

Міністерство освіти і науки України
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
Навчально - науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти

КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

бакалавра

на тему

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ В МЕЖАХ ЗМІЇВСЬКОЇ МІСЬКОЇ ГРОМАДИ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Виконав: студент 4 курсу, групи ЗДЕ-41
спеціальності : 101 «Екологія»
(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Пі автора _____ / Микола СОЛДАТЕНКО
(підпис) (ім'я та прізвище)

Керівник _____ / доц. Марина ЗАХАРОВА
(підпис) (ім'я та прізвище)

Рецензент _____ / _____
(підпис) (ім'я та прізвище)

«До захисту допущено»

Завідувач кафедри _____ / проф. Алла НЕКОС
(підпис) (ім'я та прізвище)

Нормоконтроль _____ / Марина ЩОКІНА
(підпис) (ім'я та прізвище)

Секретар ЕК _____ / Світлана БУРЧЕНКО
(підпис) (ім'я та прізвище)

Харків – 2024 рік

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені В. Н. КАРАЗІНА

Навчально-науковий інститут екології
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти
Рівень вищої освіти (освітньо-кваліфікаційний рівень) бакалавр
Спеціальність 101 Екологія

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри

_____ / проф. Алла НЕКОС
підпис ім'я та прізвище

“ 5 ” травня 2023 року

З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ (ПРОЕКТ)

Миколі СОЛДАТЕНКУ

(прізвище, ім'я)

1. Тема роботи Оцінка екологічного стану ґрунтів в межах Зміївської міської громади Харківської області

керівник роботи Марина ЗАХАРОВА, канд. с.-г. наук, ст.дослідник, доцент
(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету “ 25 ” квітня 2024 року № 4301-5/857

2. Строк подання студентом роботи _____ 1 травня 2024 р.

3. Перелік питань, які потрібно розробити:

1. Вивчення та аналіз еколого-економічних умов Зміївської міської громади Харківської області.
2. Вивчення методів оцінки екологічного стану ґрунтів.

3. Визначення екологічного стану ґрунтів за ступенем забруднення важкими металами на природно-заповідних територіях громади та в зоні впливу Зміївської ТЕС.
4. Визначання величини екологічного ризику, пов'язаного з наявністю важких металів у ґрунті на природно-заповідних територіях громади та в зоні впливу Зміївської ТЕС.

4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	Огляд літературних джерел
2	Пошук та обґрунтування методів оцінки екологічного стану ґрунтів
3	Обробка та аналіз результатів досліджень
4	Формування загальних висновків кваліфікаційної роботи.
5	Оформлення списку літературних джерел

5. Дата видачі завдання 17 травня 2023 р.

Студент

підпис

Микола СОЛДАТЕНКО

ім'я, прізвище

Керівник роботи

підпис

доц. Марина ЗАХАРОВА

посада, ім'я, прізвище

АНОТАЦІЯ

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ В МЕЖАХ ЗМІЇВСЬКОЇ МІСЬКОЇ ГРОМАДИ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Микола СОЛДАТЕНКО

Кваліфікаційна робота «Оцінка екологічного стану ґрунтів в межах Зміївської міської громади Харківської області» містить 44 сторінки, 3 розділи, 8 таблиць, 7 рисунків, 3 формули, 58 використаних джерела.

Мета роботи: оцінювання екологічного стану ґрунтів в межах Зміївської міської громади Харківської області.

Об'єкт дослідження. Екологічний стан Зміївської міської громади Харківської області.

Предмет дослідження. Екологічний стан ґрунтів Зміївської міської громади Харківської області.

Актуальність дослідження. Екологічний стан ґрунтів є одним з найважливіших факторів довкілля та може спричиняти вплив на здоров'я населення. Зміївська міська громада розташована в індустріальному регіоні, де велика частина ґрунтів піддається антропогенному навантаженню внаслідок діяльності промислових підприємств, сільського господарства та інших факторів.

Завдання дослідження передбачали дослідження еколого-економічних умов Зміївської міської громади, екологічного стану та оцінку екологічного ризику.

Методи. Аналіз, синтез, опис, методи математичної статистики, методи оцінки ризиків.

Результати. Методика оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів, розроблена згідно з моделлю Хакансона, дозволяє оцінити екологічний ризик на основі коефіцієнтів забруднення та токсичності важких металів.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТІВ, ВАЖКІ МЕТАЛИ, ЕКОЛОГІЧНИЙ РИЗИК

ANNOTATION

ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENTAL CONDITION OF SOILS WITHIN THE BOUNDARIES OF ZMIEVSKY MUNICIPAL COMMUNITY OF KHARKIV REGION

Mykola SOLDATENKO

The qualification work "Assessment of the ecological state of soils within the boundaries of the Zmiiv city community of the Kharkiv region" contains 44 pages, 3 sections, 8 tables, 7 figure, 3 formulas, 58 used sources.

The purpose of the work: to evaluate the ecological condition of soils within the limits of the Zmiiv city community of the Kharkiv region.

Object of study. Ecological condition of Zmiiv city community of Kharkiv region.

Subject of study. Ecological condition of soils Zmiiv city community of Kharkiv region.

Relevance of research. The ecological condition of soils is one of the most important factors of the environment and can affect the health of the population. The Zmiiv city community is located in an industrial region, where a large part of the soil is subject to anthropogenic stress due to the activities of industrial enterprises, agriculture and other factors.

The tasks of the research included the study of the ecological and economic conditions of the Zmiiv city community, the ecological state and the assessment of ecological risk.

Methods. Analysis, synthesis, description, methods of mathematical statistics, risk assessment methods.

The results. The method of assessing the risk to health due to exposure to heavy metals, developed according to the Hakanson model, allows to assess the ecological risk based on the coefficients of pollution and toxicity of heavy metals.

ENVIRONMENTAL CONDITION OF SOILS, HEAVY METALS,
ENVIRONMENTAL RISK

ЗМІСТ

ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1 АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ З ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ	9
РОЗДІЛ 2 МЕТОД ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ.....	19
2.1. Методика дослідження ґрунту.....	19
2.2. Методика оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів..	21
РОЗДІЛ 3 ОСНОВНІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО ҐРУНТІВ ЗМІЇВСЬКОЇ ГРОМАДИ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	23
3.1. Еколого-географічна характеристика Зміївської громади.....	23
3.2. Результати дослідження ґрунту.....	26
3.3. Результати оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів.....	29
ВИСНОВКИ.....	37
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	39

ВСТУП

Екологічний стан ґрунтів має безпосередній вплив на здоров'я екосистеми, продуктивність землеробства та якість життя людей. У контексті глобальних змін клімату та зростаючої антропогенної діяльності, особливе значення набуває моніторинг та оцінка стану ґрунтів на локальному рівні. Зміївська міська громада Харківської області, яка є предметом цієї роботи, розташована в промислово розвиненому регіоні, де діяльність людини має значний вплив на ґрунти. Збільшення обсягів промислового виробництва, неконтрольований видобуток корисних копалин, використання пестицидів та добрив у сільському господарстві призводять до забруднення ґрунтів та зниження їх родючості. Інтенсивне забруднення ґрунтів може мати довготривалі наслідки, включаючи зниження біорізноманіття, зміну ландшафтів та негативний вплив на здоров'я населення.

У сучасний час діяльність людини значно впливає на навколишнє середовище, причиняючи як очевидну, так і більш приховану шкоду, що сприяє трансформації чи деградації природного середовища. Одним із значних екологічних викликів є забруднення довкілля важкими металами та іншими токсичними хімічними речовинами. Важкі метали, які є критичними природними ресурсами, водночас стають одними з найбільш небезпечних забруднювачів біосфери через їх швидке техногенне накопичення. Ці речовини мають сильну афінитетність до органічних сполук, що можуть вести до їх інактивації. Навіть у мінімальних кількостях важкі метали можуть спричинити онкологічні, імунологічні та інші серйозні захворювання, порушуючи метаболізм, пригнічуючи ріст і розвиток організмів. Це має особливі наслідки в аграрному секторі, де може відбуватися зниження врожайності та погіршення якості сільськогосподарської продукції. Важкі метали потрапляють у тіло людей та тварин головним чином через рослинну їжу, яка вбирає їх з ґрунту, що підкреслює важливість агроекологічного дослідження ґрунтів, особливо у районах із рослинницькою спрямованістю

дієти. Перевищення навіть фонових значень важких металів ускладнює оцінку екологічного стану ґрунтів. Для адекватної оцінки якості довкілля важлива не лише концентрація шкідливих речовин, але й їх вплив на живі організми, зі змінами у видовому складі мікробних спільнот, що виявляється при значно нижчих рівнях забруднення, ніж ті, що спостерігаються при високих концентраціях [1 – 4].

Тому актуальність даного дослідження полягає у необхідності вжиття заходів для оцінки та мінімізації екологічного впливу важких металів на ґрунти.

Мета дослідження – оцінювання екологічного стану ґрунтів в межах Зміївської громади Харківської області.

Завдання.

1. Вивчити та проаналізувати еколого-економічні умови Зміївської громади Харківської області.

2. Вивчення методи оцінки екологічного стану ґрунтів.

3. Дослідити екологічний стан ґрунтів за ступенем забруднення важкими металами на природно-заповідних територіях громади та в зоні впливу Зміївської ТЕС.

4. Визначити величину екологічного ризику, пов'язаного з наявністю важких металів у ґрунті на природно-заповідних територіях громади та в зоні впливу Зміївської ТЕС.

Об'єкт дослідження – Екологічний стан Зміївської громади Харківської області.

Предмет дослідження – Екологічний стан ґрунтів Зміївської громади Харківської області.

