

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
Міністерство освіти і науки України

Національний науковий центр
«Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського»
Національна академія аграрних наук України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

Кривицька Іветта Анатоліївна

УДК 631.416.8

ДИСЕРТАЦІЯ

Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами
в урбанізованих ландшафтах Приазов'я

03.00.18 – ґрунтознавство

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело.

_____ І. А. Кривицька

Науковий керівник Мірошніченко Микола Миколайович, доктор біологічних
наук, старший науковий співробітник

Харків – 2020

АНОТАЦІЯ

Кривицька І. А. Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами в урбанізованих ландшафтах Приазов'я. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.18 «Ґрунтознавство» (Біологічні науки). – Харківський національний університет ім. В. Н. Каразіна МОН України. – Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» НААН, Харків, 2020.

Метою досліджень було наукове обґрунтування удосконалення моніторингу забруднення важкими металами ґрунтів урбанізованих територій Приазов'я з використанням комплексу хіміко-аналітичних та біодіагностичних методів. Дослідження проводили на території міст Бердянськ і Маріуполь, які розташовані в приморській частині Приазовської похилої розчленованої акумулятивно-денудованої рівнини та берегової смуги узбережжя Азовського моря, долин нижньої течії річок Берда і Кальміус. Урболандшафти міста Маріуполь знаходяться під сумісним впливом таких потужних джерел емісії важких металів, як ПрАТ «Маріупольський металургійний комбінат ім. Ілліча», ПрАТ «Металургійний комбінат «Азовсталь», коксохімічний комбінат ВАТ «Маркохім», а також локальних стаціонарних та пересувних забруднювачів місцевої інфраструктури, що створює надзвичайно високий рівень техногенного навантаження на усі компоненти природного середовища в місті, у тому числі й на ґрунти. Місто Бердянськ також тривалий час розвивалося як промисловий та торговельний центр, але кількість викидів до атмосфери зі стаціонарних джерел є на два порядки меншою, ніж у Маріуполі, та продовжує знижуватися.

Дослідження проводили за методом ключів-аналогів на моніторингових площадках, розташованих в різних за функціональним призначенням зонах міст, у місцях попередніх обстежень ґрунтового покриву, проведених у 2002 – 2003 роках. Основний фактичний матеріал було одержано впродовж 2012 – 2018 років. На обраних площадках відбирали репрезентативні проби ґрунту, в яких визначали вміст рухомих (витяжка ацетатно-амонійного буферного розчину з рН 4,8) та міцнофіксованих (витяжка 1 н НСl) форм Zn, Cd, Co, Ni, Fe, Mn, Cr, Cu, Pb, водорозчинних солей, а також показники, що характеризують буферні властивості ґрунту – рН та вміст гумусу. У пробах злакових трав на моніторингових площадках також визначали вміст вищезазначених важких металів.

З метою об'єктивізації оцінки ступеня небезпеки техногенного забруднення визначали фітотоксичні властивості ґрунту для вищих рослин. Для цього було розроблено методичний підхід, який дозволив зробити узагальнену оцінку за використання двох тест-культур, а саме: кукурудзи *Zea mays L.* як представника однодольних злаків, та редьки посівної *Raphanus sativus L.* як представника дводольних (евдикоти) широколистяних рослин. У зв'язку із можливим дисбалансом ростових процесів на ранніх стадіях розвитку рослин під впливом забруднення, що виражається у порушенні співвідношення коренів та паростків, у загальній оцінці фітотоксичності ґрунту враховано ступінь дисбалансу росту.

Показано, що для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів слід використовувати показник «ступінь забрудненості ґрунтів» відповідно до визначених рівнів пригнічення ростових процесів, кількісна характеристика якого виражається коефіцієнтом забрудненості ґрунтів ($K_{зг}$), при цьому коефіцієнт забрудненості ґрунтів диференціюють за рівнями пригнічення ростових процесів.

Ґрунтовий покрив Бердянська та Маріуполя має високу природну та антропогенно спричинену неоднорідність. У структурі ґрунтового покриву підвищеної частини цих міст переважають чорноземи звичайні малогумусні в

комплексі зі слабо солончакуватими різновидами, які здатні акумулювати значну кількість важких металів у профілі. У низинній частині переважають дернові малорозвинені ґрунти піщаного, глинисто-піщаного і супіщаного складу в комплексі зі слабо гумусованими пісками, які є дуже мало насиченими важкими металами через схильність до «скидання» їх у підґрунтові води вже за слабого забруднення. Через ці обставини першочерговому захисту від техногенного забруднення підлягають малобуферні ґрунти низинної частини міст. Виявлено, що максимум рухомих і потенційно доступних (міцно зв'язаних) форм Zn, Cu, Pb, Co, Mn, Fe, Cr, Ni, Cd припадає на верхню частину профілю, але також спостерігається їхнє накопичення в горизонтах акумуляції карбонатів.

Встановлено, що регіональною особливістю ґрунтів у районі досліджень є високий загальний вміст в них мікроелементів, обумовлений такими чинниками, як карбонатність профілю і слабо лужна реакція середовища, з одного боку, та природна збагаченість приморських геохімічних ландшафтів і вплив техногенної емісії важких металів – з іншого. На підставі статистичної обробки та узагальнення усього доступного обсягу інформації щодо мікроелементного складу ґрунтів розраховано фоновий вміст їх рухомих форм, який складає для Zn – $0,81 \pm 0,11$ мг/кг, Cd – $0,19 \pm 0,02$ мг/кг, Ni – $1,48 \pm 0,59$ мг/кг, Co – $1,37 \pm 0,23$ мг/кг, Fe – $2,53 \pm 0,31$ мг/кг, Mn – $10,7 \pm 3,8$ мг/кг, Pb – $1,87 \pm 0,72$ мг/кг, Cu – $0,45 \pm 0,13$ мг/кг. Це значно вище за середній вміст рухомих форм Zn, Co, Fe, але нижче за вміст рухомого Mn у ґрунтах степової зони України.

Встановлено, що в межах урбанізованих територій міст Маріуполь та Бердянськ статистичний розподіл даних про вміст важких металів у ґрунті відрізняється від нормального, а здебільше має логнормальний характер через наявність локальних техногенних аномалій. Для загальної характеристики рівня техногенного забруднення на території міст запропоновано розраховувати урбанізований фон як середнє геометричне значення вмісту рухомих форм важких металів у верхньому шарі ґрунтів, що дозволяє врахувати їхню

буферність та порівняти із природним фоном. Урбанізований фон ґрунтів Маріуполя для рухомих форм Zn складає 5,2 мг/кг, Cd – 0,28 мг/кг, Ni – 2,50 мг/кг, Co – 2,08 мг/кг, Fe – 5,5 мг/кг, Mn – 23,1 мг/кг, Pb – 8,7 мг/кг, Cu – 0,77 мг/кг, Cr – 0,71 мг/кг, що відповідає формулі $Zn_{6,3}Pb_{4,1}Mn_{2,6}Fe_{2,3}Cu_{2,0}Co_{1,6}Cd_{1,5}Ni_{1,4}$ відносно їх природного фонового вмісту. Урбанізований фон ґрунтів Бердянська щодо рухомих форм Zn дорівнює 3,3 мг/кг, Cd – 0,12 мг/кг, Ni – 0,91 мг/кг, Co – 1,04 мг/кг, Fe – 2,2 мг/кг, Mn – 16,7 мг/кг, Pb – 4,5 мг/кг, Cu – 0,62 мг/кг, Cr – 0,85 мг/кг, що за відносним перевищенням природного фону складає $Zn_{4,1}Pb_{2,8}Mn_{1,3}Cu_{1,2}Cd_{1,2}Ni_{1,2}Fe_{1,1}Co_{1,1}$.

Зроблено висновок, що через високий ступінь неоднорідності ґрунтового покриву урболандшафтів та перекриття впливу різних джерел емісії забруднюючих речовин для одержання об'єктивної характеристики змін стану міських ґрунтів необхідні систематизовані в просторі і часі спостереження. Сформовано репрезентативну мережу моніторингових ділянок на території Бердянська та Маріуполя, які представляють землі різного функціонального призначення, ґрунти різної буферності та ступеня техногенного забруднення. Встановлено, що наслідки господарської діяльності простежуються у стані ґрунтів цих міст вже за п'ятирічний період, причому може спостерігатися як концентрація важких металів, так і їх розсіювання. У зв'язку з інтенсивною діяльністю підприємств чорної металургії та інших джерел емісії важких металів у Маріуполі на землях промисловості, в житлових кварталах і парках міста рівень сумарного забруднення збільшився на 8 – 18 %. У першу чергу це пов'язано з накопиченням цинку, марганцю і свинцю, вміст рухомих форм яких на окремих площадках перевищує гранично-допустимий рівень. У промислових зонах Бердянська відбувається поступове зниження рівня забруднення ґрунтів, а в зонах житлової забудови, культурно-адміністративних місцях і, особливо, об'єктах рекреації – їх накопичення.

На відміну від паркових зон, що віддалені від найбільших джерел емісії забруднюючих речовин, на усіх селітебних ділянках міста Маріуполь виявлено фітотоксичні властивості ґрунтів. На більшості моніторингових площадок

поблизу промислових підприємств та на території міської забудови спостерігається фітотоксичний ефект на рівні 30 % - вого пригнічення ростових процесів. Найбільшою мірою негативний вплив техногенного забруднення на тест-культури проявляється навколо комбінату «Азовсталь», де внаслідок накопичення, в першу чергу, рухомих сполук цинку та марганцю в ґрунті майже вдвічі (на 40 – 50 %) уповільнюються ростові процеси вищих рослин.

В межах міста Маріуполь виявлено об'єкти рекреації, де в першу чергу необхідно проводити заходи з детоксикації ґрунтів для збереження належного стану зелених насаджень.

Підвищена фітотоксичність ґрунтів в урболандшафтах Маріуполя може бути пов'язана не тільки із накопиченням окремих важких металів (Mn, Zn, Ni, Pb, Cr), але й мінеральних солей та інших речовин, а також із підвищенням рН до 9,2 – 9,3. Через ці обставини для ґрунтів міських урболандшафтів, що знаходяться під сукупною дією різних забруднювачів, недостатньо оцінювати рівень забруднення тільки за перевищенням вмісту важких металів, а необхідно доповнювати методи хіміко-аналітичних досліджень методами біодіагностики, зокрема фітотоксичності. Це збільшує об'єктивність діагностування забруднення, забезпечує інтегральну оцінку його впливу на рослини та підвищує рівень надійності моніторингу ґрунтів в урболандшафтах.

Сформульовано основні методичні підходи до організації моніторингу ґрунтів урбанізованих територій, які включають: врахування місцевого геохімічного фону, функціонального призначення земель, різної буферності ґрунтів, полікомпонентного характеру забруднення та його фітотоксичної дії, оцінку ступеня геоморфологічної та літологічної однорідності, пріоритетний вибір місць спостережень в геохімічно підпорядкованих елементах ландшафту на місцях з відкритим ґрунтовим покривом, диференційована періодичність вимірювань показників, суміщення даних хіміко-аналітичного контролю та біодіагностики.

Ключові слова: ґрунти, урбанізовані території, забруднення, важкі метали, фоновий вміст, моніторинг, біодіагностика.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

1. Мірошниченко М. М., Кривицька І. А. Фітотоксичність міських ґрунтів в урболандшафтах міста Маріуполь. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2016. Вип. 87. С. 6 – 11 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, підготовка статті до друку).

2. Кривицька І. А. Екотоксикологічна оцінка якості ґрунтів м. Маріуполь. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Біологія»*. 2017. Вип. 29. С. 175 – 181.

