоді як ґрунт після лісової пожежі виявився більш сприятливим.

Було встановлено, що середня довжина коренів у контрольному варіанті склала 17.75 мм, що є проміжним значенням між варіантами із забрудненням. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина кореня знизилася до 5.28 мм. Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні виявив високозначущу різницю між цим варіантом і контролем ($U = 1165.0$, $p = 0.00079$), що свідчить про виражений фітотоксичний ефект пестицидного забруднення на розвиток кореневої системи гірчиці.

У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина кореня становила 42.83 мм, що суттєво перевищує значення контрольної групи. За результатами тесту Манна – Уїтні було виявлено дуже значущу статистичну різницю порівняно з контролем ($U = 2636.5$, $p = 3.7e-06$), що вказує на ймовірний стимулювальний вплив пожежного ґрунту на ріст кореневої системи.

Таким чином, пестицидне забруднення суттєво пригнічує розвиток коренів гірчиці, тоді як ґрунт після лісової пожежі демонструє стимулюючий ефект (табл. 3.3, рис. 3.4-3.5).

Таблиця 3.3

Статистичні дані по гірчиця

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	20.83	23.0	17.49	2.26
D (пестициди)	18.58	14.0	16.63	2.15
L (ліс)	29.51	35.0	15.57	02.03

Продовження таблиці 3.3

D vs Control		L vs Control		
U- значення	1693.0	U- значення	2242.5	
p- значення	0.574	p- значення	0.012	
Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	17.75	20.0	16.43	2.12
D (пестициди)	5.28	5.0	4.7	0.61
L (ліс)	42.83	40.0	29.23	3.8
D vs Control		L vs Control		
U- значення	1165.0	U- значення	2636.5	
p- значення	0.00079	p- значення	3.7e-06	