Методи дослідження – аналіз, синтез, опис, методи математичної статистики, методи оцінки екологічного стану ґрунтів.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ З ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ

Ґрунт традиційно прийнято розглядати як особливу природну оболонку (біогеомембрану), яка здійснює регуляцію взаємодії між біосферою, гідросферою та атмосферою Землі. Ґрунтовий покрив впливає і багато чому визначає багато процесів, які у біосфері, у навколишньому середовищі він грає роль буфера, тобто поглинача, руйнівника і нейтралізатора різних забруднень [5, 6]. Антропогенні перетворення та порушення ґрунтового покриву можуть призвести до нездатності виконання ним важливих екологічних функцій, а, отже, до порушень функціонування біосфери загалом. Саме тому особливо важливим є вивчення біологічного та біохімічного стану ґрунтового покриву та його зміни під впливом діяльності людини.

Серед можливих видів антропогенного забруднення ґрунту можна виділити такі:

- ✓ хімічне – важкі метали, стійкі органічні забруднювачі, пестициди, нафтопродукти;
- ✓ фізичне - теплове, світлове, радіаційне, шумове, електромагнітне;
- ✓ механічне – пил, сміття;
- ✓ біологічне – біотичне, мікробне.

Як основні джерела забруднення ґрунту можна виділити: хімічно забруднені опади, що утворюються внаслідок спалювання викопного палива, сміття тощо, скупчення побутових та промислових відходів.

Особливу небезпеку становлять стійкі органічні сполуки, звані пестициди (фунгіциди, гербіциди, інсектициди), які застосовуються як отрутохімікатів переважно у сільське господарство. Ці сполуки можуть накопичуватися у ґрунті, у воді, донних відкладах водоєм.

Але головна їхня небезпека полягає в тому, що вони включаються в екологічні харчові ланцюги, переходять із ґрунту та води в рослини, потім в організм тварин, і зрештою разом із їжею можуть потрапляти в організм людини [7].

Ґрунти, які формуються в межах урбоекосистем, також як і природний ґрунтовий покрив, відіграють роль основної складової, в них замикаються біогеохімічні круговороти речовин, культурний насипний шар біологічно та хімічно перетворюється, поверхневі води трансформуються в ґрунтові, такі ґрунти є поживним субстратом. Ґрунт виступає як банк насіння, здійснює регулювання газового обміну і т.д. Ґрунт інтенсивно акумулює значну частину забруднюючих речовин, які у неї, і зберігає їх у собі тривалий час. Тяжкі метали фіксуються верхніми гумусовмісними горизонтами найбільш міцно, тобто ці токсиканти накопичуються в найродючішому шарі.

Ґрунтовому покриву належать різні екологічні функції. Основними та найбільш важливими властивостями ґрунту є родючість, його придатність для проростання зелених насаджень, здатність накопичувати в товщі полютанти та утримувати їх від проникнення у ґрунтово-ґрунтові води, а також здатність перешкоджати надходженню пилу до повітря [8].

Ґрунтовий покрив виступає чудовим поглиначем газових домішок. Граючи роль своєрідного бар'єру на шляху поширення забруднюючих речовин, він також може регулювати газовий склад атмосфери за рахунок виділення та поглинання ґрунтом газів (метан, аміак, вуглекислий газ та ін.).

Завдяки певним біогеохімічним властивостям та величезній активній поверхні тонкодисперсної частини, ґрунт перетворюється на «депо» токсичних сполук і одночасно стає одним з найважливіших біогеохімічних бар'єрів для більшості сполук (важкі метали, мінеральні добрива, пестициди, нафтопродукти тощо). міграції з атмосфери міста у ґрунтові води та річкову мережу [9].

При здійсненні біомоніторингу та біодіагностики ґрунтів основна роль відводиться показникам біологічної активності. Застосування методів

діагностики біологічної активності ґрунтів при інтегральній оцінці та прогнозі стану ґрунтів, схильних до комплексного впливу природних та антропогенних явищ, дозволяє вирішувати практичні завдання для розрахунку екологічних збитків, а також сприяє розробці заходів щодо реабілітації схильних до антропогенного впливу. Визначення параметрів біологічної активності безумовно необхідне, оскільки саме мікробне населення ґрунту, здійснюючи перетворення органічного матеріалу та формування гумусового шару, беручи участь у самоочищенні ґрунту, визначає родючість та екологічний стан ґрунту [10].

Ґрунтова мікробіота реагує на погіршення екологічних умов першою. У зв'язку з чим останнім часом при біодіагностиці стану природного середовища все частіше використовують мікроорганізми [11]. Мікробні спільноти ґрунту реагують на зміни в навколишньому середовищі помітними змінами у своїй структурі та часто чисельності, даючи, таким чином, можливість раннього діагностування антропогенного впливу на ґрунт, дослідниками відзначено високу індикаційну здатність мікроорганізмів. Зменшення чисельності, активності, збіднення складу та зниження різноманітності екологотрофічних груп мікроорганізмів – ці ознаки є реакцією мікробіоти ґрунту на будь-який антропогенний чи техногенний вплив [12]. Флуктуацію значень комплексу показників ферментативної та мікробної активності можна вважати ранніми діагностичними ознаками, завдяки яким можна помітити негативні зміни в середовищі ще на ранніх етапах. Рівновагу біогеохімічних кругообігів азоту, вуглецю та інших елементів, а також рівень органічної речовини у ґрунті багато в чому забезпечуються функціональними групами мікроорганізмів. Активність ферментів ґрунту безпосередньо стосується перетворення вуглецю, азоту та окислювально-відновних процесів, а отже характеризує функціональний стан мікроорганізмів ґрунту. Комплексне визначення зазначених параметрів дає можливість точніше з'ясувати напрямок змін біологічної активності, які мають місце у ґрунтовому покриві міст [13].

Стимулювати біологічну активність ґрунту можна, вносячи органічні та бактеріальні добрив, сидерати, а також, проводячи заходи, що забезпечують кращий водний, окислювально-відновний та тепловий режими. Використання правильних сівозмін і меліорантів сприяє збереженню сприятливих фізико-хімічних властивостей ґрунту. Результатом зменшення загальної біологічної активності ґрунту стає придушення процесів мінералізації рослинних залишків та синтезу гумусових речовин, як наслідок, знижуються темпи накопичення елементів мінерального живлення рослин – нітратів, фосфатних сполук та ін., у ґрунті починається розмноження фітопатогенів, погіршується забезпеченість рослин [14].

У разі високого вмісту в атмосферному повітрі оксидів сірки може відбуватися утворення кислотних опадів, у результаті випадання яких відбувається безперервне підкислення ґрунтів. Цей фактор знаходить своє відображення у зміні складу та чисельності мікроорганізмів та біологічної активності ґрунтів, що найбільш явно виражено для слаборозвинених природнокислих ґрунтів – тундрових та підзолистих. З'єднання ртуті, що містяться в промислових відходах, можуть виступати як небезпечні забруднювачі ґрунту та навколишнього середовища в цілому. Окремі групи ґрунтової мікробіоти мають високу стійкість до ртуті та її сполук, трансформуючи металеву ртуть у токсичні для вищих організмів речовини [15].

Забруднення ґрунту важкими металами, нафтопродуктами може інгібувати вплив на загальну біологічну активність ґрунту. Джерелом надходження важких металів у ґрунт можуть бути сухі випадання з атмосфери, водний стік та стік з поверхневих та закопаних звалищ, а також привізні заражені ґрунти для газонів та скверів, добрива. У ґрунт дач та приватних ділянок важкі метали можуть потрапляти із привізних добрив та землі, будматеріалів, фарби. Основними первинними джерелами важких металів у Володимирському регіоні є вихлоп автотранспорту, хімічна промисловість, приладобудування, електротехнічне виробництво. Процеси

мінералізації та синтезу різних речовин у ґрунтах пригнічуються присутністю важких металів, також пригнічене дихання ґрунтової мікробіоти, може виникати мікробостатичний ефект, важкі метали часто відіграють роль мутагенного фактора. При надмірній концентрації важких металів у ґрунтовому покриві зменшується інтенсивність процесів метаболізму, виникають морфологічні перетворення будови репродуктивних органів та інші трансформації ґрунтових мікроорганізмів. Важкі метали значною мірою здатні інгібувати біохімічну активність і спричиняти зміну загальної чисельності мікроорганізмів ґрунту [16].

Наявність у ґрунті надмірної кількості важких металів обумовлює також певні зміни у видовому складі ґрунтової мікробіоти. Як загальну закономірність виділяють суттєве скорочення видового багатства та різноманітності комплексу мікроміцетів ґрунту при забрудненні. У забруднених ґрунтах формуються нетипові для звичайних умов види мікроорганізмів, що відрізняються підвищеною стійкістю до дії важких металів, наприклад, з'являються стійкі до впливу важких металів мікроміцети. Толерантність мікробних популяцій до забруднення ґрунту визначається їх приналежністю до різних систематичних груп. Найменш толерантними до дії високих концентрацій важких металів є види роду *Bacillus* і нітрифікуючі мікроорганізми, дещо стійкіші - псевдомонади, стрептоміцети та багато видів целюлозоруйнівних мікроорганізмів, найбільш стійкі - гриби і актиноміцети [17].

Низький вміст важких металів у ґрунті певною мірою стимулює розвиток мікробного співтовариства, зі збільшенням концентрації токсикантів має місце часткове інгібування активності мікроорганізмів і, в результаті, повне його придушення. Достовірні зміни видового складу реєструються при концентраціях важких металів у 50 – 300 разів вище за фоніві [18].

Фізіолого-біохімічні характеристики конкретних металів, що забруднюють ґрунтовий покрив, визначають ступінь, в якому пригнічується

життєдіяльність мікроорганізмів ґрунту. Відзначено негативну дію свинцю на біологічну активність ґрунту, інгібується активність ферментів, зменшується інтенсивність виділення вуглекислого газу, тобто знижується активність процесу дихання ґрунту, крім того, спостерігається зниження чисельності мікроорганізмів, внаслідок порушення їх метаболізму, особливо процесів дихання та клітинного поділу [19].