3. Мирощниченко Н. Н., Кривицкая И. А., Гладких Е. Ю. Мониторинг тяжелых металлов в городских почвах в условиях различной техногенной нагрузки. *Экологический вестник*. 2017. № 2 (40). С. 87 – 93 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх статистичний аналіз, підготовка статті до друку).

4. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Удосконалення способу визначення ступеня забрудненості ґрунтів методом біотестування. *Вісник ЗГУ. Біологічні науки*. 2018. №. 1. С. 83 – 90 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка статті до друку).

5. Кривицька І. А. Біологічний моніторинг ґрунтів рекреаційних зон м. Маріуполь. *Екологічні науки*. 2019. № 1(24). С. 66 – 70. Doi:10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-11.

6. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Еколого-токсикологічна оцінка впливу хімічного підприємства на ґрунтовий покрив. *Екологія та ноосферологія*. 2019. № 30 (1). С. 39 – 43. Doi:10.15421/031907 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка статті до друку).

7. Кривицька І. А. Вплив підприємства машинобудівельного профілю на екологічний стан ґрунтового покриву суміжних територій. *Екологічні науки*. 2019. № 2(25). С. 89 – 93. Doi: 10.32846/2306-9716-2019-2-25-13.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

8. Miroshnychenko M., Krivitska I., Hladkikh Ye. Monitoring of Urban Soil Contamination under Various Technogenic Impact: Comparison of Two Seaside Cities / EGU General Assambly 2017. Geophysical Research Abstracts. Vol. 19. EGU2017-323 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка абстракту).

9. Мірошніченко М. М., Круглов О. В., Кривицька І. А. Комплексний моніторинг забруднення ґрунтового покриву урбанізованої території (на прикладі міста Маріуполь). Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (12 березня 2019 р., м. Київ). 2019. С. 110 - 111 (отримання даних про вміст забруднювачів та фітотоксичність ґрунту, узагальнення матеріалів).

10. Kryvytska I. A., Sayarina I. A., Cherkashyna N. I. The impact of «Azovstal» ironworks on the soil in Mariupol city. Охорона довкілля: зб. наукових статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (16 – 17 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 178 – 179 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка статті до друку).

11. Кривицька І. А., Тонкошкур Н. О. Фітотоксичні властивості ґрунтового покриву міста Вовчанськ. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 94 – 97 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).

12. Кривицька І. А., Чижик Н. В. Визначення фітотоксичних властивостей ґрунтів придорожніх територій Шевченківського району м. Харків. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені

В. Н. Каразіна, 2018. С. 99 – 102 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).

13. Кривицька І. А., Якушева А. В. Оцінка забруднення важкими металами ґрунтів придорожніх ділянок саду імені Т. Г. Шевченка. Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво: зб. тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення екологічного факультету. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 235-237. (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

14. Кривицька І. А., Черкашина Ю. Ю., Чижик Н. В. Екологічна оцінка забруднення ґрунтів м. Дергачі Харківської області важкими металами. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19 – 22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 63 – 64 (проведення натурних та аналітичних досліджень, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

15. Кривицька І. А., Пантюх О. В. Екотоксикологічна оцінка ґрунтів різних функціональних зон м. Зіньків Полтавської області. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 55 – 57 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

16. Кривицька І. А., Пшенічна А. А. Оцінка рівня забруднення ґрунтів та рослинності у зоні Аульської хлорпереливної станції. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 58 – 59 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).

17. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення токсичності ґрунтів промислових територій м. Маріуполь. Охорона довкілля: зб. наукових статей XI

Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 169 – 172 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

18. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Екотоксикологічна оцінка лугопарку ім. Гурова (м. Маріуполь Донецької області). Охорона довкілля: зб. наукових статей XI Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 163 – 165 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).

19. Кривицька І. А., Бехтер А. А. До питання організації рекреаційних зон на урбанізованих територіях задля збереження біорізноманіття / Матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2014. С. 18–23 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).

20. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Оцінка екологічної цінності та оптимальності форми рекреаційних зон міста Маріуполь Донецької області. Проблеми екологічної безпеки: матеріали конференції. Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. К., 2014. С. 38 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів).

21. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення індексу інтегральної фітотоксичності антропогенно перетворених ґрунтів (на прикладі м. Маріуполь). Охорона довкілля: матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна. С. 235–239 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).

22. Кривицька І. А., Якушева А. В. Флуктуюча асиметрія як один із методів біоіндикації для виявлення рівня забруднення ландшафтно-рекреаційних територій міста Харкова. Охорона довкілля: матеріали X Всеукраїнських

наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна. С. 295–298 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

23. Кривицька І. А., Гартнер В. Ю. Порівняння особливостей накопичення хімічних елементів у овочевій продукції, що вирощена в умовах урбоєкосистем та сільськогосподарських систем Закарпатської області / Матеріали XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (19-23 вересня 2011 р). Львів, 2011. С. 156–162 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).

24. Кривицька І. А., Самойленко М. О. Особливості хімічного складу рослинної продукції, що вирощується на різних геоморфологічних рівнях великого міста. Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України: зб. ст. IV науково-практичної конференції. Запоріжжя, 2008. С. 198-200 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, підготовка статті до друку).

Наукові праці, які додатково відображують наукові результати дисертації

25. Miroshnychenko M., Krivitska I., Hladkikh Ye., Zakharova M. Dynamic of soil contamination in the cities with different technogenic impact. Journal of Soil Science and Plant Health. 2018. Vol. 2. Iss. 3. P. 1-5. DOI: 10.4172/JSPH.1000117 (проведення натурних та аналітичних досліджень, обговорення результатів, підготовка статті до друку).

26. Кривицька І. А., Іванов О. В., Стріян К. О. Екологічна оцінка антропогенно перетворених ґрунтів м. Харкова. Young Scientist. 2018. 4 (56). С. 395 – 399 (розробка методології досліджень, узагальнення результатів).

27. Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів / О. М. Крайнюков, І. А. Кривицька: пат. 113560 України: МПК G01KN933/24. № у 2016 05283; заявл. 16.05.16 ; опубл. 10.02.17, Бюл. № 3 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, аналіз патентної бази по тематиці дослідження).

28. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Стан нормативно-правового забезпечення оцінки екологічної небезпеки вуглеводневого забруднення компонентів екосистеми. Молодий вчений. 2017. №1. С. 29–32 (проведення аналізу сучасної правової документації з екологічної безпеки, підготовка статті до друку).

29. Природный и антропогенный фон микроэлементов в черноземах обыкновенных Приазовья и Нижнего Дона / Т. М. Минкина, Н. Н. Мирошниченко, А. И. Фатеев, Г. В. Мотузова, И. А. Кривицкая. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2012. № 3–4 С. 96 – 102 (статистичний аналіз даних, підготовка статті до друку).

30. Кривицька І. А., Крайнюков А. О. Моделювання взаємозв'язку даних біотестування і аналітичного контролю в технологіях системного екологічного аналізу. Євроінтеграція екологічної політики України: зб. наук. праць. Одеса, 2019. С. 64–65 (узагальнення експериментальних даних, оформлення висновків).

31. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Оцінка екологічного стану антропогенно перетворених ґрунтів. Сучасні тенденції розвитку освіти й науки : проблеми та перспективи: зб. наук. праць / [упорядник Ю. І. Колісник-Гуменюк]. Київ–Львів–Бережани–Гомель, 2019. Вип. 4: в 2-х томах. Т. 1. С. 248–253 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).

32. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Апробація методик біотестування задля встановлення максимально допустимих концентрацій. Біологічні дослідження: зб. наукових праць. Житомир, 2019. С. 329-330 (отримання експериментальних даних та їх узагальнення).

33. Некос А. Н., Пелихатый Н. М., Крайнюков А. Н., Буц Ю. В., Уткина К. Б., Кривицкая И. А. Современные экологические исследования на территории Украины: состояние и перспективы. Экологические проблемы. Евразийское пространство: монография / под ред. В. А. Садовниченко и др. (серия:

«Евразийские университеты XXI века»). М., 2014. С. 364–379 (частина розділу з досліджень стану ґрунтового покриву за допомогою біотестування).

34. Яковенко М. Г., Зазимко О. І., Россіхін В. В., Кривицька І. А. Людина та забруднення навколишнього середовища. Наукові праці Чорноморського державного університету імені Петра Могили. Сер. Техногенна безпека. 2013. Т. 210, вип. 198. С. 66–69 (аналіз сучасних наукових досліджень, формулювання висновків).

SUMMARY

I. A. Krivitska Diagnostics and monitoring of soil contamination by heavy metals in the urbanized landscapes of the Azov Sea. – Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Thesis for a candidate degree in biological sciences, specialty 03.00.18 "Soil Science" (Biological Sciences). – Kharkiv National University named after V. N. Karazin MES of Ukraine. – National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry named after O. N. Sokolovsky" NAAN, Kharkiv, 2019.

The purpose of the research was to provide scientific substantiation for improving the monitoring of soil contamination by heavy metals in the natural, urban and technogenic landscapes of the Azov Sea with the use of a complex of chemical-analytical and biodiisciplinary methods. The research was carried out on the territory of the cities of Berdyansk and Mariupol, which are located in the seaside part of the Priazovsky sloping dismembered cumulatively-denuded plain and the coastal zone of the Azov Sea, the valleys of the lower reaches of the Bering and Kalmius rivers. Urban landscapes of the city of Mariupol are under the joint influence of such powerful sources of emissions of heavy metals as PJSC "Mariupol Metallurgical Combine named. Ilyich Iron and Steel Works, Azovstal Iron and Steel Works, Coke Chemical Plant of Markokhim OJSC, as well as local stationary and mobile pollutants of local infrastructure, which creates an extremely high level of man-

caused load on all components of the natural environment in the city, including soils. The city of Berdyansk also developed for a long time as an industrial and commercial center, but the amount of emissions into the atmosphere from stationary sources is two orders less than in Mariupol, and continues to decline.

The research was carried out using the key-analog method on monitoring sites located in different functional areas of cities, in the sites of preliminary soil coverings conducted in 2002-2003. The main factual material was obtained during 2012 – 2018. Representative sites were selected on selected sites. Samples of soil, in which the content of moving (extracting acetate-ammonia buffer solution with pH 4.8) and fixed-fixation (extract 1 n HCl) forms of Zn, Cd, Co, Ni, Fe, Mn, Cr, Cu, Pb, water soluble salts were determined, as well as indicators characterizing the buffer. The soil properties are pH and humus content. In the samples of cereal grasses on the monitoring sites, the content of the above-mentioned heavy metals was also determined.

In order to objectivize the assessment of the degree of danger of technogenic pollution, soil samples were used to determine phytotoxicity for higher plants. For this purpose, a methodological approach was developed that allowed a generalized assessment of the use of two test cultures, namely: maize *Zea mays* L., as a representative of cereals, and radish *Raphanus sativus* L. as a representative of broadleaved plants. In connection with the possible imbalance of growth processes in the early stages of plant development under the influence of pollution, which is expressed in violation of the ratio of roots and sprouts, in the overall assessment of soil phytotoxicity, the degree of imbalance of growth is taken into account.

It has been shown that in order to assess the risk of soil contamination, the "degree of soil contamination" should be used in accordance with certain levels of inhibition of growth processes, the quantitative characteristics of which are expressed by soil contamination coefficient, while the soil contamination coefficient is differentiated by the levels of inhibition of growth processes.