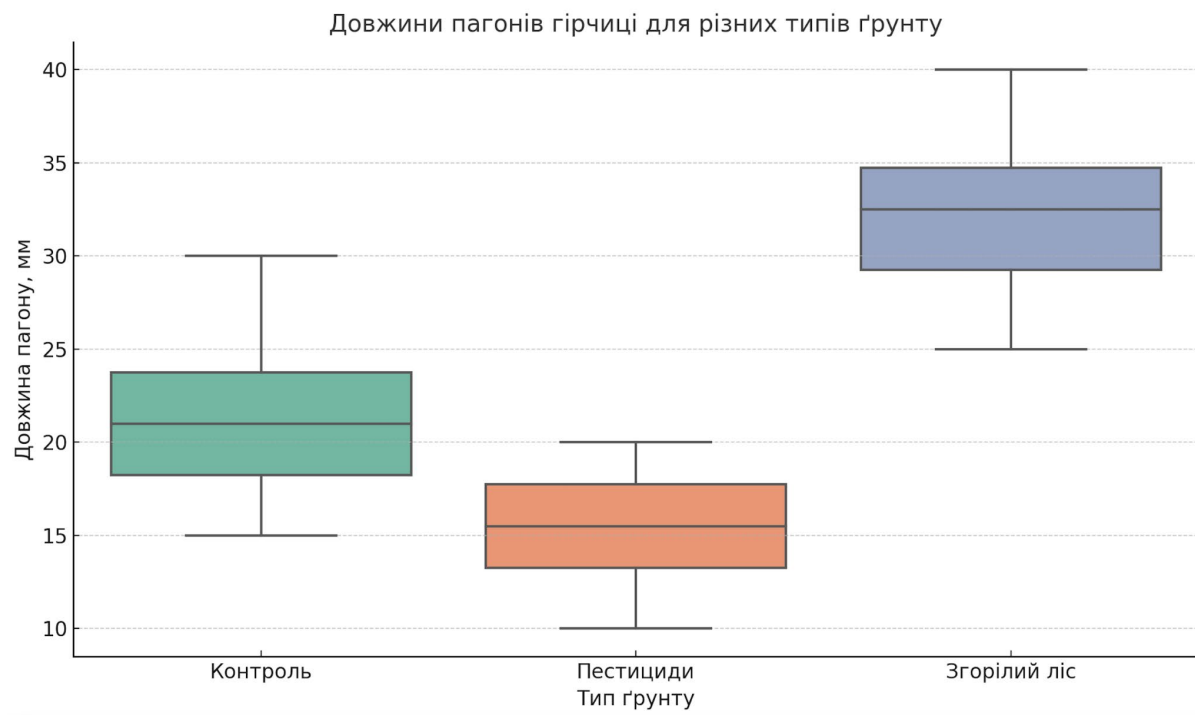


Рис. 3.4. Довжини пагонів гірчиці для різних типів ґрунту

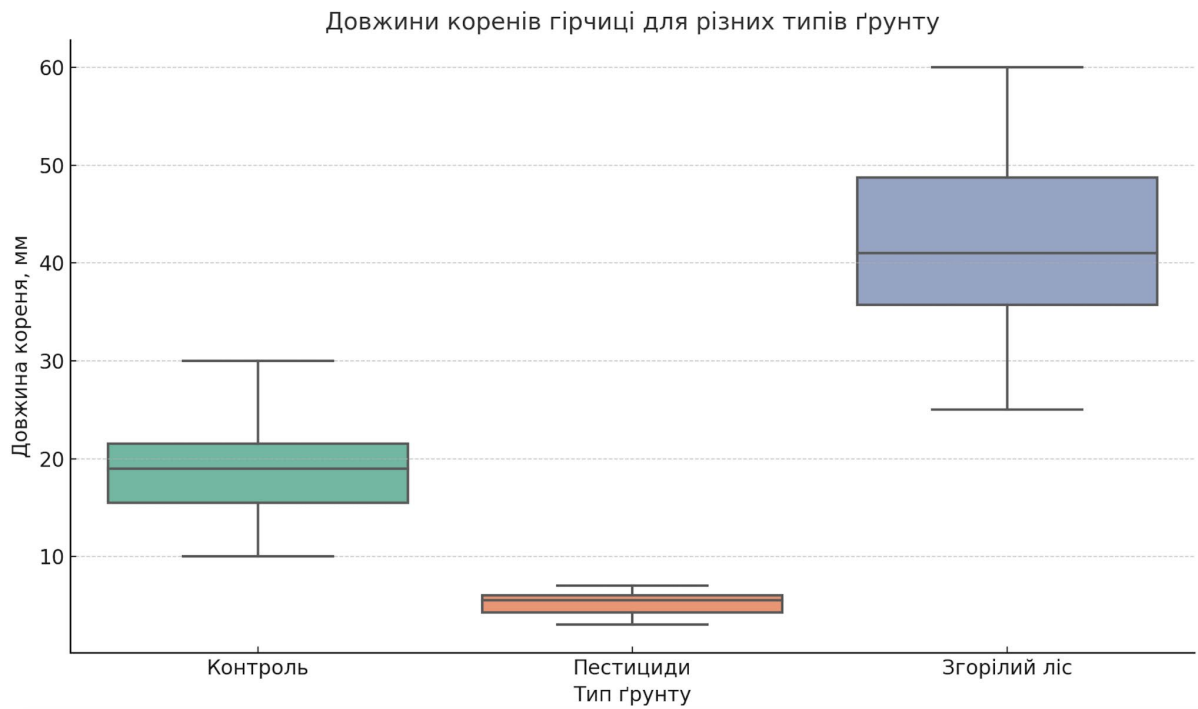


Рис. 3.5. Довжини коренів гірчиці для різних типів ґрунту

3.4. Результати дослідження на пшениці

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 15.37 мм, що перевищує відповідні показники у варіантах із забрудненням. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону знизилася до 12.81 мм. Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні не виявив достовірної різниці між цим варіантом і контролем ($U = 2350.5$, $p = 0.081$), хоча спостерігається тенденція до зменшення, що може свідчити про потенційний фітотоксичний вплив пестицидного забруднення на ріст пагонів пшениці.

У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону становила 13.57 мм, що є дещо нижчим за контрольний показник. Проте за результатами тесту Манна – Уїтні не було виявлено статистично значущої різниці порівняно з контролем ($U = 2495.5$, $p = 0.232$), що свідчить про

відсутність істотного впливу постпожежного ґрунту на ріст пагонів пшениці в умовах цього дослідження.

Таким чином, жоден із типів забруднення не спричинив статистично значущих змін довжини пагонів пшениці, однак вплив пестицидів демонструє тенденцію до пригнічення росту, яка може стати очевидною за збільшення вибірки або тривалості експозиції.

Було встановлено, що середня довжина коренів у контрольному варіанті склала 40.71 мм, що є вищим показником порівняно з варіантом із пестицидним забрудненням і практично не відрізняється від варіанту після лісової пожежі. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина кореня знизилася до 15.24 мм. Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні виявив високозначущу різницю між цим варіантом і контролем ($U = 261.5$, $p = 6.1e^{-22}$), що свідчить про виражений фітотоксичний ефект пестицидного забруднення на розвиток кореневої системи пшениці.

У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина кореня становила 40.39 мм, що практично збігається зі значенням контрольної групи. За результатами тесту Манна – Уїтні не було виявлено статистично значущої різниці порівняно з контролем ($U = 2765.0$, $p = 0.858$), що свідчить про відсутність негативного впливу постпожежного ґрунту на ріст коренів пшениці.

Таким чином, пестицидне забруднення суттєво пригнічує розвиток кореневої системи пшениці, тоді як ґрунт після лісової пожежі не справляє шкідливого впливу і може зберігати сприятливі умови для росту (табл. 3.4, рис. 3.6-3.7).