У разі невисокого рівня забруднення ґрунту, коли він ще зберігає рослинність, окремі важкі метали (насамперед хром) можуть стимулювати його мікробіологічну активність, посилювати дихання ґрунту та виділення вуглекислого газу. Крім того, при забрудненні ґрунту хромом відзначається різке зниження активності каталази, оксиди кобальту та хрому пригнічують здатність ґрунту до розкладання целюлози. Як наслідок зменшення виділення енергії при придушенні ґрунтового дихання знижується швидкість важливих біохімічних процесів [20].

Активність ґрунтових ферментів, видова структура та чисельність мікробного населення ґрунту безумовно зазнають впливу ступеня забруднення ґрунту важкими металами. Для ґрунтів, у яких вміст важких металів перевищує фонове у 2 – 5 і більше разів, реєструються виражені зміни окремих показників ферментативної активності, певною мірою збільшується сумарна біомаса амілолітичних мікроорганізмів, інші мікробіологічні показники можуть змінюватися. При подальшому збільшенні концентрації важких металів однією порядком спостерігається достовірне зменшення значень окремих показників біохімічної активності ґрунтових мікроорганізмів [21]. Має місце перерозподіл домінування у ґрунті амілолітичних мікроорганізмів. Якщо у ґрунтовому покриві, концентрація важких металів на 1-2 порядки вища за фонову, відзначаються зміни вже цілої групи мікробіологічних показників. Зменшується чисельність видів ґрунтових мікроміцетів, починають переважати найбільш стійкі види. Якщо концентрація важких металів у ґрунті вища за тлі на три порядки, відбуваються яскраво виражені зміни майже всіх мікробіологічних

показників, спостерігаються пригнічення або навіть загибель мікроорганізмів, властивих незабрудненому ґрунту. Але в зазначених умовах може інтенсивно розвиватися і навіть домінувати кілька видів мікроорганізмів, що володіють підвищеною стійкістю до дії важких металів, в основному мікроміцетів . У разі вмісту важких металів у ґрунтах вище фонових на чотири і більше порядку, реєструється катастрофічне зниження активності мікроорганізмів ґрунту, що межує з повною загибеллю мікробіоти [22].

Необхідно відзначити, що мікроорганізмам належить важлива роль у міграції важких металів у ґрунті. Мікробіота може діяти як виробник, споживач, може виконувати функцію з транспортування елементів у ґрунтовій екосистемі під час своєї життєдіяльності. Ґрунтові гриби часто здатні до закріплення важких металів у міцелії, таким чином вони тимчасово виводять їх з круговороту речовин. Крім того, гриби нейтралізують рухомі форми важких металів, виділяючи органічні кислоти, тобто захищають рослини від дії токсикантів [23].

При оцінці екологічного стану ґрунту та його біодіагностиці дослідники часто використовують вимірювання активності ферментів, що відповідають за найважливіші біохімічні процеси, що проходять у ґрунті: каталази, що відповідає за розкладання перекису водню, уреазы , що каталізує гідроліз сечовини, а також целюлозолітичної активності [24]. Уреазна активність одна із найважливіших параметрів біологічної активності ґрунтів. Даний тип ферментативної активності пов'язаний прямо пропорційною залежністю із вмістом органічного вуглецю у ґрунті. Значить, присутність нафтопродуктів і компонентів нафти у ґрунтовому покриві потенційно здатна стимулювати швидкість процесу розкладання сечовини у ґрунті, отже, показник уреазної активності може бути використаний для оцінки екологічного стану нафтозабруднених ґрунтів. Багато дослідників пропонують розглядати уреазну активність як показник здатності ґрунту до самоочищення, самоочищення є важливою екологічною функцією ґрунту, за рахунок

здатності до самоочищення забезпечується захист самого ґрунтового покриву та суміжних середовищ від хімічного та бактеріального забруднення. Висока швидкість розкладання сечовини у ґрунтах, забруднених нафтою та нафтопродуктами, демонструє значну резистентність ферменту уреазу до інгібуючих факторів; тому слід вважати, що уреазу займає важливе місце у процесі самоочищення таких ґрунтів [25].

Високий рівень активності уреазу, що відзначається в нафтозабруднених ґрунтах, зумовлює збільшення вмісту азоту в аміачній формі у забрудненому ґрунтовому покриві; відзначається кореляція зростання уреазної активності ґрунту зі збільшенням числа аммоніфікуючих мікроорганізмів. Багато авторів у своїх дослідженнях наголошують чутливість ферменту каталази до концентрації важких металів у ґрунті. Спостереження дозволяють зробити висновок, що фермент каталази виявляє досить високу чутливість до впливів антропогенного характеру, і явище інгібування даного ферменту через антропогенний вплив дозволяє застосовувати каталазну активність при діагностиці такого роду впливів [26].

Дуже важливим показником, що характеризує родючість ґрунту, а також рівень його біогенності, багато дослідників вважають целюлозолітичну активність, маючи на увазі під цим визначенням процес розпаду клітковини, який здійснюється мікроорганізмами [27]. Целюлоза є важливою складовою органічної речовини, тобто швидкість розкладання целюлози визначає темпи розкладання органіки в ґрунтовому покриві загалом, що, своєю чергою, відбивається на стані зелених насаджень.

Показовим для оцінки родючості ґрунту вважається груповий склад мікроорганізмів, пов'язаних з кругообігом азоту. Відзначаються деякі закономірності та тенденції у розподілі різних груп мікроорганізмів у ґрунтах різних типів. Так, азотобактер та нітрифікуючі бактерії слабо представлені і зовсім відсутні в бідних поживними речовинами кислих підзолистих ґрунтах. Тому присутність у ґрунтовому покриві азотобактера і великої кількості нітрифікаторів може бути критерієм оцінки його родючості [23].

Азотфіксація є процес природного залучення азоту в біологічний кругообіг. Цей процес може пригнічуватися при антропогенному впливі, наприклад, за наявності значних концентрацій таких токсикантів у ґрунті, як важкі метали. Такий тип впливу відзначений при обох типах азотфіксації, як симбіотичної (відбувається придушення життєдіяльності азотфіксуючих бульбочкових бактерій), так і несимбіотичної. Ступінь впливу важких металів на несимбіотичну азотфіксацію пов'язана з типом ґрунтів і більш явно проявляється на бідних ґрунтах [28]. Загалом характер і ступінь впливу важких металів на ґрунтову мікробіоту та мікробіологічні процеси, що протікають у ґрунті, обумовлюються типом важкого металу, його дозою, формою сполуки, у складі якого він присутній у ґрунті, а також властивостями самого забруднюючого ґрунту.

Нафта та нафтопродукти, потрапляючи в ґрунт, збагачують її вуглецем, отже, здатні підвищити інтенсивність біологічної азотфіксації. При збільшенні нафтового забруднення (до кількох відсотків) ґрунту, в ньому спостерігається збільшення вмісту вуглецю, що стимулює зростання чисельності в ґрунті вільно існуючих азотфіксаторів. Наслідком є збільшення концентрації азоту у ґрунті, одночасно знижується нітрифікуюча активність, основна частина азоту представлена в амонійній формі. Автори багатьох досліджень висувають припущення, що висока чисельність вільноживучих азотфіксаторів у міських ґрунтах, частково екранованих, можливо пов'язана з наявністю забруднення нафтопродуктами. Відомо, що азотфіксатор *Azotobacter chroococcum* бере участь в окисненні вуглеводнів нафти: у модельних дослідах реєструється зменшення концентрації вуглеводнів на 52% при культивуванні зазначеного виду азотфіксаторів на рідкому середовищі Ешбі з нафтою як єдине джерело вуглецю. Слід зазначити, що *Azotobacter chroococcum* продовжує свою життєдіяльність та зберігає здатність до фіксації азоту при культивуванні на середовищах з октаном, толуолом, саліцилатом. Дослідниками відзначається можливість

застосування мікроорганізмів роду *Azotobacter* навіть для очищення ґрунтів, забруднених нафтою та нафтопродуктами [29].

Ще одним показником, що дозволяє характеризувати стан ґрунту та його родючість, є інтенсивність нітрифікації, оскільки швидкість утворення нітратів є важливим показником активності ґрунтів. Умовами, за яких процес нітрифікації протікає найбільш інтенсивно, є: наявність у ґрунті надлишку азотистих сполук та можливість створення їх запасу, реакція середовища близька до нейтрального, достатня аерація ґрунту. Аналогічні умови вважаються сприятливими для зростання більшості видів рослин, тому інтенсивно протікають процеси нітрифікації, незалежно від того, в якій формі азот використовується для асиміляції, вказують на сприятливий стан ґрунту [30].

Невелика кількість нафтопродуктів (5 г/100 г ґрунту), що потрапляють у ґрунт, стимулює діяльність більшості видів мікроорганізмів. Однак, нітрифікатори є настільки чутливими до присутності нафтопродуктів у ґрунті, що їхня діяльність пригнічується будь-якою концентрацією нафтових вуглеводнів, тобто інтенсивність процесу нітрифікації можна вважати одним із найчутливіших індикаторів "нафтового" забруднення ґрунту. За деякими літературними даними, низька активність процесів денітрифікації, що протікають переважно до закису азоту, може свідчити про те, що ґрунт піддавався засолення, забруднення важкими металами або нафтопродуктами. Для місць надмірного зволоження (на дні ярів), де накопичується органічна речовина та мінеральні сполуки азоту, може реєструватися досить високий рівень емісії закису азоту; умови, що складаються в таких місцеперебуваннях, забезпечують високу активність денітрифікуючих бактерій. Забруднення об'єктів довкілля різного роду поллютантами є однією з найважливіших проблем сьогодення, тому розробка принципів та методів діагностики негативного впливу пестицидів, важких металів, нафти та нафтопродуктів, високих доз мінеральних добрив та інших поллютантів на ґрунтову біоту є одним із найактуальніших завдань біології ґрунтів [31].