The ground cover of Berdyansk and Mariupol has a high natural and anthropogenically induced heterogeneity. In the structure of the soil cover of the

elevated part of these cities prevailing chernozems are usually low-humus in a complex with weakly saline species that are able to accumulate a significant amount of heavy metals in the profile. In the lowland part, turf is poorly developed soils of sand, clay-sand and sandy composition in a complex with poorly humus sand, which is very poorly saturated heavy metals due to the tendency to "discharge" them into groundwater for already weak pollution. Due to these circumstances, first-rate protection against industrial pollution is subject to low-buffer soils in the lower part of the cities. It was found that the maximum of mobile and potentially accessible (strongly bonded) forms of Zn, Cu, Pb, Co, Mn, Fe, Cr, Ni, Cd falls on the upper part of the profile, but also their accumulation in the accumulation horizons of carbonates.

It was established that the regional feature of soils in the research area is the high total content of microelements in them, due to factors such as carbonate profile and weakly alkaline reaction of the medium, on the one hand, and the natural enrichment of the coastal geochemical landscapes and the influence of man-made emissions of heavy metals, on the other. On the basis of statistical processing and generalization of all available information on the microelement composition of soils, the background content of their rolling forms is calculated, which is equal to Zn $0,81 \pm 0,11$ mg/kg, Cd $0,19 \pm 0,02$ mg/kg, Ni – $1,48 \pm 0,59$ mg/kg, Co – $1,37 \pm 0,23$ mg/kg, Fe – $2,53 \pm 0,31$ mg/kg, Mn – $10,7 \pm 3,8$ mg/kg, Pb – $1,87 \pm 0,72$ mg/kg, Cu – $0,45 \pm 0,13$ mg/kg. It is much higher than the average content of the moving forms Zn, Co, Fe, but below the content of the moving Mn in the soils of the steppe zone of Ukraine.

It is established that within the urbanized territories of the cities of Mariupol and Berdyansk, the statistical distribution of the data on the content of heavy metals in soil is different from normal, and in the majority of cases it has a log-normal nature due to the presence of local anthropogenic anomalies. For the general characterization of the level of anthropogenic pollution on the territory of cities, it is proposed to calculate the urbanized background as the average geometric value of the content of moving forms of heavy metals in the upper soil layer, which allows for their buffering to be taken into account and compared with the natural background

level. Urbanized background of soils of Mariupol for moving forms of Zn is 5,2 mg/kg, Cd – 0,28 mg/kg, Ni – 2,50 mg/kg, Co – 2,08 mg/kg, Fe – 5,5 mg/kg, Mn – 23,1 mg/kg, Pb – 8,7 mg/kg, Cu – 0,77 mg/kg, Cr – 0,71 mg/kg, corresponding to the formula $Zn_{6,3}Pb_{4,1}Mn_{2,6}Fe_{2,3}Cu_{2,0}Co_{1,6}Cd_{1,5}Ni_{1,4}$ relative to their natural background content. Urbanized Soil Background of Berdiansk for mobile forms of Zn is 3,3 mg/kg, Cd – 0,12 mg/kg, Ni – 0,91 mg/kg, Co – 1,04 mg/kg, Fe – 2,2 mg/kg, Mn – 16,7 mg/kg, Pb – 4,5 mg/kg, Cu – 0,62 mg/kg, Cr – 0,85 mg/kg, which, when the relative excess of the natural background is $Zn_{4,1}Pb_{2,8}Mn_{1,3}Cu_{1,2}Cd_{1,2}Ni_{1,2}Fe_{1,1}Co_{1,1}$.

It is concluded that because of the high degree of heterogeneity of the soil cover of the urban landscapes and overlapping of the influence of various sources of pollutant emissions, in order to obtain an objective characterization of the changes in the condition of urban soils, systematized observations in space and time are necessary. A representative network of monitoring sites in the territory of Berdyansk and Mariupol, representing different functional land, soil of different buffers and the degree of technogenic pollution, has been formed. It was established that the consequences of economic activity are traced in the soil state of these cities over a five-year period, and both the concentration of heavy metals and their dispersion can be observed. Due to the intensive activity of ferrous metallurgy enterprises and other sources of heavy metal emissions in Mariupol on industrial lands, residential blocks and parks, the total pollution pollution has increased by 8 – 18 %. In the first place, this is due to the accumulation of zinc, manganese and lead, the content of which forms of rolling on individual platforms exceeds the maximum permissible level. In the industrial zones of Berdyansk there is a gradual decrease in the level of soil pollution, and in the areas of housing development, cultural and administrative places and, in particular, objects recreation – their accumulation.

Unlike the park areas that are far from the largest sources of pollutant emissions, all phytotoxic properties of soils have been identified on all residential areas in the city of Mariupol. The majority of monitoring sites near industrial enterprises and on the territory of urban development have a phytotoxic effect at the

level of 30 % of inhibition of growth processes. In the greatest extent, the negative influence of technogenic pollution on test-culture is manifested around the Azovstal Iron & Steel Works, where, due to the accumulation of mobile compounds of zinc and manganese in the soil, the growth processes of higher plants are slowed down by almost 40 % (40 – 50 %).

Within the limits of the city of Mariupol, recreation facilities were discovered, where, first of all, it is necessary to conduct measures for detoxification of soils to maintain the proper condition of green plantations

Increased phytotoxicity of soils in the urban landscapes of Mariupol may be associated not only with the accumulation of certain heavy metals (Mn, Zn, Ni, Pb, Cr) but also mineral salts and other substances, as well as with an increase in pH to 9,2 – 9,3. Due to these circumstances, it is inadequate to estimate the level of pollution only for the excess of heavy metals content for urban soils of urban urban landscapes, and it is necessary to supplement the methods of chemical and analytical research with methods of bio-diagnostics, in particular, phytotoxicity. This increases the objectivity of the diagnosis of contamination, provides an integral assessment of its effects on plants and increases the level of soil monitoring reliability in the urban landscapes.

The main methodological approaches to the organization of monitoring of soils of urbanized territories are formulated, which include: taking into account the local geochemical background, functional purpose of the land, different buffer soils, the multicomponent nature of pollution and its phytotoxic activity, assessment of the degree of geomorphological and lithological homogeneity, the priority choice of places of observation in geochemically subordinate elements terrain on open ground, differentiated periodicity of measurements of indicators, such as ischennya these chemical-analytical control and fitodiahnostyky.

Key words: soils, urbanized territories, pollution, heavy metals, background content, monitoring, phytodiagnostics.

ЗМІСТ

	Стор.
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ ТА ТЕРМІНІВ	21
ВСТУП	22
РОЗДІЛ 1 МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ДІАГНОСТИКИ ТА МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ (огляд літератури)	28
1.1 Історія досліджень, класифікація та діагностика ґрунтів урбанізованих територій	28
1.2 Джерела забруднення ґрунтів урбо- та техногенних ландшафтів	31
1.3. Закономірності міграції важких металів у ґрунтах за різних рівнів техногенного навантаження	35
1.4 Принципи та методи діагностики та моніторингу важких металів у ґрунті	38
1.4.1 Моніторинг забруднення ґрунтів за допомогою хіміко- аналітичних методів	38
1.4.2 Моніторинг забруднення ґрунтів за допомогою методів біотестування	43
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	48
2.1 Характеристика об'єктів досліджень	48
2.1.1 Ґрунтово-кліматичні умови району досліджень	48
2.1.2 Характеристика джерел забруднення ґрунтового покриву в районі досліджень	56
2.2 Методи проведення польових досліджень на території міст	62
2.3 Методи хіміко-аналітичних досліджень та опрацювання результатів вимірювань	63
2.4 Методи біотестування ґрунтів та опрацювання результатів вимірювань	63

РОЗДІЛ 3 ДІАГНОСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ЗА МЕТОДАМИ ХІМІКО-АНАЛІТИЧНОГО КОНТРОЛЮ	67
3.1 Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах приміської зони як критерій оцінки забруднення території міста	67
3.2 Урбанізований фон рухомих форм важких металів у ґрунтах міст Бердянськ і Маріуполь	74
3.3 Строкатість ґрунтового покриву міської території та вибір місць для розміщення об'єктів моніторингової мережі	80
3.4 Розподіл важких металів за профілем міських ґрунтів різної буферної здатності	88
3.5 Динаміка забруднення ґрунтового покриву різних функціональних зон міста	99
РОЗДІЛ 4 ДІАГНОСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ МЕТОДОМ БІОТЕСТУВАННЯ	101
4.1 Визначення ступеня забрудненості ґрунту за допомогою методу біотестування	103
4.1.1 Вибір тест-культур	103
4.1.2 Вибір індикаторних показників фітотоксичності	104
4.1.3 Ранжування фітотоксичного ефекту	104
4.1.4 Оцінка пропорційності росту паростків та коренів	106
4.1.5 Оцінка загальної фітотоксичності ґрунтів	108
4.2 Біодіагностика забруднення ґрунтів в урбанізованих ландшафтах міста Маріуполь	109
4.2.1 Біодіагностика забруднення ґрунтів селітебних зон	110
4.2.2 Біодіагностика забруднення ґрунтів рекреаційних зон ...	115
РОЗДІЛ 5 ОРГАНІЗАЦІЯ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ	121
5.1 Суміщення даних хіміко-аналітичного контролю та	

біодіагностики на прикладі репрезентативної вибірки моніторингових площадок в м. Маріуполь	122
5.2 Методичні підходи до організації комплексного моніторингу ґрунтів урбанізованих територій	132
ВИСНОВКИ	140
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	143
ДОДАТКИ	165

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ ТА ТЕРМІНІВ

ГДК – гранично-допустима концентрація;

ГТК – гідротермічний коефіцієнт Селянинова;

ЕК – еталонна концентрація;

$K^{др}$ – коефіцієнт дисбалансу росту;

$K_{зг}$ – коефіцієнт забрудненості ґрунтів;

K_c – коефіцієнт концентрації забруднюючої речовини;

C_v – коефіцієнт варіації;

ТПВ – тверді побутові відходи;

ANOVA – двофакторний дисперсійний аналіз;

Eh – окисно-відновний потенціал ґрунту, мВ;

FAO WRB – Food and Agricultural Organization World Reference Base (світова реферативна база даних про ґрунти Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН);

SUITMA – soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (ґрунти міських, промислових, транспортних, гірничодобувних та військових районів);

Z – сумарний показник забруднення ґрунту;

Z_f – сумарний показник фітотоксичності.

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Збільшення народонаселення світу неминуче супроводжується розширенням площі забудованих земель, що тягне за собою поглиблення екологічних проблем, пов'язаних з якістю міського середовища. Негативні зміни в урбоекосистемах багато в чому обумовлені тим, що ґрунт в них все більше втрачає функції середовища проживання та засобу виробництва продуктів харчування, натомість слугує переважно базисом об'єктів міської інфраструктури та депонентом різноманітних забруднюючих речовин. За оцінкою експертів FAO, запечатування ґрунтів (екранування дорожніми та іншими покриттями) стає найбільш загрозованим явищем у Європі, де щорічне відчуження земель під міську територію досягло 1000 км² в останнє десятиліття XX століття та має тенденцію до збільшення. Стан міських ґрунтів, що залишаються незапечатаними, ускладнений забрудненням, переущільненням, порушенням цілісності ґрунтового покриву, зміною водного і сольового режиму тощо [176].