Статистичні дані по пшениця

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	15.37	15.0	8.91	01.03
D (пестициди)	12.81	12.0	07.03	0.81
L (ліс)	13.57	12.0	08.07	0.93
D vs Control		L vs Control		
U- значення	2350.5	U- значення	2495.5	
p- значення	0.081	p- значення	0.232	
Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	40.71	40.0	10.31	1.19
D (пестициди)	15.24	15.0	8.35	0.96
L (ліс)	40.39	40.0	14.69	1.7
D vs Control		L vs Control		
U- значення	261.5	U- значення	2765.0	
p- значення	6.1e-22	p- значення	0.858	

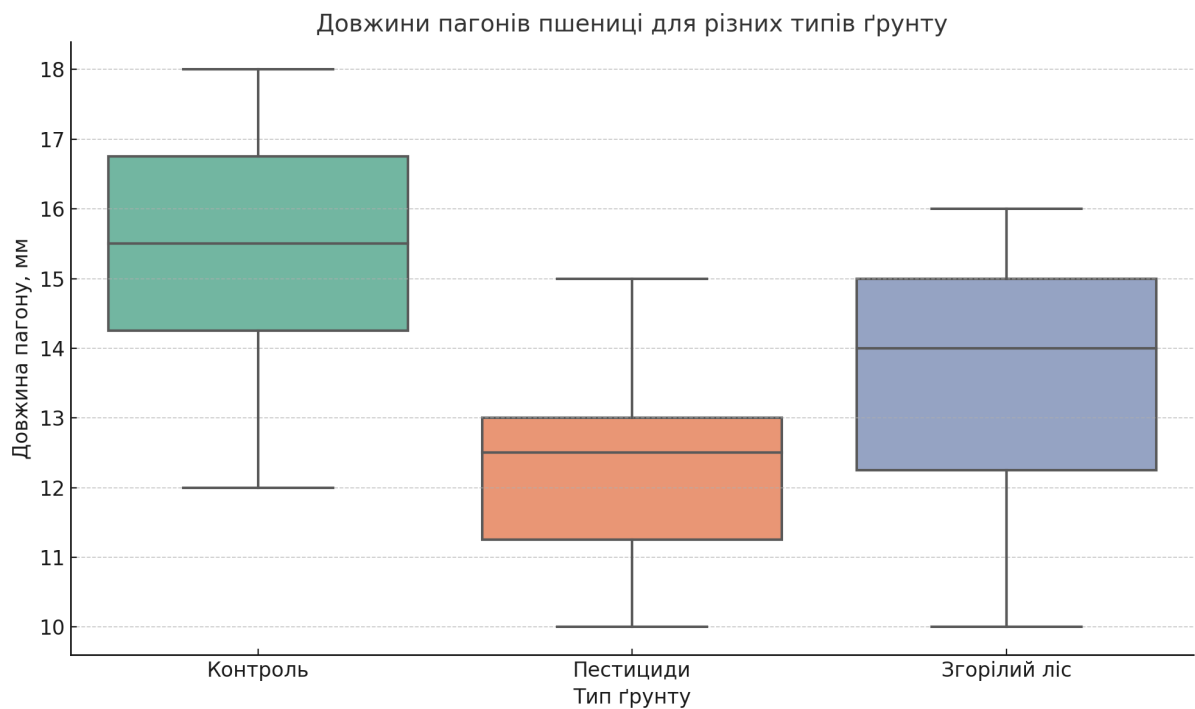


Рис. 3.6. Довжини пагонів пшениці для різних типів ґрунту

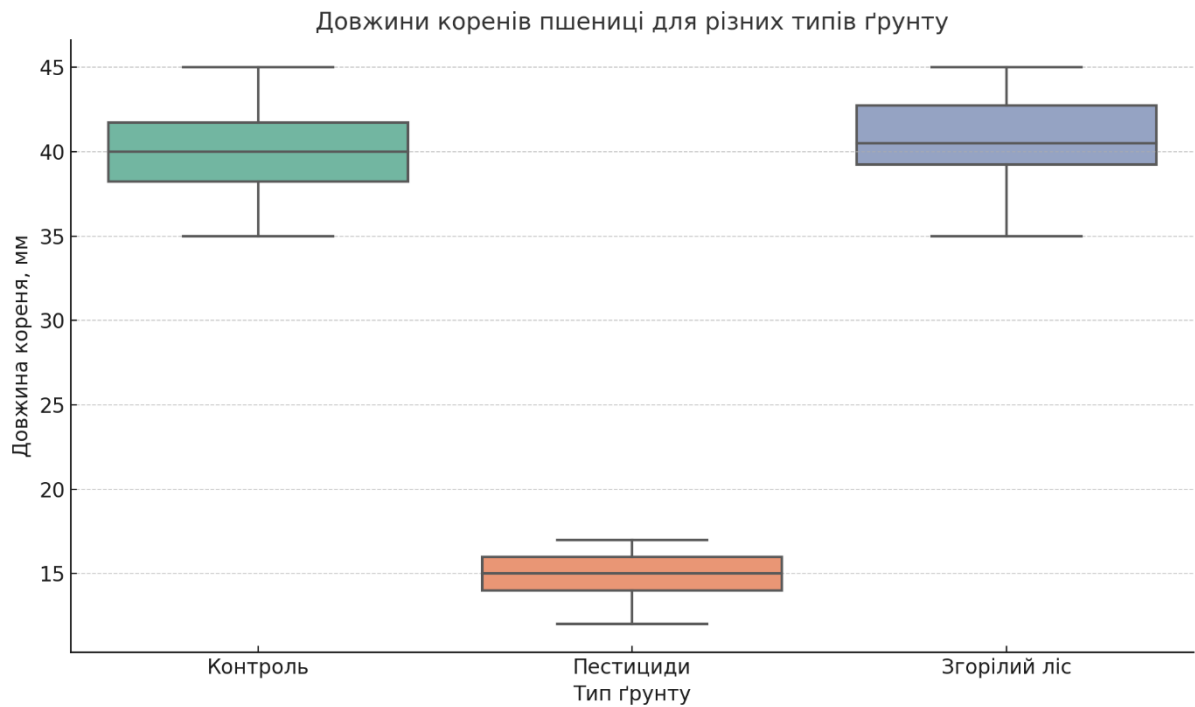


Рис. 3.7. Довжини коренів пшениці для різних типів ґрунту

3.5. Результати дослідів на редисі

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 4.67 мм, що є проміжним значенням серед досліджених варіантів. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону становила 4.84 мм, проте медіана знизилася до 3.0 мм, а розсіювання значень було значно вищим (стандартне відхилення – 4.5 мм). Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні не виявив значущої різниці між цим варіантом і контролем ($U = 2370.5$, $p = 0.089$), що свідчить про відсутність достовірного фітотоксичного ефекту, хоча спостерігається тенденція до зменшення росту пагонів у частини рослин. У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону становила 4.01 мм, а медіана – 2.0 мм, що є найнижчим значенням серед усіх варіантів. За результатами тесту Манна – Уїтні було виявлено високозначущу статистичну різницю порівняно з контролем ($U = 1900.0$, $p = 0.00047$), що

свідчить про виражений негативний вплив постпожежного ґрунту на розвиток пагонів редису.

Таким чином, ґрунт після лісової пожежі суттєво пригнічує ріст пагонів редису, тоді як вплив пестицидного забруднення не є статистично достовірним, але проявляє тенденцію до зменшення росту у частини рослин.