РОЗДІЛ 2

МЕТОД ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ

2.1. Методика дослідження ґрунту

Аналіз та оцінка екологічного стану ґрунтів Зміївської громади проводився на основі досліджень вмісту важких металів в ґрунті, наведених у фондових матеріалах Національного наукового центру “Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського” та Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна на природно-заповідних територіях громади та в зоні впливу Зміївської ТЕС [32, 33]. Було досліджено проби, що відібрані в наступних локаціях (рис. 2.1).

Перша локація – "Цикалове" – ботанічний заказник, заповідний об'єкт місцевого значення, створений у 1984 році, площею 10 га. Він розташований в урочищі "Цикалове" на лівобережній заплаві р. Сіверський Донець, північніше села Лісове. Цей унікальний ландшафтний комплекс включає прирусловий вал, вирівняну центральну заплаву, озера та заболочені низини, а також притерасну заплаву. Рослинність представлена природними цілинними, луковими, болотними та іншими фітоценозами з добре збереженою дерниною. Тут поширені формації реліктових видів – латаття білого і глечиків жовтих, а також зникаючі види, такі як косарики тонкі, пальчатокорінник Фукса, зозулинець болотний, ятришник болотний, хвощ великий, рябчик шаховий [34].

Друга локація - Скрипаївський заказник, відомий своїми унікальними сосновими насадженнями, які мають велике історичне значення і значний вік. Лісотипологічні еталони штучних сосняків, вік яких перевищує 150 років, розташовані на рухомих пісках надзаплавної тераси долини р. Сіверський Донець [35].

Третя локація - об'єкт "Мохначанський", знаходиться у Мохначанському лісництві, ботанічний заказник місцевого значення, створений у 1984 році,

площею 104,9 га. Це насадження дуба черешчатого віком понад 170 років з одиничними домішками липи та ясеня. Наукова цінність цього об'єкта полягає у вивченні екологічної рівноваги в умовах свіжого груду дикої флори і фауни, а також у вивченні можливостей нормованого використання насінників для природного відтворення корінних деревостанів [36].

Четверта локація відбору проб - на віддалі 2 км до північного сходу від джерела забруднення - Зміївської ТЕС.

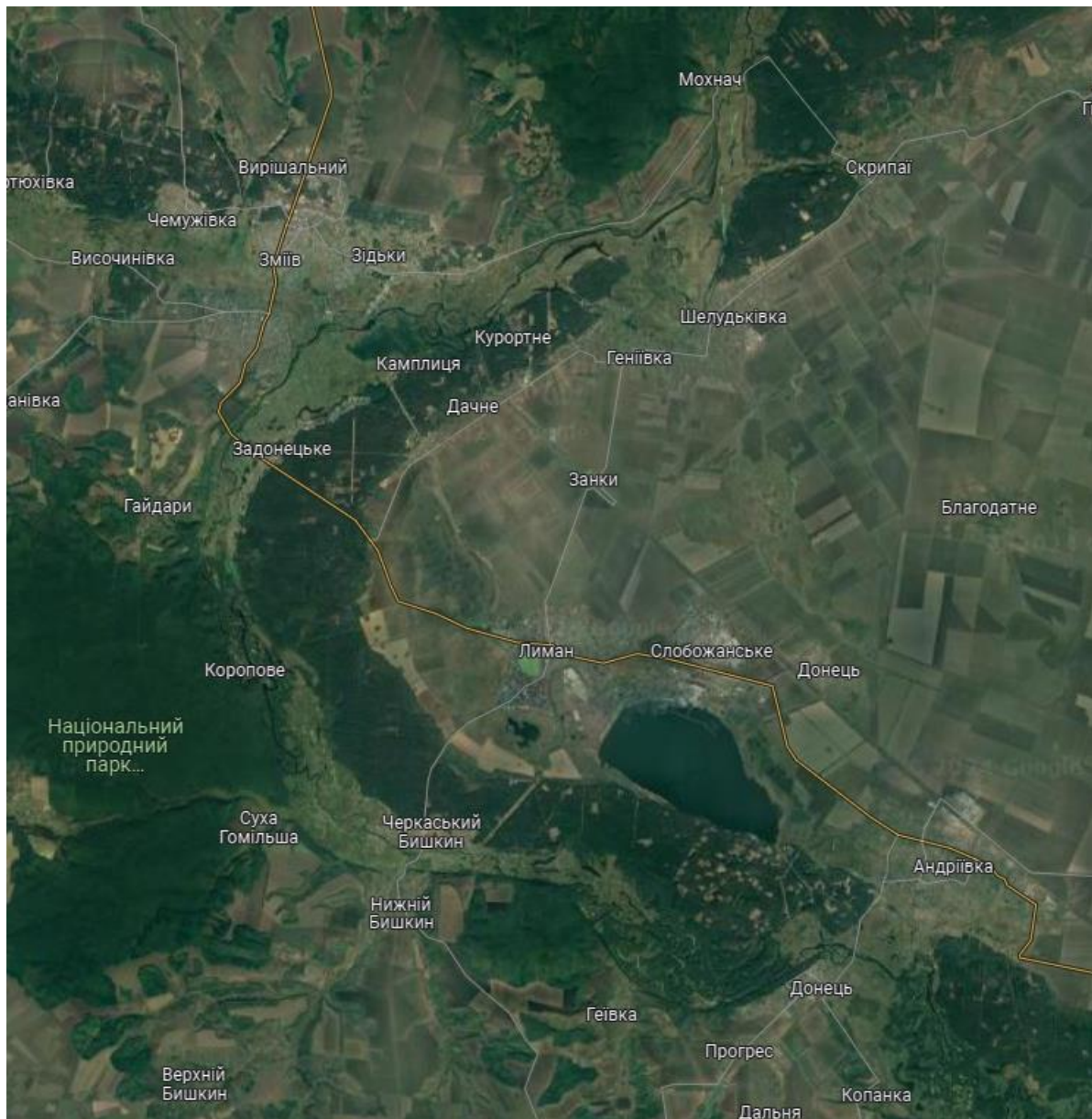


Рис. 2.1 – Територія дослідження

Ґрунтові зразки були відібрані у відповідності до ДСТУ 4287:2004 [37]. Площа ділянки відбору проб 50 м². Глибина відбирання зразків ґрунту склала для локацій 1 – 3 склала 0-10, 10-20 см, та для 4-ї локації – 0-20 см.

Аналітичні роботи проведені щодо аналізу проб з локацій 1 – 3 (природно-заповідного фонду) проведено в лабораторії охорони ґрунтів від техногенного забруднення ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського». Аналітичні роботи з проб четвертої локації виконано у хіміко-аналітичній лабораторії Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. У зразках ґрунту визначалися рухомі форми важких металів (Cd, Cr, Co, Fe, Cu, Mn, Pb, Ni, Zn) у буферній амонійно-ацетатній витяжці (при рН 4,8) методами атомно-абсорбційної спектрофотометрії [37–46].

2.2. Методика оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів

Методика оцінки для здоров'я через вплив важких металів, базується на моделі Хакансона для оцінки екологічного ризику [47–49]. Етапи розрахунку згідно цієї методики наступні.

1. Розраховується коефіцієнт забруднення (C_{if}):

$$C_{if} = C_i / C_n \quad (2.1)$$

де C_i — виміряна концентрація важкого металу i у ґрунті (мг/кг),

C_n — нормативне значення для важкого металу i у ґрунті (мг/кг).

2. Розраховується індекс потенційного екологічного ризику (Ei_r):

$$Ei_r = Ti \times C_{if} \quad (2.2)$$

де Ti — коефіцієнт токсичності важкого металу i .

3. Розраховується індекс сукупного потенційного екологічного ризику (RI):

$$RI = \sum_{i=1}^m Ei_r = \sum_{i=1}^m (Ti \times Cif) \quad (2.3)$$

де m — кількість важких металів, що розглядаються.

Коефіцієнти біотоксичності для важких металів визначаються наступним чином: Cd = 30, As = 10, Cu = Ni = Pb = 5, Cr = 2, Mn = Zn = 1. [47]

Таблиця 2.1

Критерії оцінки екологічного ризику.

Значення	Характеристика ризику
$Ei_r < 40$	слабкий потенційний екологічний ризик,
$40 \leq Ei_r < 80$	середній потенційний екологічний ризик,
$Ei_r \geq 80$	сильний потенційний екологічний ризик.
$RI < 150$	слабкий сукупний екологічний ризик,
$150 \leq RI < 300$	середній сукупний екологічний ризик,
$RI \geq 300$	сильний сукупний екологічний ризик.

Ця методика використовується для ідентифікації рівня забруднення ґрунту важкими металами та для оцінки потенційного екологічного ризику, що сприяє прийняттю відповідних заходів щодо захисту та відновлення забруднених територій.

РОЗДІЛ 3
ОСНОВНІ РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ТА АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ
ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО ГРУНТІВ ЗМІЇВСЬКОЇ ГРОМАДИ
ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Еколого-географічна характеристика громади

Зміївська громада розташована в центральній частині Харківщини, на відстані 50 км до обласного центру. Громада межує із Харківським, Чугуївським, Лозівським районами. Зміїв розташований в її центральній частині (рис. 3.1).



Рис. 3.1 – Розташування Зміївської громади

Зміївська громада розташована в межах Дніпровсько-Донецької западини, де докембрійський кришталевий фундамент знаходиться на глибині 4-6 км і більше. Цей фундамент покритий осадовими породами товщиною до 6 км. Через довготривале існування морів, де накопичувалися осадові породи, територія громади стала рівниною. Кришталеві породи, що займали великі площі, в девонський період опустилися, утворивши прогин, який заповнився вулканічними та уламковими породами, що призвело до першої епохи солонаносження. Замість соленосних осадів середньодевонської епохи з'явилися глина та вапняки. У кам'яновугільний період відбулося чергування моря і суші, що призвело до формування вугільних пластів. Мезозойська ера почалася з тріасового і юрського періодів, коли територія була сушею, річки відклали гравелісті піски та глини. У кінці юрського періоду відбулася трансгресія моря, яке залишило глини та коралові вапняки. У ранньомелову епоху відбувалося нагромадження каолінових глин. Палеогеновий період характеризується утворенням депресій, заповнених кайнозойськими відкладами. У неогеновий період почалося нагромадження осадків полтавської серії [50].