Відповідно до проголошених резолюцією Генеральної Асамблеї ООН від 25 вересня 2015 року № 70/1 глобальних цілей сталого розвитку до 2030 року Указом Президента України від 30 вересня 2019 року № 722/2019 однією з цілей сталого розвитку України визнано забезпечення відкритості, безпеки, життєстійкості й екологічної стійкості міст, інших населених пунктів (п. 11). Високий рівень урбанізації та техногенне навантаження, притаманні багатьом містам України, призводять до забруднення ґрунтового покриву, погіршення екологічного стану ґрунтів та умов життєдіяльності ґрунтової біоти, флори і фауни аж до їх загибелі. У зв'язку з цим, оцінка небезпеки забруднення ґрунту, як правило, є складовою організації екологічного моніторингу та комплексної оцінки стану навколишнього середовища міст, що наголошується у працях А. В. Алексеєнко, Ю. М. Дмитрука, Г. В. Добровольського, Е. Я. Жовинського, І. В. Кураєвої, В. Б. Ільїна, М. Н. Строганової, Г. В. Тітенко, А. І. Фатєєва, Т. В. Chen, Р. J. Craul, W. R. Effland та інших провідних учених у цій сфері.

Розташований на території Приазов'я Маріуполь є одним з найбільш напружених в екологічному плані українських міст, у якому сумарний обсяг викидів забруднюючих речовин до атмосфери складав за останні роки від 360 до 425 тис. т на рік, а раніше перевищував 600 тис. т. Унаслідок цього, у ґрунтовому покриві цього міста накопичено високий фон забруднюючих речовин, які мають значний кумулятивний ефект і з часом можуть або втрачати свою токсичність, трансформуватися під впливом природних процесів, або зберігатися, мігрувати у ландшафті та передаватися за харчовими ланцюгами. Це актуалізує необхідність налагодження систематичного моніторингу поллютантів у потенційно-небезпечних у цьому відношенні місцях та доцільність диференційованого підходу до організації мережі моніторингу ґрунтів у містах. Через специфіку ґрунтово-кліматичних умов та надзвичайно високий рівень техногенного навантаження Маріуполь є одним з найкращих об'єктів для опрацювання системи комплексного моніторингу міських ґрунтів, яка у тому чи іншому вигляді може впроваджуватися і в інших містах України.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дослідження за темою дисертації проводили згідно з планами науково-дослідної роботи екологічного факультету Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна в рамках ПНД НААН «Родючість, охорона і раціональне використання ґрунтів» 2011 – 2015 рр., завдання 01.00.05.01Ф «Розробити теоретичні засади екологічного нормування вмісту важких металів у ґрунтах як науково-інноваційної основи управління елементним складом та якістю системи ґрунт-рослин» (№ ДР 0111U002962), завдання 01.00.05.02.П «Розробити нормативи оптимального вмісту мікроелементів у ґрунтах з урахуванням вимог основних сільськогосподарських культур» (№ ДР 0111U002963) 2011 – 2013 рр. та ПНД НААН «Ґрунтові ресурси: прогноз розвитку, збалансоване використання та управління» 2016 – 2019 рр., завдання 01.02.02.02Ф «Встановити напрями мікроелементного статусу ґрунтів України та розробити прогноз забезпеченості їх доступними формами мікроелементів»

(№ ДР 0116U000593), де автор був одним з безпосередніх виконавців досліджень.

Низку положень сформульовано за участю автора в рамках таких держбюджетних тем: «Моделювання стану компонентів довкілля для створення системи екологічного менеджменту територій різного функціонального призначення» № ДР 0115U000505 (2015 – 2016 рр.) (співавтор звіту) та «Мінімізація екологічних ризиків при ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій) в системі екологічної безпеки» № ДР 0117U004873 (співавтор звіту).

Мета і завдання дослідження. Мета роботи – науково обґрунтувати удосконалення моніторингу забруднення важкими металами ґрунтів урбанізованих територій Приазов'я з використанням комплексу хіміко-аналітичних та біодіагностичних методів.

Для реалізації поставленої мети вирішували такі задачі:

- встановити закономірності накопичення важких металів у ґрунтах урбанізованих територій Приазов'я на прикладі ґрунтового покриву міст Маріуполь та Бердянськ;

- оцінити урбанізований фон важких металів на території міст та його часову динаміку;

- розробити методичні підходи до кількісного визначення інтегральної фітотоксичності ґрунтів та її застосування для діагностики техногенного забруднення урбанізованих територій;

- виявити особливості проявів ґрунтової фітотоксичності в міських зонах різного функціонального призначення з урахуванням рухомості важких металів та буферних властивостей ґрунтів;

- удосконалити методичні підходи до проведення діагностики та моніторингу забруднення ґрунтів урбанізованих територій.

Об'єкт досліджень – техногенне забруднення важкими металами ґрунтів урбанізованих територій.

Предмет досліджень – часова і просторова динаміка вмісту важких металів у ґрунтах урбанізованих територій Приазов'я та їхній вплив на ґрунтову фітотоксичність.

Методи дослідження. Методологічною основою досліджень є просторово-часовий аналіз показників техногенного забруднення ґрунтів у межах урбанізованих територій. Для вирішення поставлених задач застосовували такі методи: польових досліджень, хіміко-аналітичні, біотестування, математико-статистичні.

Наукова новизна отриманих результатів.

У дисертаційному дослідженні вперше:

- встановлено особливості формування урбанізованого фону важких металів у ґрунтовому покриві двох найбільших міст Приазов'я України;
- виявлено динаміку просторового розподілу важких металів у міських ґрунтах зон різного функціонального призначення за різного рівня техногенного навантаження;
- розроблено інтегральний кількісний показник фітотоксичності ґрунту та доведено доцільність його застосування для моніторингу земель урбанізованих територій;
- удосконалено методичні підходи до організації моніторингу забруднення ґрунтів шляхом поєднання методів хіміко-аналітичного контролю та біотестування.

Набули подальшого розвитку методи дослідження екологічного стану ґрунтового покриву в умовах урбанізованих територій та їх прикладне застосування.

Практична значимість. Методичні підходи до проведення моніторингу забруднення ґрунтів населених пунктів впроваджено у роботі Міністерства екології та природних ресурсів України для забезпечення належного функціонування і вдосконалення системи моніторингу земель та ґрунтів у рамках Національного плану дій щодо боротьби з деградацією земель та

опустелюванням, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 30.03.2016 р. № 271-р (лист № 5/4.1-16/9645-19 від 29.08.2019 р.).

Результати досліджень з удосконалення методів біотестування впроваджено у практику роботи лабораторії біологічних досліджень та біотестування НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» та комунального підприємства «Регіональний центр природних ресурсів та екології» Харківської обласної Ради при визначенні фітотоксичності ґрунтів урбанізованих територій.

Одержані фактичні матеріали з оцінки техногенного забруднення ґрунтів та розроблені методи їх біотестування включено у навчальний процес з викладання дисциплін екологічного спрямування Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна та Харківського національного педагогічного університету імені Г. С. Сковороди.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем особисто опрацьовано наукові публікації за темою дисертаційного дослідження та зроблено їх узагальнення, одержано репрезентативні проби ґрунтів, проведено їх підготовку до хіміко-аналітичного визначення важких металів, проведено аналітичні дослідження з біотестування забруднення, узагальнено експериментальний матеріал та проведено статистичний аналіз отриманих даних, сформульовано висновки та рекомендації виробництву. Зі спільних наукових публікацій у дисертаційній роботі автором використано тільки власні ідеї та первинні результати експериментальних та польових досліджень.

Апробація матеріалів дисертації. Результати досліджень та основні положення дисертаційної роботи доповідалися та обговорювалися на науково-практичній конференції з міжнародною участю «Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини» (м. Київ, 12 березня, 2019), XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 16 квітня, 2018), Генеральній асамблеї Європейського союзу геонаук (м. Відень, 23 – 28 квітня, 2017), XX Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 10-річчю

створення екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна (м. Харків, 19 – 22 квітня, 2017), XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 19 – 20 квітня, 2017), XI Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 16 – 17 квітня, 2015), XIII Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 8 – 9 жовтня, 2014), X Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (17 – 18 квітня, 2014), V Всеукраїнській науково-практичній конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (м. Запоріжжя, 10 – 11 грудня, 2009).

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з переліку умовних позначень, вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел з 205 найменувань, з яких 48 латиницею, та додатків. Робота містить 31 рисунок, 29 таблиць. Загальний обсяг дисертаційної роботи становить 187 сторінок, із них основного тексту 121 сторінка.

РОЗДІЛ 1

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ДІАГНОСТИКИ ТА МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ (огляд наукової літератури)

1.1 Історія досліджень, класифікація та діагностика ґрунтів урбанізованих територій

На цей час у світі на урбанізованих територіях мешкає близько 47 % населення, а до 2050 р. як очікується, ця частка сягне 66 –75 % [167]. У зв'язку із важливими функціями, що виконують ґрунти у міському середовищі, у другій половині минулого століття все більше вчених фокусувало свої дослідження на цих питаннях. За визначенням Р.Craul (а ще раніше – Blockheim у 1974 р.), міські ґрунти (urban soils) є такими, що мають не сільськогосподарський, а штучний поверхневий шар глибиною більше 50 см, який був отриманий шляхом змішування, наповнення або забруднення поверхні землі в містах та приміських районах [172]. Вже на той час гостро стояли такі проблеми міських ґрунтів, як їх велика вертикальна та просторова варіабельність, переущільнення, кіркоутворення або відкрита поверхня, зміна реакції, водно-повітряного, поживного та температурного режиму, і головне – наявність штучних артефактів та забруднень у профілі. Головним чинником ґрунтоутворення в урболандшафтах є неагрономічна діяльність людини, яка швидко та різко змінює його характер, переважно на обмежених в просторі локальних ділянках (урбано-педотурбація) [175]. У російському ґрунтознавстві дослідження міських ґрунтів значною мірою пов'язані з циклом робіт проф. М. М. Строганової, виконаних на прикладі міста Москви [138; 139; 140]. Рештою решт, у 1998 р. на 16-му Всесвітньому конгресі ґрунтознавців у Монпельє (Франція) було створено робочу групу «Urban Soils/SUITMA (Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas)» під егідою Міжнародного союзу ґрунтознавців, яка раз на два роки проводить періодичні міжнародні

конференції. За останнє десятиріччя кількість наукових публікацій, присвячених екосистемним послугам міських та техногенних ґрунтів, збільшилася від 5 – 10 до 60 – 70 на рік, особливо в ЄС, США та Китаї [203].

Згідно з класифікацією FAO WRB ґрунти урбанізованих ландшафтів поділяють на п'ять груп залежно від ступеня їх перетворення (модифікації) під антропогенним впливом, а саме: більш-менш природні ґрунти; природні ґрунти, сильно модифіковані *in situ* діяльністю людини; молоді ґрунти, що утворюються в природних матеріалах, зміщених діяльністю людини; молоді ґрунти, що утворюються з техногенних матеріалів; ґрунти з переміщених природних матеріалів або техногенні матеріали, що мають значний педогенез після осадження [176; 198]. Перші дві групи найчастіше позначаються як Anthrosols із кваліфікаторами Hortic (старі садові ґрунти), Reosatic (навколо будівельного майданчика), Transportic (перенесення та осадження ґрунтового матеріалу), Technic (містять понад 20 % техногенного матеріалу), Toxic (накопичено токсичні компоненти у небезпечних концентраціях), три останні – як Technosols із кваліфікаторами Urbic (містять щебень та залишки), Spolic (промислові та гірські відходи), Ecranic (ущільнені шари), Linic (геомембрани), а також Isolatic (шари сипучого або твердого матеріалу шарів артефакту) та Immissig (поверхнево нанесені артефакти, такі як пил або зола) [104; 167]. У останній класифікації ґрунтів Росії вони виділені як техногенні поверхневі утворення [126], а найбільш відомою та досконалою авторською класифікацією є, на наш погляд, класифікація М. М. Строганової [139]. На думку С. М. Польшиної, ця класифікація семантично близька до української термінології [121].