Було встановлено, що середня довжина коренів у контрольному варіанті склала 27.93 мм, що є найвищим показником серед досліджених варіантів. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина кореня знизилася до 15.93 мм, а медіана становила 15.0 мм, при цьому спостерігалось зменшення варіативності показників (стандартне відхилення – 6.79 мм). Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні виявив високозначущу різницю між цим варіантом і контролем ($U = 1009.0$, $p = 9.6e-12$), що свідчить про виражений фітотоксичний ефект пестицидного забруднення на розвиток кореневої системи редису. У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина кореня становила 25.89 мм, а медіана – 25.0 мм, що наближено до контрольного варіанта. За результатами тесту Манна – Уїтні не було виявлено статистично значущої різниці порівняно з контролем ($U = 2603.0$, $p = 0.429$), що вказує на відсутність достовірного впливу постпожежного ґрунту на ріст коренів редису.

Таким чином, пестицидне забруднення суттєво пригнічує розвиток кореневої системи редису, тоді як ґрунт після лісової пожежі не справляє негативного впливу й може зберігати порівняно сприятливі умови для росту (табл. 3.5, рис. 3.8-3.9).

Таблиця 3.5

Статистичні дані по редисі

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. Відхилення	Ст. Похибка
Control	4.67	5.0	2.85	0.33

Продовження таблиці 3.5

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. Відхилення	Ст. Похибка
D (пестициди)	4.84	3.0	4.5	0.52
L (ліс)	04.01	2.0	4.28	0.49
D vs Control		L vs Control		
U- значення	2370.5	U- значення	1900.0	
p- значення	0.089	p- значення	0.00047	
Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	27.93	28.0	12.61	1.46
D (пестициди)	15.93	15.0	6.79	0.78
L (ліс)	25.89	25.0	8.13	0.94
D vs Control		L vs Control		
U- значення	1009.0	U- значення	2603.0	
p- значення	9.6e-12	p- значення	0.429	