Інженерно-геологічні умови будівництва визначаються складом верхньої частини геологічного розрізу, глибиною залягання ґрунтових вод, рельєфом та фізико-геологічними процесами. Основою споруд у районі є четвертинні лесові породи, що забезпечують сприятливі умови для будівництва доріг. Алювіальні відклади використовуються як основа для будівельних територій, наприклад, для Зміївського машинобудівного заводу.

Підземні води є поширеними всією територією. Горизонти водоносності залягають на різних глибинах. Ґрунтові води не важко добути завдяки неглибоким зрубним криницям, а артезіанські води – через глибокі бурові шпари. Експлуатація водопроводів часто порушується, зони біля артезіанських свердловин забруднюються, і необхідні заходи з очищення та дезінфекції не проводяться своєчасно.

Рельєф громади характеризується хвилястою та балковою рівниною, розчленованою річковими долинами, ярами та балками з нахилом на південь. Вода, вітер, підземні води створили річкові долини, озера, балки, яри та пагорби. Людська діяльність також змінила поверхню району, утворюючи греблі, водосховища та інші споруди. Річкові долини розширюються вниз по течії, маючи тераси та асиметричні схили.

Клімат громади помірно континентальний, з високою температурою та не великою кількістю опадів порівняно з Харковом. Середньорічні показники температури повітря – від 6 до 8 °С. Найбільш холодний період – 3-я декада січня, найбільш теплий – 3-я декада липня. Найбільша кількість опадів випадає влітку, найменша узимку. Відносна вологість повітря 75% (середня), найбільша вологість взимку - 82%, та найменша літом (62%). Атмосферний тиск коливається в межах 745 до 755 мілібар. Вітри змінюються за напрямком та швидкістю: зимою переважають східні та південно-східні, влітку – північно-західні та західні.

Територією громади протікають три річки: Сіверський Донець, Уди та Мжа, що відносяться до басейну Дона. Наповнення водою річок відбувається весною під час танення снігу. Утворюючи потужні потоки, які часто викликають повені. Головне джерело живлення річок це підземні води і атмосферні опади. Річка Сіверський Донець замерзає взимку, навесні вода розливається по заплаві, утворюючи великі розливи. У води річки Донець потрапляють забруднення з промислових та аграрних підприємств і це негативно впливає на флору та фауну.

На території громади є багато озер, зокрема, оз. Лиман, яке розташовано на південному сході громади. Болота поширені на терасах, особливо на заплавах річок. Вони утворені на місцях колишніх озер, що заростали рослинністю [51].

У громаді знайшли поширення різні типи ґрунтів: чорноземні, сірі лісові, лісові, солончаки, болотні. Чорноземи є найбільш родючими ґрунтами, утвореними на лесових породах. Коливання вмісту гумусу типових

чорноземів від 2.5 до 5.5%. На заплавах річок попадаються лучно-чорноземні ґрунти. Чорноземи втратили від 3 до 5% гумусу через інтенсивне господарське використання [52].

У ріках, озерах і болотах живуть водно-болотні птахи, зокрема качки, кулики та очеретянки. В водоймах зустрічаються польові миші, видри та європейські норки. Луги є домівкою для деяких птахів і дрібних тварин. В лісах мешкають великі копитні звірі, зокрема лось і кабан. Тваринний світ змінюється під впливом людської діяльності.

Виділяються вододільні, прирічкові та долинні ландшафти. Вододільні ландшафти представлені рівнинами з заплавами лугами та культурними угіддями. Прирічкові ландшафти характеризуються ярами, балками та зсувами. Долинні ландшафти представлені терасовими рівнинами з культурними угіддями, заплавами лугами та лісами. Інтенсивність несприятливих явищ зростає через людську діяльність, зокрема неправильну організацію земельних угідь та використання природних ресурсів.

3.2. Результати дослідження ґрунту

Занепокоєння викликає контамінація важкими металами атмосфери, землі та водних ресурсів, яка не тільки може істотно понизити урожайність рослин та зруйнувати природні рослинні співтовариства, але й порушити звичайний розвиток органів рослин і погіршити санітарний стан навколишнього середовища, в якому живе людина. Людське здоров'я також піддається ризику через вплив на нього забруднювачів, що може призвести до погіршення загального стану здоров'я, збільшення захворювань ендокринної системи, розладів обміну речовин у населення тощо, що залежить від типу та рівня токсичності речовин, які потрапляють у людський організм.

Важкі метали діють як протоплазматичні отрути, чия токсичність збільшується разом з атомною вагою, і проявляють свою токсичність по-

різному. Деякі метали, такі як мідь, ртуть, свинець, берилій, кадмій, при високих рівнях концентрацій придушують ферментативну активність, тоді як інші, наприклад алюміній, барій, залізо, формують хелатоподібні комплекси з метаболітами, порушуючи нормальний метаболізм. Метали на кшталт кадмію, міді, заліза (II) можуть взаємодіяти з клітинними мембранами, змінюючи їх проникливість і структуру (наприклад, викликаючи їх руйнування). Деякі важкі метали витісняють життєво важливі для рослин елементи, порушуючи їхні життєві функції. Наприклад, кадмій може замінити цинк, що веде до його дефіциту, згубного впливу на рослини та їх загибелі [32].

Важкі метали потрапляють до атмосфери з природних шляхами (пил, лісові пожежі, виверження вулканів, емісії від рослинності, морська піна) та антропогенними (гірничя промисловість, неферосова металургія, спалювання вугілля, нафтопродуктів, деревини, відходів, виробництво фосфатних добрив тощо). Переважно метали в атмосферу природно потрапляють через вітер, що піднімає пил, і це становить понад 80 % атмосферного нікелю, 60 % міді та свинцю, 55 % цинку. Однак, порівняно з антропогенним впливом, природні джерела здаються менш значущими. Основні джерела атмосферного забруднення через людську активність включають теплові енергетичні станції (27 %), чорну металургію (24,3 %), нафтовидобувну та нафтопереробну промисловість (15,5 %), транспорт (13,1 %), кольорову металургію (10,5 %) та видобуток та обробку будівельних матеріалів (8,1 %) [32].

Ґрунт є ключовою частиною біосфери, виконуючи життєво важливі функції у підтриманні життя на Землі, взаємодіючи з геологічними та біологічними циклами речовин і енергії, а також служачи природним фільтром, який контролює перенесення хімічних елементів та енергії між літосферою, атмосферою, гідросферою та живими організмами.

Дослідження різних вчених [53, 54] вказують, що забруднення ґрунтів важкими металами має локальний характер і концентрується переважно біля

великих промислових об'єктів хімічної та металургійної галузі, енергетичних станцій і вздовж автошляхів з інтенсивним трафіком. Хоча раніше вважалось, що розсіювання зменшує ступінь забруднення, новітні дослідження [55] виявили, що на значних територіях навколо цих об'єктів концентрація важких металів у ґрунті значно перевищує природні показники, внаслідок чого сільськогосподарська продукція з цих зон містить важкі метали у кількостях, що перевищують дозволені норми.

За результатами проведених досліджень визначено, що вміст хімічних елементів (Cr, Cd, Co, Mn, Cu, Fe, Pb, Ni, Zn) в ґрунтах заповідних об'єктів заказників «Цикалове», «Мохначанський» та «Скрипаївський» та поблизу Зміївської ТЕС не перевищував ГДК (табл. 3.1) [32, 33]. Оскільки на локаціях 1 – 3 відбір зразків ґрунту здійснювався на глибинах 0...10 та 10...20 см, а на локації 4 – на глибинах 0...20 см, то з метою подальшого співзвістання результатів розрахунків усереднено значення показників вмісту важких металів локацій 1 – 3, що були виміряні для глибин 0...10 та 10...20 см. ГДК важких металів унормовані Гігієнічними регламентами допустимого вмісту хімічних речовин у ґрунті, затвердженими Наказом Міністерства охорони здоров'я України 14 липня 2020 року № 1595 [56].

Таблиця 3.1

Вміст важких металів, мг/кг (на основі даних [32, 33])

Метал	1 Цикалове	2 Мохначанський	3 Скрипаївський	4 ЗТЕС	ГДК	Фон
Fe	0,295	6,925	47,01	7,4		2
Mn	1,585	3,98	4,49	5,24	1500,0	43
Ni	0,01	0,065	0,105	2,7	4,0	1
Pb	0,755	1,005	1,235	0,93	32,0	0,5
Zn	0,23	1,38	0,245	5,3	23,0	1
Cd	0,01	0,01	0,01	0,16	1,5	
Co	0,46	0,44	0,405	2,5	5,0	0,5
Cr	0,025	0,01	0,295	0,06	6,0	1
Cu	0,26	0,045	0,19	2,4	3,0	0,5

Ґрунти вважаються забрудненими важкими металами, коли концентрація токсичних елементів вдвічі або втричі перевищує природний рівень. Дослідження показали, що ґрунти природоохоронних територій «Цикалове», «Мохначанський» та «Скрипаївський» містять надлишки цинку, а також виявлено підвищені рівні заліза у «Мохначанському» і «Скрипаївському», а хрому – у «Скрипаївському». Причиною особливо широкого розповсюдження забруднення цинком може бути його тенденція до техногенного розповсюдження, утворюючи зони забруднення, які за певної сили викидів можуть простягатися до 25 кілометрів.

Для локації Зміївської ТЕС вміст важких металів у ґрунтах вище фонового: цинк – у 3,77; кобальт у 2,9 разів; залізо в 4,22, мідь в 3,47 разів. Свинець, нікель, алюміній мають незначне перевищення.