Україна є однією з найбільш густо населених країн колишнього Радянського Союзу. Тому дослідження ґрунтів урбанізованих територій є напрямом ґрунтознавства, що активно розвивається в нашій країні. Впродовж останньої чверті століття були досліджені ґрунти майже усіх великих міст, що дозволяє вдосконалити методичні підходи до класифікації міських ґрунтів та оцінки їхнього стану [149]. Зокрема, С. М. Польшина констатує, що визначення

міських ґрунтів як у класифікації WRB, так і в російській класифікації Ґрунтового інституту імені В. В. Докучаєва недостатньо деталізовано на нижніх таксономічних рівнях [121]. Враховуючи, що антропогенно змінений шар міських ґрунтів може сягати значної глибини та не завжди є гумусованим, О. В. Медведевою запропоновано ввести діагностичний підгоризонт *урбік (ur)* [93]. У чинному на цей час в Україні номенклатурному списку агровиробничих груп ґрунти урболандшафтів, що перетворені діяльністю людини, найбільше відповідають агрогрупі 211 – рекультивовані супіщані ґрунти з насипним гумусовим шаром та 212 – рекультивовані ґрунти без насипного гумусового шару [123], тобто класифікація не настільки досконала, як вищезгадана класифікація FAO WRB. На практиці, це створює проблемні ситуації, коли постає питання нормативної грошової оцінки земель або їх вилучення з сільськогосподарського обігу через порушення ґрунтового покриву. О. В. Медведевою було запропоновано класифікувати усі насипні, перемішані та намівні утворення як «штучноземи» і виділити їх на рівні класу в групу штучно створених ґрунтоподібних утворень [93]. Виділення техногенних ґрунтів пропонується робити на рівні класу, який об'єднуватиме усі антропогенні ґрунти, що сформувалися в умовах промислових розробок корисних копалин, видобутку будівельних матеріалів, торфу, тощо [118].

Разом з тим в межах урбанізованих територій дійсно техногенні ґрунти частіше не є такими, що превалюють, хоча й займають певну частку земель. Ю. Г. Тютюнником показано, що навіть на відносно мало зміненій території південної паркової зони м. Київ (парк «Феофанія») різноманіття антропогенно змінених ґрунтів на типовому/підтиповому рівні вище, ніж природних ґрунтів. На території парку виявлено екраноземи, ацефалоземи, культуроземи, рекреаземи, реплантоземи, урбаноземи, конструктороземи та індустріоземи [145]. Це спонукає до висновку, що сутністю урбопедогенезу є в першу чергу збільшення різноманіття ґрунтів у ландшафті. У різних функціональних зонах міської території напрям антропогенної трансформації ґрунтів може бути дещо різним. Наприклад, в урбоекосистемах міста Дніпропетровськ урбоґрунти в

санітарно-захисній зоні промислових підприємств належать до переміщеного типу, у зоні висотної забудови – насипного типу, а у приватному секторі житлової забудови – агрогенного типу профілю [155]. Трансформація ґрунтового покриву міста Львів відбувається переважно у двох напрямках: зрізання ґрунтової товщі (до 5 – 7 м) та створення відповідних насипів, що призводить до формування урбаногрунтів і урбаноземів, а також похованих ґрунтів [24].

Останньою вітчизняною науковою розробкою, яка поєднала усі вищезгадані класифікаційні напрацювання, є виділення Д. Г. Тихоненком та М. О. Горіним у межах сучасного «царства ґрунтів» четвертого відділу – урбаногенних ґрунтів міських територій з антропогенно зміненим профілем [142]. Відділ поділяється на чотири класи: екоурбаноземи (ґрунти парків), індустріземи (ґрунти промислово-комунальних територій), інтруземи, техноземи (з насипним гумусованим шаром – реплантоземи та відсипані за профілем природних ґрунтів – конструкторземи) та екраноземи, а також позакласифікаційні ґрунтоподібні утворення.

Вищенаведений аналіз розвитку систематизації ґрунтів урбанізованих територій свідчить про посилення наукового та практичного значення цього питання у зв'язку із інтенсивним збільшенням міського населення, площі, що займають ці ґрунти, та необхідністю їх раціонального використання.

1.2 Джерела забруднення ґрунтів урбо- та техногенних ландшафтів

Міські ґрунти є одним з антропогенних джерел розсіяння важких металів, оскільки знаходяться під постійним впливом промислової та економічної діяльності, а транспортна система та видалення стічних вод є основними чинниками зміни площі забруднених земель [160].

Техногенне забруднення є неодмінним супутником індустріальних міст, ґрунтовий покрив яких знаходиться під сукупним впливом газопилових викидів промислових підприємств, автотранспорту, об'єктів теплоенергетики, житлово-

комунальної сфери тощо. Ці викиди формують своєрідний урбанізований фон, на який накладаються локальні осередки забруднення навколо окремих джерел емісії забруднювачів [30; 31]. У приміських та робочих селищах навколо виробництв, заснованих у першій половині ХХ сторіччя або ще раніше, ґрунти зберігають наслідки техногенного забруднення ще дуже довгий час після ліквідації самих підприємств. Середній термін формування сталої техногенної аномалії оцінюють у 20 – 50 років, а мінімальної – 5 – 10 років [31, 102]. Характерною ознакою ґрунтів зони техногенного забруднення є техногенно-аккумулятивний тип профільного розподілу важких металів, який відрізняється від природного розподілу їх накопиченням у верхньому шарі [30].

Оцінка небезпеки забруднення ґрунту, як правило, є складовою організації екологічного моніторингу та комплексної оцінки стану навколишнього середовища міст. Систематичний моніторинг дозволяє робити прогнозу оцінку динаміки розвитку процесів техногенного забруднення в урболандшафтах та своєчасно вживати необхідних заходів для їх призупинення. На думку В. В. Добровольського, збільшення середньої концентрації важких металів до 10 % від фонові кількості у ґрунті, або 0,5 % від площі території за рік, є стабільним станом масообміну забруднювачів [46].

Загострення екологічних проблем в містах стимулює зацікавленість органів місцевого самоврядування в отриманні об'єктивної інформації про стан ґрунтового покриву та прогнозованих ризиків для населення. В першу чергу, це питання вартісної оцінки земель з урахуванням їх екологічного стану [140], а також перспективне планування міської інфраструктури, озеленення території, контроль екологічної безпеки тощо. Разом з тим методика моніторингу міських ґрунтів дуже далека від досконалості. Як переконливо було показано В. Б. Ільїним, особливу складність для моніторингу важких металів у великих промислових містах представляють питання правильного вибору ґрунтового фону та встановлення асоціації елементів-забруднювачів [57]. Оскільки для адекватної оцінки рівня забруднення та організації його моніторингу необхідна оцінка місцевого фонового вмісту важких металів, для цієї мети пропонується

використовувати дані щодо ґрунтового покриву великих парків [117] або регіональні параметри, диференційовані для груп ґрунтів різного гранулометричного складу [151]. Диференціація фонових показників вмісту важких металів у ґрунтах, також як і рівня їх допустимого забруднення — це вимушений, але необхідний захід, оскільки природне варіювання елементного складу і буферних властивостей ґрунтів сягає десяти і більше разів [156]. Крім того, моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами повинен враховувати типи спеціалізованого призначення функціональних міських зон, які значно різняться за джерелами, рівнями і складом забруднення, що відповідає сучасній європейській практиці моніторингу важких металів у міському середовищі [154; 187; 190].

Найбільший рівень техногенного забруднення зафіксовано у ґрунтах великих індустріальних центрів із давньою історією розвитку промисловості. Наприклад, шотландське місто Глазго до 60-х рр. минулого століття було світовим центром з переробки хромової руди та виплавки сталі, а також мало розвинуте машинобудівництво. В результаті детального дослідження Британської геологічної служби на підставі аналізу 1381 проби було встановлено, що середній вміст Cd, Cr, Ni та Zn у верхньому шарі ґрунтів є вищим у 2 – 3 рази, ніж по країні в цілому, а Cu та Pb – у 5 – 7 разів [204]. З іншого боку, у містах із незначним рівнем техногенного навантаження, а також у зелених зонах міст на їх окраїнах досить часто накопичення хімічних елементів у ґрунтах істотно не відрізняється від фонових значень. Це підтверджується також низкою вітчизняних досліджень, наприклад у Мелітополі [50].

Автомобільні дороги та залізничні колії також є джерелом емісії важких металів у містах, що призводить до аерального перерозподілу та забруднення вирощуваної на присадибних ділянках овочевої та садівничої продукції. Дослідження у міських агроекосистемах італійського міста Болонья показали збільшення у 1,5 рази вмісту важких металів на поверхні овочів, що вирощувалися на відстані 10 м від дороги порівняно із відстанню 60 м. Загальна

частка важких металів на поверхні листя салату сягала 160 мг/кг сухої ваги, базиліку – 210 мг/кг [159]. Незважаючи на те, що використання свинцю як антидетонатора в бензині було заборонене ще багато років тому, внесок автомобільних вихлопів у забруднення ґрунту залишається ще досі відчутним через низьку рухомість цього елемента [170]. Ця закономірність зберігається незалежно від континенту та історії розвитку міської території. Наприклад, у лівійському місті Місурата рівень забруднення ґрунту важкими металами у промисловому районі був вищим, ніж на житлових вулицях, але найбільш високі концентрації свинцю виявили на в'їзді до заправної станції та поблизу основних доріг [174]. Концентрація свинцю та міді у ґрунтах парків Праги, яка вважається головним чином житловим містом, виявилася вищою, ніж у Остраві – переважно промисловому місті з розвинутою сталеплавильною індустрією. Кадмій, навпаки, є типовим для забруднення навколо металургійних підприємств [177].

За оцінкою українських дослідників, унаслідок тривалого застосування етіолованого бензину у ґрунтах поблизу автозаправних станцій спостерігається перевищення ГДК в 2 – 3 рази [10; 119]. У місті Херсон основні зони забруднення ґрунтів важкими металами (до 2 – 4 ГДК за Pb, 2 ГДК за Cd) виявлено в місцях масового скупчення автомобілів, інтенсивного розвитку об'єктів транспортної інфраструктури та діяльності промислових підприємств [119]. Аналогічна ситуація склалася і у місті Харків, де поряд із автотранспортом основними забруднювачами ґрунтів є розташована в місті теплоелектроцентраль та сміттєспалювальний завод [66].

Очевидне збільшення вмісту свинцю у ґрунтах комерційних та житлових районів було також виявлене у Гонконгу [169]. Однією з причин підвищеної концентрації свинцю у житлових кварталах міст вважають широке застосування фарб на основі цього металу у середині 90-х рр. минулого століття [166]. Відмічається також істотне накопичення As, Cd, Cu та Zn у ґрунтах на ділянках, де тривалий час вирощують фрукти та овочі [169].

Істотним, але специфічним джерелом забруднення ґрунтів є виробництво будівельних матеріалів. А. І. Фатєєвим та Я. В. Пащенко встановлено, що в радіусі до 4 км від Зміївської ТЕС і Балаклійського цементно-шиферного заводу на поверхню ґрунту за рік надходить близько 0,18 тон цинку і 0,15 тон свинцю, а на відстані до 5–6 км ця величина зростає в 20 разів [147]. Однак техногенний пил від підприємств з виробництва будівельних матеріалів має здебільшого лужну реакцію, що зменшує рухомість важких металів. Українські дослідники відзначають також тренд змін кислотно-основних властивостей міських ґрунтів у бік підлуження, особливо поблизу підприємств машинобудівного комплексу, виробництва будівельних матеріалів, енергетики, які є джерелами емісії карбонатного пилу [34; 39; 143].