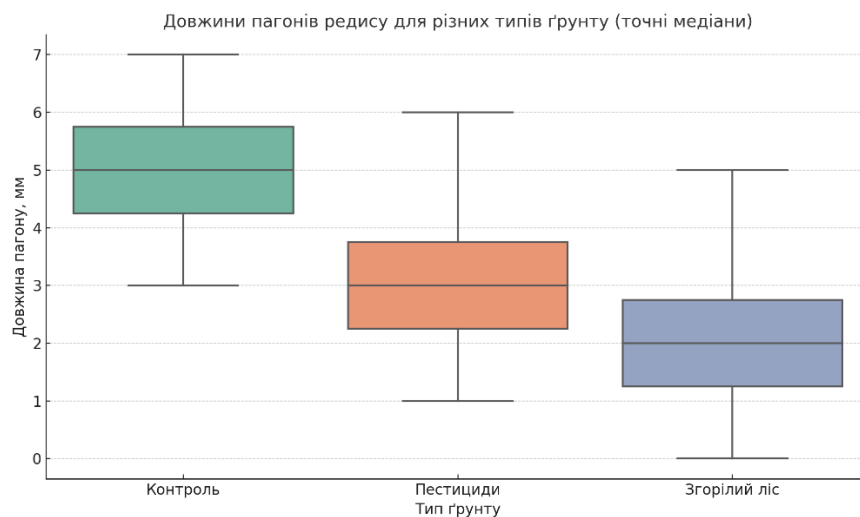


Рис. 3.8. Довжини пагонів редису для різних типів ґрунту

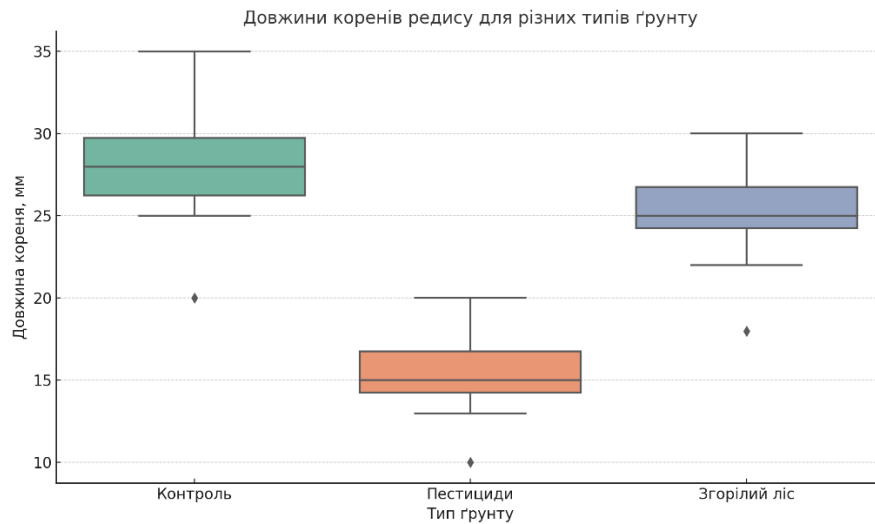


Рис. 3.9. Довжини коренів редису для різних типів ґрунту

3.6. Результати дослідження на сої

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 31.93 мм, що є проміжним показником серед досліджених варіантів. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону зросла до 42.27 мм, а медіана становила 40.0 мм, при цьому варіативність значень була вищою (стандартне відхилення – 34.25 мм). Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні не виявив статистично значущої різниці між цим варіантом і контролем ($U = 1203.0$, $p = 0.124$), що свідчить про відсутність достовірного ефекту пестицидного забруднення на ріст пагонів сої, хоча спостерігається тенденція до стимулювання росту.

У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону склала 18.96 мм, а медіана – 20.0 мм, що є найнижчим показником серед усіх варіантів. За результатами тесту Манна – Уїтні була виявлена статистично значуща різниця порівняно з контролем ($U = 738.0$, $p = 0.026$), що свідчить про пригнічувальний вплив продуктів горіння в ґрунті на ріст пагонів сої.

Таким чином, ґрунт після лісової пожежі чинить негативний вплив на розвиток пагонів сої, тоді як вплив пестицидного забруднення не є достовірно фітотоксичним і, навпаки, може асоціюватися з потенційним стимулювальним ефектом (табл. 3.6, рис. 3.10).

Таблиця 3.6

Статистичні дані по сої

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	31.93	30.0	28.64	4.27
D (пестициди)	42.27	40.0	34.25	5.1
L (ліс)	18.96	20.0	15.49	2.31
D vs Control		L vs Control		
U- значення	1203.0	U- значення	738.0	
p- значення	0.124	p- значення	0.026	

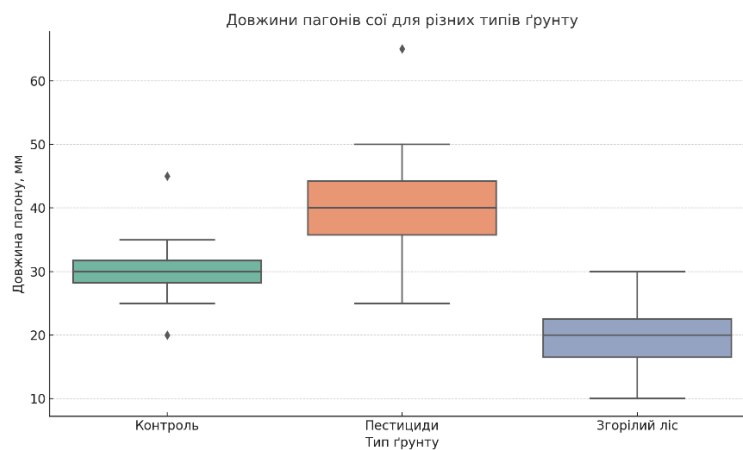


Рис. 3.10. Довжини пагонів сої для різних типів ґрунту

3.7. Результати досліджу на ячмені

Було встановлено, що середня довжина пагонів у контрольному варіанті склала 11.29 мм, що є найвищим показником серед досліджених варіантів. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина пагону становила 9.32 мм, а медіана – 10.0 мм, при цьому варіативність показників була дещо меншою (стандартне відхилення – 7.30 мм). Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні не виявив статистично значущої різниці між цим варіантом і контролем ($U = 2680.5$, $p = 0.619$), що свідчить про відсутність достовірного фітотоксичного ефекту пестицидного забруднення на розвиток пагонів ячменю. У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина пагону склала 7.39 мм, а медіана – 5.0 мм, що є найнижчим серед досліджених варіантів. За результатами тесту Манна – Уїтні спостерігалася тенденція до статистичної значущості, проте без досягнення встановленого рівня значущості ($U = 2359.5$, $p = 0.087$), що може свідчити про потенційний пригнічувальний вплив постпожежного ґрунту, хоча його достовірність не підтверджена.