3.3. Результати оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів

Важкі метали мають високу токсичність, тривале утримання та тривалу біодоступність. Вони вважаються основними шкідливими мікроелементами. Коли надмірна кількість важких металів потрапляє в ґрунтову матрицю, якість ґрунту має тенденцію до зниження через зниження продуктивності ґрунту. Крім того, вплив важких металів може становити загрозу для здоров'я людини. Наприклад, гострий і хронічний вплив миш'яку може спричинити серцево-судинні та інші системні захворювання. Забруднення ґрунту важкими металами стало серйозною проблемою в багатьох частинах світу.

Для розрахунку величини ризику за процедурою за формулами (2.1) – (2.3) в якості нормативних значень використані значення ГДК, наведені в [56] та значення токсичності важких металів, наведені в [47] (табл. 3.2). Для заліза ГДК та токсичність в ґрунті не нормується, тому з розрахунку ризику залізо виключене.

Таблиця 3.2

Нормативні значення та токсичність для важких металів

Метал	ГДК, C_n , мг/кг	Токсичність, Tr_i
Mn	1500,0	2
Ni	4,0	5
Pb	32,0	5
Zn	23,0	1
Cd	1,5	30
Co	5,0	30
Cr	6,0	2
Cu	3,0	5

Відповідно до процедури розрахунку за формулами (2.1) – (2.3) отримано наступні значення ризику для здоров'я, пов'язаного з впливом важких металів [57, 58].

В табл. 3.3. та графіку (рис. 3.2) представлені результати розрахунку ризику для локації "Цикалове". Значення RI складає 3,606749, що вказує на відносно низький ризик. Особливу увагу звертають кобальт та нікель, які мають вищі Ei_r порівняно з іншими металами.

Таблиця 3.3

Результати розрахунку ризику для локації «Цикалове»

Метал	Вміст металу, мг/кг	Коефіцієнт забруднення, Cif	Індекс потенційного ризику, Ei_r
Mn	1,585	0,001057	0,002113
Ni	0,01	0,0025	0,075
Pb	0,755	0,023594	0,117969
Zn	0,23	0,01	0,01
Cd	0,01	0,006667	0,2
Co	0,46	0,092	2,76
Cr	0,025	0,004167	0,008333
Cu	0,26	0,086667	0,433333
Індекс сукупного потенційного ризику, RI			3,606749

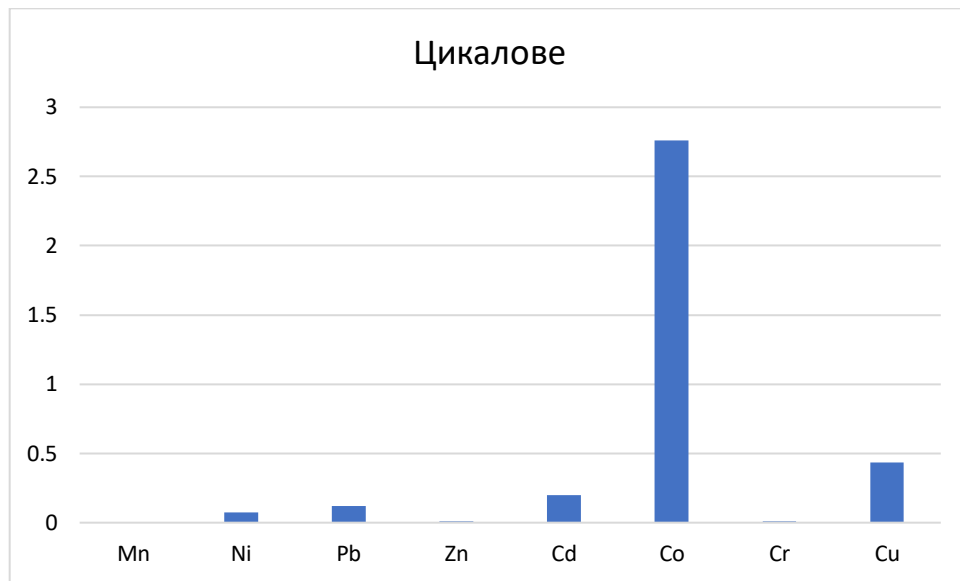


Рис. 3.2 – Розраховані величини ризику для локації «Цикалове».

В табл. 3.4 та графіку (рис. 3.3) представлено розраховані дані для "Мохначанський". Сукупний індекс ризику (RI) становить 3,465671. Спостерігається високий ризик від кобальту, подібно до попередньої локації.

Таблиця 3.4

Результати розрахунку ризику для локації «Мохначанський»

Метал	Вміст металу, мг/кг	Коефіцієнт забруднення, C_{if}	Індекс потенційного ризику, E_{ir}
Mn	3,98	0,002653	0,005307
Ni	0,065	0,01625	0,325
Pb	1,005	0,031406	0,157031
Zn	1,38	0,06	0,06
Cd	0,01	0,006667	0,2
Co	0,44	0,088	2,64
Cr	0,01	0,001667	0,003333
Cu	0,045	0,015	0,075
Індекс сукупного потенційного ризику, RI			3,465671

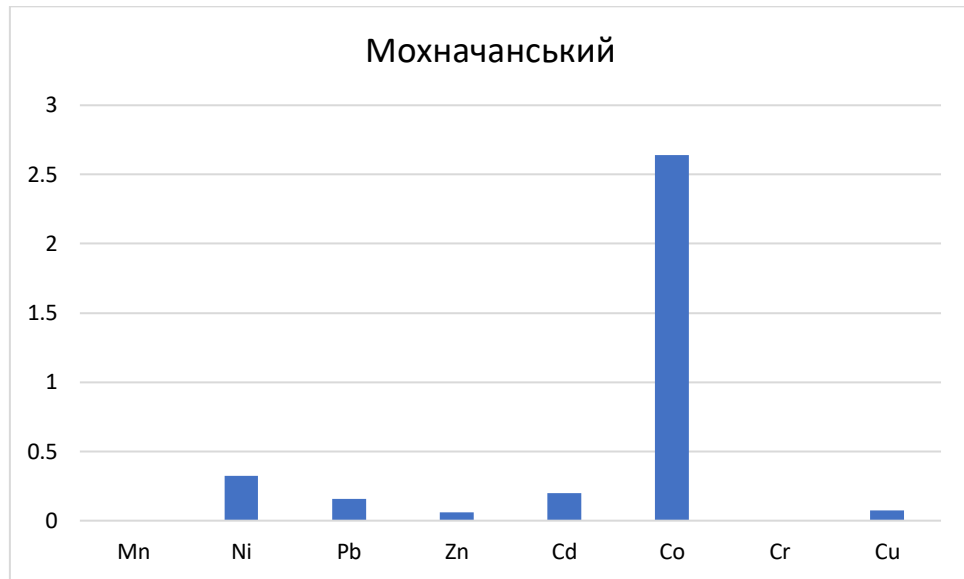


Рис. 3.3 – Розраховані величини ризику для локації «Мохначанський».

В таблиці 3.5 та графіку (рис. 3.4) наводяться дані для "Скрипаївський". Індекс сукупного потенційного ризику (RI) є 3,779608. Кобальт також є металом із значним E_i у цій локації.

Таблиця 3.5

Результати розрахунку ризику для локації «Скрипаївський»

Метал	Вміст металу, мг/кг	Коефіцієнт забруднення, C_{if}	Індекс потенційного ризику, E_i
Mn	4,49	0,002993	0,005987
Ni	0,105	0,02625	0,525
Pb	1,235	0,038594	0,192969
Zn	0,245	0,010652	0,010652
Cd	0,01	0,006667	0,2
Co	0,405	0,081	2,43
Cr	0,295	0,049167	0,098333
Cu	0,19	0,063333	0,316667
Індекс сукупного потенційного ризику, RI			3,779608

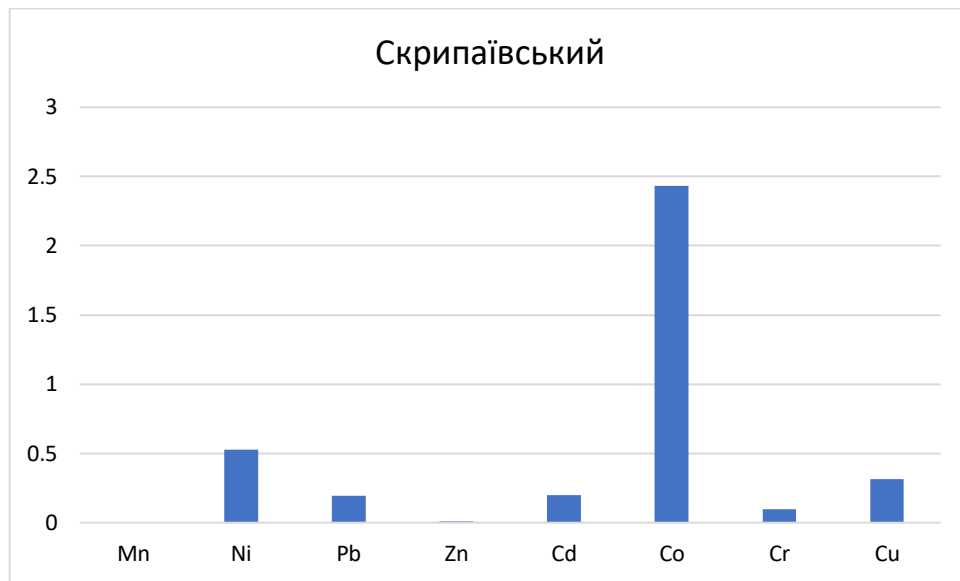


Рис. 3.4 – Розраховані величини ризику для локації «Скрипаївський».

Результати для локації "Зміївська ТЕС" (табл. 3.6) та графік (рис. 3.5) показують значно вищий ризик з $RI = 25,97773$. Високі значення Ci_f та Ei_r для кобальту та кадмію вказують на значний потенційний ризик.