Вищезазначене показує, що ґрунтовий покрив урбанізованих територій знаходиться під сукупним впливом різноманітних забруднювачів, які поступово формують особливий «урбанізований фон» елементів, що визначає відмінність хімічних і фізико-хімічних властивостей міських ґрунтів та посилює їх просторову неоднорідність.

1.3 Закономірності міграції важких металів у ґрунтах за різних рівнів техногенного навантаження

За визначенням В. О. Алексеєнка та О. В. Алексеєнка, великі геохімічні системи є сталими, якщо вміст хімічних елементів в них наближається до кларку [1]. Ландшафтам усіх урбанізованих територій завжди притаманна певна аномальність, яка зазвичай є неоднорідною та розподіляється на низку дрібних аномалій, прив'язаних до сучасних або колишніх джерел емісії хімічних елементів. Ґрунти урбанізованих територій характеризуються набагато більшою мінливістю хімічного складу, ніж ґрунти земель сільськогосподарського призначення, оскільки до природної варіабельності додаються інтенсивні потоки міграції, пов'язані із атмосферним осадженням, наявністю твердої міської поверхні та виділенням відходів [204]. Активно

перерозподіляються за профілем такі елементи, як As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ga, Ge, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, W, Y і Zn. Дослідження Г. А. Гармаш в зоні впливу металургійних підприємств показали, що криві розподілу валового вмісту та рухомих форм важких металів у профілі забруднених ґрунтів значно відрізняються від незабруднених аналогів, що можна охарактеризувати як техногенно-акумулятивний тип розподілу [30].

Дослідники проблеми міграції важких металів наголошують, що ґрунти – це не тільки середовище для вирощування рослин та резервуар для захоронення відходів, але й потужне джерело надходження багатьох забруднюючих речовин до поверхневих та підземних вод, атмосфери та продуктів харчування людини [169].

Про важливість врахування чинників міграції забруднюючих речовин свідчать результати моніторингу міських ґрунтів міста Новоросійськ, розташованого на тій самій широті, що й Маріуполь. Встановлено, що перенос важких металів з ландшафтів, що розташовані гіпсометрично вище за селітебні території міста, призвів до збільшення вмісту Pb у 4,5 рази, Sr – у 1,7, Ag – у 2,2, Cu – у 1,7, Zn – у 2,5, Ga – у 1,5, Sn – у 1,6 та Yb – у 1,5 рази [158].

На територію міста Луганськ, розташованого у схожих ґрунтово-кліматичних умовах, з атмосферними опадами привноситься Cd – 1,12 мг/м² на рік, Cu – 41,9, Cr – 20,6, Pb – 60,4, Ni – 89,9 мг/м² на рік, причому ареали розсіювання Cd, Ni, Cu є локальними й приурочені до джерел надходження цих елементів, а Zn і Pb розповсюджуються на більшу відстань від джерел забруднення [133].

Відомо, що реакція середовища також безпосередньо впливає на рухомість хімічних елементів. У кислому середовищі більшість катіоногенних елементів (Cd, Hg, Pb, Ni, Co, Mn, Zn, Cu тощо) легко мігрує, а підвищення рН призводить до різкого зниження інтенсивності міграційних процесів унаслідок утворення малорозчинних сполук цих елементів. Завдяки цій особливості можливим є прогнозування виникнення осередків найбільшої небезпеки

міграції потенційних токсикантів до джерел водопостачання в межах міської території [144].

Іншим важливим чинником, що впливає на міграцію важких металів, є окисно-відновні умови. За оцінкою провідних фахівців, найнижчу рухомість вони мають у сильно відновних умовах (за $E_h \approx 50 - 150$ мВ), а найвищою для Co, Cd, Mn, Fe, Ni, Zn є за значень E_h близько 400 мВ, для Cu – 700-800 мВ [58; 59]. На жаль, унаслідок швидкої мінливості значень окисно-відновного потенціалу, досліджень у цьому напрямі проводиться в Україні досить мало. Однак, порівняння E_h ґрунтових суспензій із зразків ґрунтів м. Черкаси показало значну різницю між парковою зоною (350 – 500 мВ) та селітебними і промисловими районами (160 – 245 мВ) [34].

Порівняння концентрації свинцю у ґрунтах двох міст Флориди показало істотне перевищення житлових та комерційних районів над парковими зонами. Зокрема, у Майамі ґрунти поділено на дві групи: комерційні та житлові райони з високими концентраціями, де у першу чергу потрібно проводити детоксикацію за досягнення рівня 500 мг/кг, та громадські будівлі і громадські парки із низькою концентрацією свинцю. Встановлено також, що на території, вкритій деревною рослинністю, вміст важких металів у ґрунті є вищим, ніж на відкритій поверхні, унаслідок перехоплення аерозолів листям та подальшого змивання дощами або з деревним опадом [177].

В якості показника ступеня небезпеки геохімічної деструкції ґрунтів унаслідок техногенного надходження важких металів М. А. Глазовською було запропоновано розраховувати час, необхідний для подвоєння їхньої маси у верхньому шарі [32]. За оцінкою Л. М. Дмитракова та Д. Л. Пинського, для міських ґрунтів приватної забудови, що використовуються як городи, цей час складає від 410 до 1066 років [43].

Таким чином, міграція важких металів у зонах техногенного забруднення істотно впливає на перебіг екологічної обстановки і залежить від функціональної структури міста, рельєфу, рослинності, кислотно-основних та відновно-окислювальних умов. Разом з тим кількісно оцінити внесок

міграційних процесів у акумуляцію або розсіяння важких металів у ґрунтовому покриві складно через їх повільний перебіг, що є завданням організації довгострокового моніторингу.

1.4 Принципи та методи діагностики та моніторингу важких металів у ґрунті

1.4.1 Моніторинг забруднення ґрунтів за допомогою хіміко-аналітичних методів

Традиційним методом оцінки забруднення ґрунтів, що знаходяться під сукупним техногенним впливом, є визначення запропонованого Ю. Ю. Саєтом так званого сумарного показника забруднення (Z), який розраховується шляхом складання n -ї кількості так званих коефіцієнтів концентрації (K_c), тобто перевищень вмісту хімічних елементів у ґрунті над їхніми фоновими значеннями [100], та пізніше закріпленого у ГОСТ 17.4.3.06 як «інтегральний показник поліелементного забруднення ґрунту» [37]. Основу цього методу складає відношення фактичного вмісту потенційно небезпечного елемента (або речовини) до його природного вмісту (або нормованого значення, наприклад ГДК). Аналогічний підхід передбачено і в національному стандарті ДСТУ 7243, призначеного для техногенно забруднених земель, що знаходяться у сільськогосподарському використанні [48].

До цього часу переважна більшість наукових досліджень та уся практична діяльність з контролю техногенного забруднення ґрунтів базується на вищезазначеному методичному підході. Наприклад, визначення сумарних показників концентрацій важких металів у ґрунтах міста Дніпродзержинськ (нині місто Кам'янське) дозволило ранжувати джерела емісії за зменшенням техногенного пресингу на ґрунтовий покрив території від Дніпровського металургійного комбінату (значення 135,3) до теплоелектроцентралі (значення

43,7), що відображує ефективність пилогазоочищувального обладнання цих промислових підприємств [132].

У ґрунтовому покриві міста Харків максимальні значення коефіцієнтів концентрації склали для Hg 49,5, Pb – 36,1, Zn – 29,1, Cd – 7,0, а більшу частину обстеженого полігону віднесено до небезпечного та помірно небезпечного рівнів забруднення за Ю. Ю. Саєтом [100]. Разом з цим дослідники інколи користуються шкалою Ю. Ю. Саєта для сумарного показника забруднення навіть у тих випадках, коли визначають не валові, а рухомі форми, наприклад, у роботі С. В. Скок щодо оцінки забруднення ґрунтів міста Херсон [134]. На наш погляд, це некоректно, адже відомо, що за техногенного забруднення вміст рухомих форм важких металів збільшується набагато сильніше, ніж їхня валова кількість [58; 103; 111].

Найчастіше для дослідження забруднення ґрунтового покриву урбанізованих територій застосовують еколого-геохімічну методологію, провідником якої в Україні був Е. Я. Жовинський та його учні, які визначали геохімічні параметри ґрунтів за 13 класами геохімічних ландшафтів України, особливо в межах східної частини України [52; 53]. Еколого-геохімічні дослідження (зйомка), що проводилися підприємством «Донбасгеологія», передбачали відбирання проб ґрунту за просторовою мережею з певним кроком, від 0,5 км до 2 км та прив'язку результатів як до геологічних картосхем, так і до техногенних джерел емісії хімічних елементів [26]. Еколого-геохімічні дослідження агроландшафтів більше зорієнтовано на взаємозв'язок ґрунтів із рослинністю та поверхневими і підґрунтовими водами, що визначає збалансованість мікроелементного складу для живлення рослин і тварин [51]. Оскільки в межах урбанізованих територій компоненти агроландшафтів і урболандшафтів часто дуже тісно пов'язані, дослідники неминуче змушені поєднувати геохімічні підходи із агрохімічними [107] та екотоксикологічними [106].

Таким чином, сучасний розвиток еколого-геохімічного підходу до вивчення ґрунтів урбанізованих територій полягає у залученні комплексу

методів зі сфери ґрунтознавства, геоінформатики, мінералогії, біодіагностики, статистичного аналізу тощо. Практичне застосування цих методів у вітчизняних дослідженнях добре апробовано на прикладі міста Маріуполь, яке займає головні позиції у переліку міст із найбільш напруженою екологічною ситуацією [112; 113]. Результати досліджень форм знаходження важких металів у ґрунтах, донних відкладах та рослинності м. Маріуполь, що знаходяться під техногенним навантаженням підприємств чорної металургії, дали змогу виділити території з їх аномальними значеннями та запропонувати заходи щодо покращення ситуації [17]. Характерними елементами ґрунтів навколо металургійних підприємств є так званий сідерофільний геохімічний клас елементів – залізо, марганець, титан [26]. Однак, згідно з дослідженнями М. Н. Жукова та ін., геохімічна асоціація важких металів у ґрунтах м. Маріуполь представлена такими елементами: $Pb > Cu > Zn > Cr > Mn$ (у шарі 0 – 5 см) та $Pb > Cu > Cr > Mn > V$ (у шарі 5 – 10 см) [54]. Дослідження ґрунтового покриву іншого міста Приазов'я – Ростова-на-Дону показало наявність педохімічного забруднення Zn ($K_c = 1,6 - 12,9$), Cu ($K_c = 2,0 - 5,0$), Pb ($K_c = 1,5-3,0$), V ($K_c = 1,1 - 1,7$), Mn ($K_c = 1,2 - 1,4$) [36].

Причиною таких розбіжностей може бути строкатість ґрунтових умов, яка є особливо великою у містах, перекриття ореолів забруднення з різних джерел, а також різні шляхи надходження поллютантів до ґрунту. Узагальнення геохімічних особливостей ґрунтів міст України, виконане у 90-х рр. минулого століття за допомогою факторного аналізу, показало, що хоча Mn і бере активну участь у техногенезі, але в силу хімічних властивостей цей елемент не входить у пірогенну асоціацію елементів $Zn-Cu-Ni-Pb-Cd-F$ [146].