Таким чином, ані пестицидне забруднення, ані ґрунт після лісової пожежі не спричинили достовірного зниження довжини пагонів ячменю.

Було встановлено, що середня довжина коренів у контрольному варіанті склала 29.88 мм, що є проміжним значенням серед досліджених варіантів. На ґрунті, забрудненому пестицидами (D), середня довжина кореня знизилася до 17.61 мм, а медіана становила 15.0 мм, при цьому спостерігалася помірне зменшення варіативності (стандартне відхилення – 11.66 мм). Статистичний аналіз за критерієм Манна – Уїтні виявив високозначущу різницю між цим варіантом і контролем ($U = 1487.5$, $p = 5.9e-07$), що свідчить про виражений фітотоксичний ефект пестицидного забруднення на розвиток кореневої системи ячменю. У варіанті з ґрунтом після лісової пожежі (L) середня довжина кореня становила 32.21 мм, а медіана – 35.0 мм, що навіть перевищує відповідні показники контрольної групи. За результатами тесту Манна – Уїтні

не було виявлено статистично значущої різниці порівняно з контролем ($U = 3042.0$, $p = 0.388$), що вказує на відсутність достовірного впливу постпожежного ґрунту на розвиток коренів ячменю.

Таким чином, пестицидне забруднення суттєво пригнічує розвиток кореневої системи ячменю, тоді як ґрунт після лісової пожежі не чинить шкідливого впливу і може зберігати сприятливі умови для росту (табл. 3.7, рис. 3.11-3.12).

Таблиця 3.7

Статистичні дані по ячмені

Тип ґрунту	Середня довжина пагону, мм	Медіана довжини пагону, мм	Ст. відхилення	Ст. похибка
Control	31.93	30.0	28.64	4.27
D (пестициди)	42.27	40.0	34.25	5.1
L (ліс)	18.96	20.0	15.49	2.31
D vs Control		L vs Control		
U- значення	1203.0	U- значення	738.0	
p- значення	0.124	p- значення	0.026	