Таблиця 3.6

Результати розрахунку ризику для локації «Зміївська ТЕС»

Метал	Вміст металу, мг/кг	Коефіцієнт забруднення, Ci_f	Індекс потенційного ризику, Ei_r
Mn	5,24	0,003493	0,006987
Ni	2,7	0,675	3,375
Pb	0,93	0,029063	0,145313
Zn	5,3	0,230435	0,230435
Cd	0,16	0,106667	3,2
Co	2,5	0,5	15
Cr	0,06	0,01	0,02
Cu	2,4	0,8	4
Індекс сукупного потенційного ризику, RI			25,97773

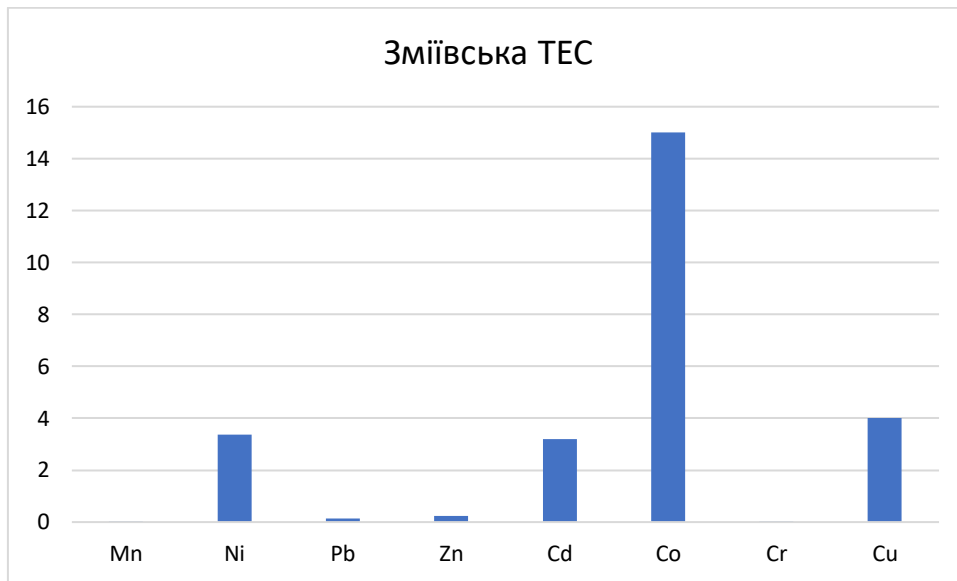


Рис. 3.5 – Розраховані величини ризику для локації «ЗТЕС».

Як видно з наведених розрахунків, усі досліджувані локації відносяться до категорії «слабкий потенційний екологічний ризик» та «слабкий сукупний екологічний ризик» (табл. 3.7) та графіку (рис. 3.6)

Таблиця 3.7

Характеристика ризику для досліджуваних локацій

Локація	Індекс сукупного потенційного ризику, <i>RI</i>	Характеристика ризику
«Цикалове»	3,606749	слабкий сукупний екологічний ризик
«Мохначанський»	3,628171	слабкий сукупний екологічний ризик
«Скрипаївський»	4,042108	слабкий сукупний екологічний ризик
Зміївська ТЕС	25,97773	слабкий сукупний екологічний ризик

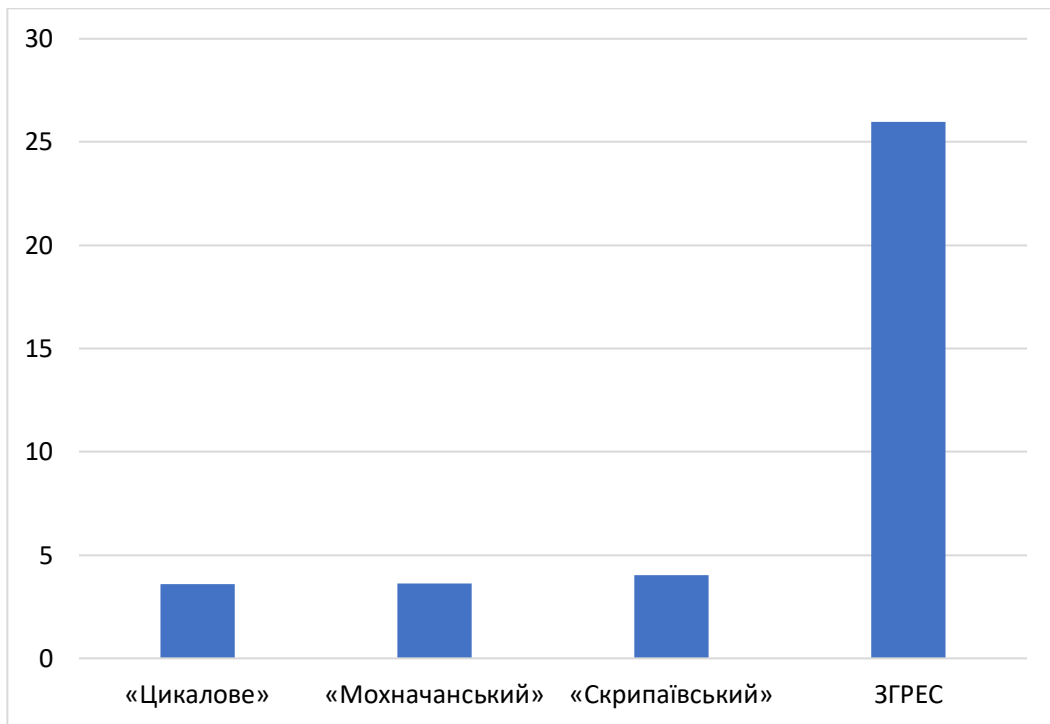


Рис. 3.6 – Розраховані величини ризику

В усіх локаціях кобальт та нікель часто мають вищі індекси потенційного ризику (E_{ir}), що може вказувати на потенційну небезпеку для здоров'я людини через тривале вплив цих металів. Локація "Зміївська ТЕС" має особливо високі ризики, що може вимагати додаткових заходів щодо очищення та контролю.

Методика оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів, розроблена згідно з моделлю Хакансона, дозволяє оцінити екологічний ризик на основі коефіцієнтів забруднення та токсичності важких металів. Дослідження, представлені в цьому документі, показують, що ґрунти деяких природоохоронних територій та локацій, зокрема "Цикалове", "Мохначанський", "Скрипаївський", а також Зміївська ТЕС, містять значні перевищення концентрацій важких металів порівняно з фоновими рівнями. Це вказує на потенційно високий ризик для здоров'я місцевого населення через довготривалу біодоступність та високу токсичність цих металів.

Підвищені рівні заліза, цинку, міді та інших металів у ґрунті можуть призводити до зниження його продуктивності та представляти пряму загрозу

здоров'ю людей через можливість накопичення в організмі та викликання серйозних захворювань, включаючи серцево-судинні та інші системні розлади.

З огляду на значення індексу сукупного потенційного ризику (RI), яке значно перевищує встановлені критерії для кількох локацій, нагальною є необхідність розробки та впровадження заходів з мінімізації впливу важких металів на ґрунт і здоров'я людей. Це включає ідентифікацію джерел забруднення, контроль за рівнями викидів та впровадження технологій для очищення забруднених ділянок.

ВИСНОВКИ

У роботі було проведено аналіз екологічного стану ґрунтів Зміївської громади. Використовуючи комплексний підхід до вивчення важких металів в ґрунті та їх вплив на екологічний ризик, були отримані наступні основні результати:

1) ґрунти природоохоронних територій «Цикалове», «Мохначанський» та «Скрипаївський» містять надлишки цинку, а також виявлено підвищені рівні заліза у «Мохначанському» і «Скрипаївському», а хрому – у «Скрипаївському». Причиною особливо широкого розповсюдження забруднення цинком може бути його тенденція до техногенного розповсюдження, утворюючи зони забруднення, які за певної сили викидів можуть простягатися до 25 кілометрів;

2) для локації Зміївської ТЕС вміст важких металів у ґрунтах вище фонового: цинк – у 3,77; кобальт у 2,9 разів; залізо в 4,22, мідь в 3,47 разів. Свинець, нікель, алюміній мають незначне перевищення;

3) загальний індекс сукупного потенційного ризику (RI) для локації "Цикалове" становить 3,606749;

4) загальний індекс сукупного потенційного ризику (RI) для локації "Мохначанський": становить 3,465671;

5) загальний індекс сукупного потенційного ризику (RI) для локації "Скрипаївський": на рівні 3,779608;

б) для локації "Зміївська ТЕС" характерний високий загальний індекс сукупного потенційного ризику (RI) у 25,97773, що свідчить про більш високий потенційний ризик для здоров'я у порівнянні з іншими локаціями.

В усіх локаціях кобальт та нікель часто мають вищі індекси потенційного ризику (Ei_r), що може вказувати на потенційну небезпеку для здоров'я людини через тривале вплив цих металів. Локація "Зміївська ТЕС" має особливо високі ризики, що може вимагати додаткових заходів щодо очищення та контролю.