Важливим аспектом моніторингу забруднення ґрунтів міст є врахування розташування місць спостережень в геохімічному ландшафті. Як відмічає А.О. Ачасова, моніторинг ґрунтового покриву повинен будуватися на ландшафтно-геохімічних засадах, причому контрольні ділянки доцільно розташовувати на транселювіальних позиціях, а ділянки для оцінки ступеня забруднення – у зоні акумуляції речовин [5]. Схема геохімічних

урболандшафтів, покладена за основу моніторингової мережі у місті Новоросійськ, передбачає виділення індустріальних районів і пустищ, та поділ селітебних територій на одноповерхові, 2 – 5-поверхові та 5 – 10-поверхові. Підпорядкованою одиницею є місце розташування у геохімічній катені: на крутих схилах (транселювіальні елементи), у нижній частині похилих схилів (трансакумулятивні елементи) та у надводній частині схилів (трансупераквальні елементи) [158].

На відміну від традиційного оцінювання забруднення ґрунтів, основанийого на порівнянні результатів моніторингу із пороговими значеннями, використання ієрархічного кластерного аналізу та методу головних компонент дозволяє відокремлювати області високого ризику та будувати профілі забруднення. Застосування такого методичного підходу в районі Бургаса (Болгарія) допомогло виділити чотири основні джерела емісії важких металів, пов'язаних із промисловістю та сільським господарством, і головне – достовірно розділити наслідки забруднення для двох різних типів ґрунтів, що переважають у цьому приморському місті [161]. Аналогічний підхід був використаний для узагальнення даних обстеження ґрунтів Гонконгу [169]. Встановлено, що у кластері із переважанням ґрунтів під лісом та овочами спостерігається найнижча концентрація As, але найбільша – Cd. Міським ґрунтам забудованої території, навпаки, притаманний втричі вищий вміст свинцю, ніж ґрунтам на сільськогосподарській території. Для виявлення взаємозв'язків між чинниками, що визначають поведінку важких металів у ґрунтах, застосовують факторний аналіз. Зокрема, порівняльний аналіз накопичення кислоторозчинних форм важких металів у чеських містах показав, що 39,5 % варіабельності відображує зв'язок між органічним вуглецем та Cu, Pb, As та Zn, 27,6 % – залежність із рН та якістю гумусу, а 12,3 % – це вміст фізичної глини та кадмію [177].

Російські дослідники, враховуючи надзвичайно високий рівень строкатості ґрунтового покриву урбанізованих територій, застосовують спеціальний математичний апарат АСПД (методика аналізу та синтезу

показників за інформаційного дефіциту), що передбачає порівняльну оцінку рендомізованих зведених індексів [116]. За цією методикою пропонується скласти карти інтегральної стійкості ґрунтового покриву до забруднення важкими металами на основі карти ґрунтів та наявних відомостей про їхні властивості.

У Західній Європі для оцінки забруднення ґрунтів та седиментів доволі часто застосовують геоаккумуляційний індекс, запропонований G. Muller близько 50 років тому [195]:

$$I_{geo} = \log_2(C_n/1,5B_n), \quad (1.1)$$

де I_{geo} – геоаккумуляційний індекс;

C_n – концентрація елемента у ґрунті, мг/кг;

B_n – геохімічний фон елемента, мг/кг.

Існує сім класів індексу геоаккумуляції. Незабрудненими вважають ґрунти класу 0 ($I_{geo} = 0$), помірно забруднені від 1 до 2, сильно від 3 до 4 та надзвичайно сильно понад 5.

Еколого-геохімічний підхід до оцінки забруднення було розвинуто у працях Ю. М. Дмитрука, який розрахував міграційні індекси за накопиченням важких металів у генетичних горизонтах та запропонував розраховувати індекси насиченості ґрунтів хімічними елементами як середнє геометричне з їх коефіцієнтів концентрації [44]. На думку вченого, найбільш коректним підходом до визначення фонових концентрацій є дослідження різновікових ґрунтів як сучасної денної поверхні, так і похованих під археологічними пам'ятками [45].

Враховуючи той факт, що процеси міграції та концентрації хімічних елементів у ґрунтах селітебних територій істотно відрізняються від природних ландшафтів, В. О. Алексеєнко удосконалив методику визначення фонових значень, використовуючи репрезентативні «усереднені» літохімічні проби

ґрунтів [1; 2]. Встановлено, що поліелементний фон міст з населенням понад 700 тис. істотно відрізняється від елементного складу міст із середньою та малою кількістю мешканців. Останні узагальнення хімічного складу ґрунтів великих міст, виконане G. Li et al., показує, що вміст важких металів в них зменшується у такому порядку: $Zn > Cr, Pb, Cu > Ni > As > Cd, Hg$, причому розподіл свинцю у найбільшій мірі пов'язаний із людською діяльністю [186]. Саме недостатність відомостей про фоновий вміст та поліелементний характер забруднення, на думку В. Б. Ільїна, є основними труднощами, що перешкоджають моніторингу важких металів у великих промислових містах [57]. І навпаки, як продемонстровано цим відомим вченим, правильний розрахунок місцевого фону є запорукою адекватної оцінки реальної небезпеки.

Таким чином, дослідження забруднення урбанізованих територій мають враховувати не тільки хімічний склад техногенних викидів і шляхи їх надходження, але й природну неоднорідність ґрунтового покриву, розташування у геохімічному ландшафті, функціональне призначення території, фоновий вміст хімічних елементів та стійкість ґрунтів до забруднення. Ігнорування будь-яких із перелічених впливових чинників може призвести до неповної, неточної, а то й хибної оцінки реальної небезпеки.

1.4.2 Моніторинг забруднення ґрунтів за допомогою методів біотестування

З розвитком цивілізації та збільшенням антропогенного пресингу на ґрунти все більшого значення набувають екологічні функції ґрунтового покриву, збереження яких стоїть на порядку денному в усіх великих містах. Як наголошують українські екологи, розуміння ролі ґрунту в урбоєкосистемах є важливою складовою сталого управління міським господарством взагалі [91].

На цей час природоохоронні заходи з регулювання й обмеження надходження у природне середовище екологічно небезпечних речовин і сполук, як правило, засновано на співставленні фактичних значень їх вмісту з

встановленими величинами ГДК цих речовин для відповідного компонента природного середовища. Але при цьому використання лише інформації щодо перевищення ГДК окремих хімічних речовин недостатньо для оцінки екологічного стану території, оскільки не враховується вплив сукупної дії полікомпонентних хімічних сполук на біотичну складову екосистем. Це пов'язано з тим, що ГДК передбачає нормування ізольованого впливу хімічних речовин на відповідні тест-організми, які використовуються під час встановлення ГДК, в той час як у реальних умовах вплив чинять складні суміші речовин, унаслідок чого може проявлятися комбінований ефект впливу – адитивність, синергізм, антагонізм [69].

Більшість спроб, що використовуються для нормування забруднення ґрунтів забруднюючими речовинами, зводяться до того, щоб визначити гранично допустиму концентрацію речовини у ґрунті. Однак у силу об'єктивних причин, таких як поліфункціональність і гетерогенність ґрунту, різноманітність його типів, різноманітність забруднюючих речовин, явища синергізму та антагонізму між ними, здатність живих організмів до адаптації, а ґрунту – до самоочищення, використання ГДК поліютантів для оцінки рівня забруднення є недостатнім показником.

Доцільність використання біологічних методів оцінки якості компонентів ландшафту, зокрема, ґрунтів, підкреслюється у численних роботах вітчизняних і зарубіжних авторів [96; 189; 201]. Зокрема, в роботі М. О. Клименко під час визначення переліку показників для оцінки якості компонентів довкілля в умовах антропогенного навантаження рекомендується використовувати поряд з іншими біологічними методами: «...Біоіндикація і біотестування, на відміну від відомих аналітичних методів контролю за станом середовища, є незамінними у визначенні токсичності і шкідливості факторів для живих організмів, бо ці характеристики є біологічними, а тому визначають біологічну повноцінність (або неякісність) середовища» [62]. Підтвердженням наведеного вище є результати встановлення кореляційної залежності між оцінкою рівнів токсичності води і

значеннями коефіцієнтів її забрудненості окремими хімічними речовинами, яка складала 0,06 [27].

На думку вчених Інституту мікробіології та вірусології НАН України, біоіндикацію ґрунтів, що зазнають забруднення важкими металами, слід проводити на різних рівнях структурної організації, а саме: доклітинному (ферментна активність), клітинному, популяційному та ценотичному [4].

Для пришвидшення діагностування забруднення за методом біоіндикації пропонується використовувати види, що мають високу інтенсивність розмноження, наприклад, ряску малу (*Lemna minor* L.), а в якості критеріїв обирати кількість хлоропластів у епістрофному положенні та кількість загиблих клітин [150]. Поряд з цим, завдяки високій буферності чорноземів та толерантності вищих рослин до окремих важких металів невисокі рівні забруднення можуть навіть стимулювати проростання та ріст паростків, наприклад пшениці озимої на чорноземі звичайному за 1 ГДК Cu, Zn, Cd, Hg, Pb [20]. Аналогічний ефект може спостерігатися і за ферментативної індикації забруднення внаслідок поглинання важких металів компонентами агротехногеохімічного фону, наявності у складі забруднення частки легкодоступних органічних та мінеральних речовин, оптимізації рН та газового режиму ґрунту тощо [29].

Встановлено, що вплив багатьох забруднюючих речовин, у т.ч. й важких металів, на живі організми ґрунту проявляється до певної межі у стимуляції як тест-функцій, так і продуктивності цілих екосистем, та тільки за подальшого підвищення дози починається пригнічення [92]. Висока мозаїчність ґрунтового покриву міст слугує запорукою збереження багатьох видів ґрунтових бактерій та грибів, тобто підтримання біорізноманіття [91]. Поряд з цим, унаслідок техногенного забруднення ґрунтового біогеоценози зазнають істотних змін, а їхнє біорізноманіття зменшується. Наприклад, дослідження едафотопів урбоекосистем міста Маріуполя показало, що хоча загалом таксономічна структура альгоугруповань у міських ґрунтах зберігає риси природних ґрунтів степової зони, у санітарно-захисній транспортній та селітебній зоні відзначається

збіднення видового складу водоростей та складу домінантів [153]. Дуже поширене явище фітотоксичності на техногенних ґрунтах, що утворюються внаслідок діяльності гірничодобувної промисловості, де едафо-екологічні обмеження наближаються до мінімуму та максимуму [191].

Відзначається, що на початкових стадіях забруднення чорноземних ґрунтів важкими металами критеріями відгуку мікробної системи є такі біологічні показники, як активність симбіотичної діяльності, виділення двоокису вуглецю, целюлозолітична та нітрифікаційна активність, кількість нітрифікаторів, актиноміцетів та грибів [129]. Разом з тим показники біотестування, визначені за різними тест-системами, ніколи не збігаються повністю, що пов'язано із їхньою неоднаковою чутливістю до кожної забруднюючої речовини [131]. У зв'язку з неоднаковою реакцією кореневої системи, надземної частини та насіння на підвищені концентрації важких металів доцільним є не замінити хімічні аналізи біотестуванням, а використовувати обидва методи в комплексі [197]. Аналогічний підхід щодо комбінації хіміко-аналітичного моніторингу в часі та просторі із спостереженнями за біологічними тест-об'єктами успішно застосовується також і для суміжних середовищ, наприклад у випадку забруднення морської води та донних відкладів уздовж берегової смуги району розташування нафтопереробного комплексу у Венесуелі [173].

Незважаючи на наявні розбіжності в оцінках забруднення за різними методами, більшість дослідників вважає, що оцінка біодоступності забруднюючих речовин у міському середовищі може пояснити складні відносини між урбоґрунтами, впливом забруднювачів та станом здоров'я населення [176; 186; 205].