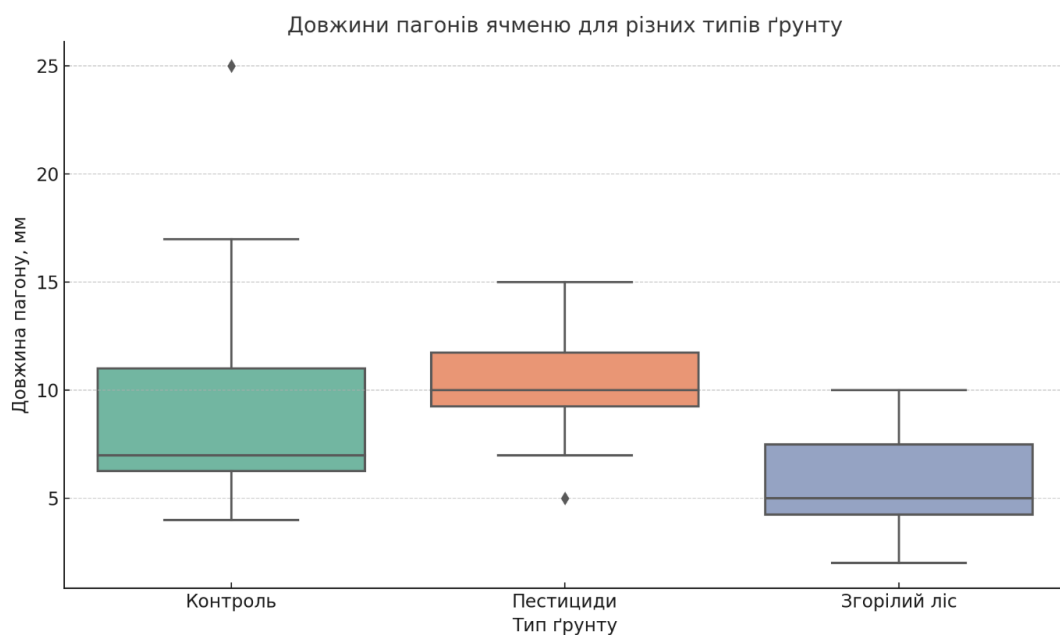


Рис. 3.11. Довжини пагонів ячменю для різних типів ґрунту

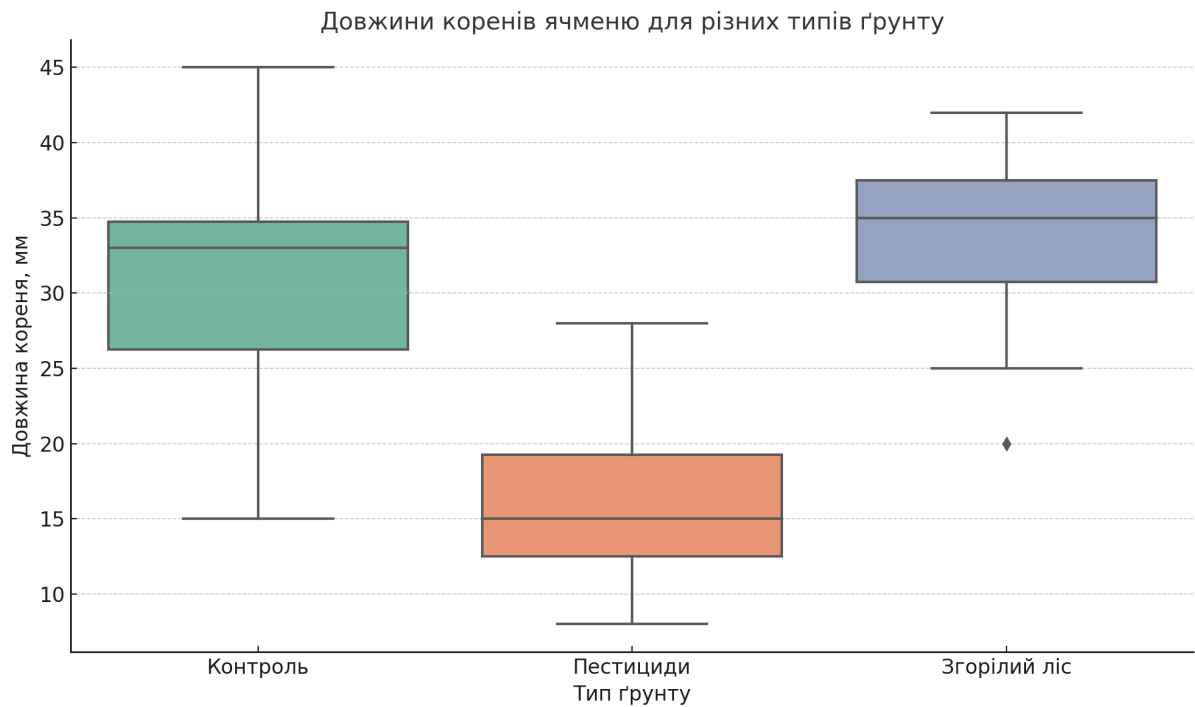


Рис. 3.12. Довжини коренів ячменю для різних типів ґрунту

3.8. Результати дослідження на дощових черв'яках *Eisenia fetida*

У результаті біотестування встановлено чіткі відмінності у впливі досліджуваних типів ґрунтів на життєдіяльність дощових черв'яків *Eisenia fetida*. У контрольному варіанті, а також у зразках ґрунту, відібраного з території після лісової пожежі, усі черв'яки успішно пережили 14-денний період експозиції, що відповідає критеріям виживаності згідно з методикою ДСТУ ISO 11268-1:2003. Візуальні спостереження свідчили про активну поведінку черв'яків, а також про незначне, проте стабільне збільшення біомаси у кожному з цих варіантів, що вказує на відсутність гострої токсичної дії досліджених ґрунтів та їх придатність для життєдіяльності ґрунтової мезофауни.

Натомість у варіанті із ґрунтом, забрудненим пестицидами, спостерігалася повна загибель дощових черв'яків уже на другий день після початку експозиції. Тест-об'єкти не занурювались у ґрунт, проявляли активну

деструктивну поведінку, намагаючись залишити тест-ємності, що свідчить про виражену токсичність середовища. Така реакція є типовим індикатором гострої хімічної інтоксикації, і відповідає критеріям критичного рівня токсичності за методикою випробувань.

Результати дослідів на земляних черв'яках представлено на рис. 3.13.



Рис. 3.13. Банка із ґрунтом, забрудненим пестицидами

ВИСНОВКИ

1. У результаті виконання дипломної роботи вирішено наукове завдання з оцінювання токсичності ґрунтів різного походження (забруднених пестицидами та постпожежних) шляхом біотестування з використанням тест-об'єктів рослинного та тваринного походження. Дослідження підтвердило доцільність застосування методу біотестування для діагностики стану ґрунтового середовища.
2. Проведене біотестування виявило, що пестицидне забруднення ґрунту справляє виражений токсичний вплив переважно на розвиток кореневої системи рослин. Погіршення росту коренів зафіксовано у ріпаку, гірчиці, пшениці, редису та ячменю, що свідчить про високу чутливість підземних органів до дії пестицидів. У надземних органах (пагонах) під впливом пестицидного забруднення достовірно зниження росту виявлено лише у крес-салату та ріпаку, що свідчить про видоспецифічні реакції на токсикант. Післядія ґрунтів з територій лісових пожеж не виявила однозначного ефекту. Пригнічення росту пагонів виявлено у більшості культур-ріпаку, гірчиці, редису, сої та ячменю, що може свідчити про зміну хімічного складу ґрунту внаслідок горіння та утворення фітотоксичних сполук. Водночас вплив постпожежного ґрунту на кореневу систему був менш вираженим: пригнічення росту зафіксовано лише у ріпаку та гірчиці, тоді як інші види демонстрували нормальний або стимульований розвиток коренів. На відміну від інших досліджених культур, у сої пестицидне забруднення не спричинило достовірного фітотоксичного ефекту. Навпаки, спостерігалось зростання середніх показників довжини пагонів, що може свідчити про наявність потенційного стимульовального ефекту. Це дозволяє припустити, що соя володіє вищою толерантністю до пестицидного навантаження і може розглядатися як перспективний вид для

вирощування на слабо забруднених агроландшафтах. Водночас, встановлені ефекти обмежуються ранніми етапами розвитку і не дозволяють повністю оцінити довготривалий вплив досліджуваних факторів. Тому доцільним є подальше вивчення реакцій рослин на пізніших стадіях, що сприятиме глибшому розумінню механізмів токсичної або адаптивної дії забруднень та розробці ефективних заходів для відновлення деградованих ґрунтів.