Методика оцінки ризику для здоров'я через вплив важких металів, розроблена згідно з моделлю Хакансона, дозволяє оцінити екологічний ризик на основі коефіцієнтів забруднення та токсичності важких металів. Дослідження показує, що ґрунти деяких природоохоронних територій та локацій, зокрема "Цикалове", "Мохначанський", "Скрипаївський", а також Зміївська ТЕС, містять значні перевищення концентрацій важких металів порівняно з фоновими рівнями. Це вказує на потенційно високий ризик для здоров'я місцевого населення через довготривалу біодоступність та високу токсичність цих металів.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Крайнюков О., Кривицька І., Найдьонова О. Еколого-токсикологічна оцінка якості ґрунтів, які знаходяться під впливом Зміївської ТЕС. *Молодий вчений*. 2023.12 (124), 12-16. <https://doi.org/10.32839/2304-5809/2023-12-124-22>.
2. Кривицька І. А., Крайнюков О. М. Принципи та методи діагностики та моніторингу важких металів у ґрунті урбанізованих територій. *Міжнародний науковий журнал «Інтернаука»*. 2023. № 12 (146). С. 9–12. DOI: <https://doi.org/10.25313/2520-2057-2023-12>
3. Крайнюков О. М., Хоменко А. С., Крайнюков А. О. Еколого-токсикологічна оцінка якості ґрунтів в межах впливу нафтопереробного підприємства. *Молодий вчений*. 2020. № 1. С. 113–119. DOI: <https://doi.org/10.32839/2304-5809/2020-1-77-25>
4. Крайнюков О. М., Мірошніченко І. М., Сябрук О. М., Гладкіх Є. О. Вплив нафтового забруднення на перебіг змін властивостей чорнозему та його фітотоксичність. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2022. Вип. 57. С. 296–306. DOI: <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-57-22>.
5. Вакерич М. М., Кишко К. М., Гедзур Т. І., Глюдзик-Шемота М. Ю. Ґрунтознавство. *Навчально-методичний посібник*. Ужгород, 2022. 94 с.
6. Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О., Рибак М. Ф. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії: *підручник*. / за редакцією В.П.Гудзя.– Київ: Центр учбової літератури, 2007. 408с.
7. Лактіонов М. І. Агроґрунтознавство : *навч. посібник*. Харк. держ. аграр. ун-т. ім.В.В.Докучаєва. Харків: Видавець Шуст А.І. 2001. 156 с.
8. Стан родючості ґрунтів України та прогноз його змін за умов сучасного землеробства. / за ред. В.В.Медведєва. Харків: Штрих, 2001. 100 с.
9. Ігнатенко О. Ф., Капшик М. В., Петренко Л. Р., Вітвицький С. В. Ґрунтознавство з основами геології: *навч. посібник*. Київ: Оранта, 2005. 648 с.

10. Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Ґрунтознавство: *підручник*. Чернівці: Книги ХХІ. 2003. 400 с.
11. Родючість ґрунтів: моніторинг та управління / за ред. В.В. Медведєва. Київ: Урожай. 1992. 248 с.
12. Гудзь В. П., Лісовал А. П., Андрієнко В. О. Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії. Київ: Вища школа. 1995. 310 с.
13. Wander M. Measures of Soil Biology and Biological Activity / M.Wander. *Agriculture*. 2009. № 10. P. 15-21.
14. Лісовал А. П. Система використання добрив. Київ: Вид-во АПК. 2002. 350 с.
15. Гнатенко О. Ф., Петренко Л. Р., Капштик М. В., Вітвицький С. В. *Практикум з ґрунтознавства*. Київ: НАУ. 2002. 230 с.
16. Мислива Т. М., Трембіцький В. А. Важкі метали у ґрунтах агроландшафтів Житомирського Полісся: *Агроекологічний журнал*. 2009. №4 С. 30-35.
17. Harbhajan S. *Mycoremediation*. A John Wiley & Song, Inc. 2005. P. 592.
18. Котвицька І. М. Важкі метали в ґрунтах київського мегаполісу. *Пошукова та екологічна геохімія*. 2003. №2-3. С. 79-81.
19. Дядькова К. Л., Козловський В. І. Важкі метали в ґрунтах зелених зон міста Мелітополя (Запорізька область, Україна). *Ґрунтознавство*. 2012. № 1-2. С. 79-83.
20. Волощинська С. С. Важкі метали в ґрунтах урбоєкосистеми м. Ковеля. *Науковий вісник Чернівецького університету*. 2012. №4. С. 145-148.
21. Чорний І. Б. *Географія ґрунтів з основами ґрунтознавства*. Київ: Вища школа. 1995. 216 с.
22. Мусієнко М. М. *Фізіологія рослин*. Київ: Либідь. 2005. 808 с.
23. Крикунов В. Г. *Ґрунти і їх родючість*. Київ: Вища школа. 1993. 287с.
24. Ніколайчук В. І., Білик П. П. *Ґрунтознавство. Частина І (утворення, склад, властивості ґрунтів)*. Ужгород «Патент», 2000. 238 с.

25. Ніколайчук В. І., Білик П. П., Матвієць О. Г., Кишко К. М. Грунтознавство. Частина II Генезис, класифікація та сільськогосподарське використання ґрунтів. Ужгород. 2004. 284 с.

26. Скиба Е. Е., Семчук Я. М. Дослідження впливу капілярного підняття підземних вод на розповсюдження нафтового забруднення в ґрунтах. *Науковий вісник Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу*. 2011. №4 (30). С. 77-81.

27. Назаренко І. І., Польчина С. М., Нікорич В. А. Грунтознавство : навчальне видання. Чернівці. 2004. 400 с.

28. Родючість ґрунтів: моніторинг та управління / за ред. В. Медведєва. Київ: Урожай. 1992. 244 с.

29. Gradova N. B. Use of Bacteria of the Genus *Azotobacter* for Bioremediation of Oil-Contaminated Soils. *Applied Biochemistry and Microbiology*. 2003. V. 39. № 3. P. 279-281.

30. Rusk A., Hamon R., Stevens D., Mclaughlin J. Adaptation of soil biological nitrification to heavy metals. *Environ. Scien. and Technol.* 2004. № 47. P. 3092–3097.

31. Kucharski J. Jastrzebska E., Wyzkowska J., Hlasko A. Effect of pollution with diesel oil and leaded petrol on enzymatic activity of the soil. *Zesz. Probl. Postep. Nauk.* 2000. Vol. 472. P. 457–464.

32. Гололобова О. О., Максимова Г. А. Оцінка техногенного навантаження на природне середовище за допомогою комплексних показників забруднення. *Охорона довкілля: збірник наукових праць VIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань*. Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2012. С. 27–32.

33. Гололобова О. О., Пасько М. А. Екологічний стан ґрунтів у природоохоронних ландшафтах Зміївського району Харківської області (на прикладі лісових заказників «Мохначанський», «Скрипаївський» та ботанічного заказника «Цикалово»). *Охорона довкілля: зб. наук. статей XI*

Всеукраїнських наукових Галіївських читань. Харків: ХНУ ім. В. Н. Каразіна, 2015. С. 149–153.

34. Ботанічний заказник «Цикалове». [Електронний ресурс]. Режим доступу: URL: <https://www.wikiwand.com/uk/Цикалове>

35. Лісовий заказник «Скрипаївський». [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://www.wikiwand.com/uk/Скрипаївський_заказник

36. Лісовий заказник «Мохначанський». [Електронний ресурс]. Режим доступу: https://www.wikiwand.com/uk/Мохначанський_заказник

37. ДСТУ 4287:2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. [Чинний від 2004-04-30]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2005. 9 с.

38. ДСТУ 4770.1:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук марганцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

39. ДСТУ 4770.2:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

40. ДСТУ 4770.3:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

41. ДСТУ 4770.4:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук заліза в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

42. ДСТУ 4770.5:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кобальту в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

43. ДСТУ 4770.6:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

44. ДСТУ 4770.7:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук нікелю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

45. ДСТУ 4770.8:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук хрому в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

46. ДСТУ 4770.9:2007 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії. [Чинний від 2007-04-28]. Вид. офіц. Київ. Держспоживстандарт України. 2007.

47. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Research. 1980. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).

48. Long Z., Huang Y., Zhang W., Shi Z., Yu D., Chen Y. et al. Effect of different industrial activities on soil heavy metal pollution, ecological risk, and health risk. Environmental Monitoring and Assessment. 2021. 193(1), 20. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08807-z>

49. Mohammadi A., Zarei A., Esmailzadeh M., Taghavi M., Yousefi M., Yousefi Z., et al. Assessment of Heavy Metal Pollution and Human Health Risks Assessment in Soils Around an Industrial Zone in Neyshabur Iran. Biological Trace Element Research, 2020. 195(1), 343–352. <https://doi.org/10.1007/s12011-019-01816-1>

50. Екологічний паспорт ТОВ «Кронекс-Україна». Зміїв, 1999. 43 с.

51. Жемеров О. О., Мачача Н. І., Лікарева І. Ю. Фізична географія Харківської області: *навч. посібник* / за ред. О.О. Жемерова. Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна. 1993. 96 с.

52. Довідник з агрохімічного та агроекологічного стану ґрунтів України. Київ: Урожай. 1994. 333 с..

53. Кисіль В. І. Вплив забруднення на стан земельних ресурсів. Земельні ресурси України. Київ: Аграрна наука. 1998. С. 36-65.

54. Мірошніченко М. М. Стійкість ґрунту як основа педоекологічного нормування забруднення: автореф. дис. на здоб. наук, ступеня д-ра біол. наук: спец. 03.00.18 «Ґрунтознавство» М. Мірошніченко. Харків. 2005. 38с.

55. Фатєєв А. І. Відновлення родючості техногенного забруднення ґрунтів : Історія і сучасність ґрунтознавства і агрохімії в Україні / А. І. Фатєєв, М. М. Мірошніченко, Я. В. Пащенко, В. Л. Самохвалова; за ред. Б.С. Носка. Харків. 2006. С. 176-183.

56. Гігієнічні регламенти допустимого вмісту хімічних речовин у ґрунті, затвердженими Наказом Міністерства охорони здоров'я України 14 липня 2020 року № 1595, Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 31 липня 2020 р. за № 722/35005. Офіційний вісник України від 18.08.2020. 2020 р., № 64, стор. 107, стаття 2084, код акта 100354/2020.

57. Некос А. Н., Безсонний В. Л., Захарова М. А., Солдатенко М. А. Оцінка екологічного ризику, обумовленого забрудненням ґрунтів. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2024*: зб. мат. XXVI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 17-18 квітня 2024 року). Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2024. С. 96–98.

58. Безсонний В. Л., Некос А. Н., Гололобова О. О., Солдатенко М. А. Оцінка ризику для здоров'я через забруднення ґрунтів важкими металами. *Актуальні проблеми та перспективи розвитку охорони праці, безпеки життєдіяльності та цивільного захисту*: матер. VI Міжнародної наук.-практ. конф. Одеса: ОДАБА, 2024. С 141–144.