3. Отримані результати свідчать, що дощові черв'яки *Eisenia fetida* є ефективним, чутливим та оперативним біоіндикатором гострої токсичності ґрунтів: різка поведінкова реакція уникання та загибель особин у пестицидно забрудненому середовищі вже у перші дві доби експозиції демонструє придатність цього методу для швидкої оцінки токсикологічного стану ґрунтів у рамках екологічного моніторингу.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Ministry of Foreign Affairs of Ukraine (n.d.). *Grain from Ukraine*. [online] Available at: <https://mfa.gov.ua/en/grain-ukraine> [Accessed 19 June 2025].
2. Екодія (2023). Вплив війни росії проти України на стан українських ґрунтів. Результати аналізу [online] Available at: <https://ecoaction.org.ua/wpcontent/uploads/2023/03/zabrudnenia-zemel-vid-rosii-summary.pdf> [Accessed 19 June 2025].
3. Clean Air Council (2023). *Environmental consequences of the Russian war in Ukraine: war damages*. [online] Available at: <https://cleanair.org.ua/wp-content/uploads/2023/03/cleanair.org.ua-environmental-consequences-of-russian-war-in-ukraine-war-damages-en-version.pdf> [Accessed 19 June 2025].
4. Балюк, С. та Кучер, А. (2024). *Концептуальні підходи до відновлення ґрунтів, що постраждали від збройної агресії. Монографія*. Київ: Аграрна Наука
5. Чайка, Т. О. та Короткова, І. В. (2023). Відновлення родючості ґрунту в Україні після воєнних дій. В: Т. О. Чайка, ред. *Захист і відновлення екологічної рівноваги та забезпечення самовідновлення екосистем: колективна монографія*. Полтава: Видавництво ПП «Астроя», сс. 232–281.
6. Дегтярьов, В. В., Крохін, С. В., Дегтярьов, Ю. В., та Гавва, Д. В. (2023). *Охорона ґрунтів. Навчальний посібник*. Харків: Державний біотехнологічний університет.
7. Wikipedia (n.d.). *Biochar carbon removal*. [online] Available at: https://en.wikipedia.org/wiki/Biochar_carbon_removal?utm_source=chatgpt.com [Accessed 19 Jun. 2025].
8. Busse, M.D. and DeBano, L.F. (2005). *Soil biology*. In: J.K. Brown and C. Britt, eds. *Wildland fire in ecosystems: Effects of fire on soil and water*. General Technical Report RMRS-GTR-42, vol. 4. Ogden, UT: U.S.

- Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Ch. 4, pp. 73–91.
9. Dooley, S. R. та Treseder, K. K. (2012). The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry*, 109(1), cc. 49–61.
 10. Hart, S. C., DeLuca, T. H., Newman, G. S., MacKenzie, M. D. та Boyle, S. I. (2005). Post-fire vegetative dynamics as drivers of microbial community structure and function in forest soils. *Forest Ecology and Management*, 220(1–3), cc. 166–184.
 11. Pietikäinen, J., Hiukka, R. та Fritze, H. (2000). Does short-term heating of forest humus change its properties as a substrate for microbes? *Soil Biology and Biochemistry*, 32(2), cc. 277–288
 12. Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T. та Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33(2), cc. 1–23.
 13. Fritze, H., Smolander, A., Levula, T. та Kitunen, V. H. (1994). Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils*, 17(1), cc. 57–63.
 14. Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), cc. 1–10.
 15. Xue, P., Minasny, B., McBratney, A., Pino, V., Fajardo, M. та Luo, Y. (2023). Distribution of soil bacteria involved in C cycling across extensive environmental and pedogenic gradients. *European Journal of Soil Science*, 74(1), e13337.
 16. Bastias, B. A., Xu, Z. та Cairney, J. W. (2006). Influence of long-term repeated prescribed burning on mycelial communities of ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 172(1), cc. 149–158.
 17. Cairney, J. W. G. та Bastias, B. A. (2007). Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(2), cc. 207–215.

18. Aanderud, Z. T., Jones, S. E., Schoolmaster, D. R., Fierer, N. та Lennon, J. T. (2013). Sensitivity of soil respiration and microbial communities to altered snowfall. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, cc. 217–227.
19. Akburak, S., Son, Y., Makineci, E. та Çakir, M. (2017). Impacts of low-intensity prescribed fire on microbial and chemical soil properties in a *Quercus frainetto* forest. *Journal of Forestry Research*, 29(2), cc. 1–10.