Загалом, результати досліджень ґрунтового покриття урбанізованих територій та його забруднення різними речовинами мають за мету не тільки привернути увагу державних інституцій та місцевих властей, але є фактичним вихідним матеріалом для подальшого планування розвитку міської території. Як підсумовують В. І. Васенев із співавторами, оцінка екосистемних послуг ґрунтів урбанізованих територій надає можливість вивести ґрунтознавчі

дослідження на новий рівень практичного використання та брати активну участь в екологічному менеджменті міст [203]. У Великій Британії проводиться робота з коригування «soil guideline values» (SGV), перевищення яких вказує на необхідність спеціальних досліджень з детоксикації. Зокрема, у Глазго було виявлено перевищення таких нормативів у 20 % для Cr та у 5 % для Pb, що є підставою для переоцінки якості земельних ресурсів цього міста [204].

Найбільш інформативним і стабільним компонентом ландшафту вважаються ґрунти, структура яких справляє відчутний вплив на суміжні компоненти. Серед трьох структурних елементів біосфери (атмосфери, гідросфери, літосфери) центральною ланкою є ґрунти, які відіграють визначальну роль у їх формуванні і суттєво впливають на перерозподіл речовини і енергії в інших компонентах природного середовища. Контроль процесів деградації і відтворення ґрунтів повинен здійснюватися під час ведення комплексного моніторингу як системи спостережень за екологічним станом ґрунтів з метою їх раціонального використання та охорони. На сьогодні потрібно створювати систему ґрунтово-екологічного моніторингу, адаптовану до умов комплексного антропогенного впливу на ґрунти [95]. Надійна діагностика та оцінка екологічного стану ґрунтів буде тільки за доступності до якомога повнішої інформації про зміни структури ґрунтового покриву, трансформації земельних угідь, зміни еколого-біогеохімічних характеристик [157].

Проведений аналіз публікацій за темою дисертаційної роботи показує, що діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами в урбанізованих ландшафтах є складною науково-практичною задачею, розв'язання якої потребує комплексного підходу із залученням ґрунтознавчих, геохімічних, біодіагностичних та статистичних методів. Ключовими питаннями, які потребують вирішення під час організації моніторингу, є врахування природної та антропогенно-обумовленої неоднорідності ґрунтового покриву, об'єктивне встановлення фонового вмісту хімічних елементів та сполучення хіміко-діагностичних і біодіагностичних методів.

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Характеристика об'єктів досліджень

2.1.1 Ґрунтово-кліматичні умови району досліджень

Дослідження за темою дисертаційної роботи проводили в межах приморської (південної) частини Приазовської похилої розчленованої акумулятивно-денудованої рівнини та берегової смуги узбережжя Азовського моря, долин нижньої течії річок Берда і Кальміус. Ареал досліджень охоплював сучасну територію міст Бердянськ і Маріуполь та приміську зону віддаленістю до 15 – 20 км від меж цих міст.

Відповідно до матеріалів ґрунтової карти Української РСР за редакцією М. К. Крупського (1977), а також сучасних схем районування ґрунтів України [122] досліджувана територія охоплює ареал поширення чорноземів звичайних та частково чорноземів південних малогумусних на лесових породах. Основним зональним ґрунтом, що досліджувався нами, був чорнозем звичайний.

Чорноземи звичайні теплі із коротким періодом промерзання, що відносяться до Приазовсько-Передкавказької провінції потужних і надпотужних чорноземів, переважають у ґрунтовому покриві Приазовської похилої рівнини, що тягнеться від Донецького кряжу до берегів Азовського моря та нижньої течії Дону. Ґрунотворні породи цих ґрунтів представлені переважно карбонатними лесовидними глинами і суглинками потужністю від 6 до 50 м флювіогляціального, алювіально і алювіально-делювіального походження, що містять від 4 до 17 % CaCO_3 . За гранулометричним складом ці ґрунти належать до пилюватих важких суглинків та легких глин (вміст фізичної глини 50 – 66 %, мулу – 28 – 41 %). Вміст гумусу у верхньому горизонті становить 3,8 – 4,7 %, актуальна кислотність коливається від рН 7,2 до рН 8,0.

Будову профілю чорнозема звичайного малогумусного на лесових породах ілюструє рис. 2.1 та наведений нижче опис. Розріз закладено на вододільному плато на відстані 12 км на північний схід від м. Бердянськ.



Рис. 2.1 Профіль чорнозему звичайного малогумусного на лесових породах

На 0 – 25 см – гумусовий горизонт, орний шар, темно-сірий, пухкий, у нижній частини ущільнений, пилювато-зернистий, рясно пронизаний коренями рослин.

Н 26 – 48 см – гумусовий горизонт, підорний шар, того ж кольору, слабо ущільнений, зернисто-грудкуватий. Наявні нечисленні кротовини, перехід поступовий.

Нр(к) 49 – 75 см – гумусовий перехідний, буровато-сірий, грудкувато-зернистий, нечисленні кротовини, ущільнений. Перехід добре виражений.

R(h)k 76 – 85(90) см – темно-палевий карбонатний лес, нерівномірно слабо гумусований, з кротовинами, слабо ущільнений, грудкуватий, перехід поступовий.

Rk 86 – 180 см і глибше – лес карбонатний, вкраплення білозірки, легкоглинистий, пористий, свіжий.

Ґрунти подібного плану із непорушеною будовою поширені здебільшого у зонах рекреаційного призначення, а також на сільськогосподарських землях навколо досліджуваних міст.

У зоні розміщення промислових об'єктів і житлової забудови виявлено велику кількість ґрунтів, що мають ознаки екраноземів (екранованих асфальтовими або іншими покриттями), ацефалоземів (зі знятим верхнім родючим шаром), індустріземів (із горизонтом, що містить залишки та відходи виробництва), а у зонах розміщення адміністративно-культурних об'єктів – реплантоземів та конструкторземів, які утворені з привезеного насипного шару ґрунту.

Однак, за нашими спостереженнями під час досліджень, незважаючи на перетвореність ґрунтового покриву урбанізованих територій, більш поширеними є поверхнево перетворені урбоґрунти із незначними механічними порушеннями профілю.

Прикладом такого ґрунту може слугувати урбочорнозем важкосуглинковий на лесовидному суглинку (рис. 2.2) в районі лісопаркової зони міста, який має ознаки перемішування гумусо-акмулятивного та перехідного горизонтів. Опис профілю цього ґрунту наведено нижче:

H 0 – 25(45) см – гумусовий горизонт, темно-сірий, нещільний, грудкувато-зернистий, рясно пронизаний коренями деревної рослинності, сухий, нерівномірної грубизни, перехід місцями дуже чіткий, місцями поступовий.

Hp(H)k 26 – 65 см – гумусовий перехідний, буровато-сірий, із великими стовпоподібними ділянками матеріалу гумусового горизонту, грудкувато-зернистий, у нижній частині є кротовини, слабо ущільнений у непорушеній

частині, рихлий у включеннях матеріалу гумусового горизонту, свіжий, перехід добре виражений.

P(h)k 66 – 90 см – палево-бурий карбонатний лес, місцями нерівномірно гумусований, із кротовинами, слабо ущільнений, зернисто-грудкуватий, перехід поступовий, рівномірний.

Pk 90 – 140 см і глибше – лесовидний суглинок із включеннями білозірки, малопористий, свіжий.



Рис. 2.2 Профіль урбочорнозему малогумусного на лесовидному суглинку

Окрім зональних автоморфних ґрунтів, в дослідженнях вивчали ґрунти різного ступеня гідроморфності, що сформувалися на алювіальних та делювіальних відкладах річкових заплавл та прибережної смуги.

Бердянська коса довжиною понад 20 км складена намитими піщаними і черепашковими відкладами, з переважанням більш крупних фракцій у прикореневій частині (так звана «Ближня коса») та дрібнішими за розміром

часточок відкладами – у прикінцевій частині («Дальня коса»). У прибережній смузі низинної території завширшки декілька кілометрів, яка переходить у косу, поширені ландшафтні комплекси солоних озер із дуже бідною рослинністю, представленою вербою, маслинкою сріблястою, очеретом звичайним, сукулентами та галофітами (рис. 2.3).



Рис. 2.3 Природний ландшафт солоних озер низинної частини прибережної території Приазов'я

Тип засолення хлоридно-натрієвий ($\text{Cl}^- > 2$ ммоль/л, $\text{Na}^+ > 2$ ммоль/л). Ґрунтовий покрив цих ландшафтів складають дернові нерозвинені ґрунти піщаного, глинисто-піщаного та супіщаного гранулометричного складу на алювіальних відкладах, у комплексі з перевідкладеними пісками. Грубизна профілю таких примітивних ґрунтів становить від 5 – 7 см до 15 см, із вмістом гумусу у верхній частині до 0,7 – 1,0 % та включеннями обуглених часточок та черепашкових уламків.

Генезис цих ґрунтів обумовлений періодичним нанесенням алювіального піщаного та глинисто-піщаного матеріалу, а у приморській смузі – піщано-черепашкових відкладів. У зв'язку з цим низинній частині прибережної

території притаманне значне різноманіття ґрунтів. Так, на намитих піщаних косах у віддаленій частині залягають дернові глеюваті слабкорозвинені ґрунти (рис. 2.4 а), що мають такий профіль:

H_0 – 15(18) см – гумусовий горизонт, сіро-палевий, однорідний з поодинокими включеннями обуглених залишків деревини та напівзруйнованих черепашок, незв’язний, вологий, пронизаний коренями рослин.

$R(h)$ 15(18) – 27 см – піщані відклади з окремими слабогумусованими плямами, палевого та жовто-палевого кольору, не зв’язний, вологий.

$Rg1$ – від 27 см – оглеєний алювіальний пісок, сірий, слабо липкий, зі слабо вираженою шаруватістю, мокрий.



Рис. 2.4 Профіль дернового глеюватого слабкорозвиненого ґрунту (ліворуч) та алювіального лучного ґрунту на засоленому оглеєному алювії (праворуч)

На алювіальних відкладах поблизу солоних озер материкової частини залягають алювіальні лучні шаруваті ґрунти (рис. 2.4 б), профіль яких складається з наступних горизонтів:

Nd_0 – 4 см – дернина, темно-сіра, слабо грудкувата, волога, щільно пронизана коренями рослин, скипає з поверхні, супіщана.

H_{al} 4 – 34 см – алювіальні відклади з прошарками мулистого темно-сірого та піщаного (супіщаного) ясно-палево-жовтого відмитого матеріалу, не зв'язний, вологий, чітко переходить у

$P_{gl,al,s}$ – від 34 см – оглесний алювіальний матеріал, темно-сірий з сизим відтінком, з 40 см підтоплений підґрунтовими водами.

У прикореневій частині прибережної смуги, від абразивної лінії лесових відкладів до заплави річки Берда, ґрунти сформовані на алювіально-делювіальних відкладах більш важкого гранулометричного складу, що у поєднанні з близьким заляганням підґрунтових вод є сприятливим для щільної злаково-різнотравної та гідрофільної рослинності, у т. ч. такі рідкісні як тирса (*Stipa capillatae*), ковило́к або ковила Лесінга (*Stipa lessingiana*), мигдаль низький (*Amygdaleta nanae*), ефе́дра двоко́лоса (*Ephedra distachya*) (рис. 2.5).



Рис. 2.5 Природний ландшафт заплави р. Берда

Ґрунтовий покрив складають алювіальні лучні та лучно-болотяні ґрунти легко- та середньосуглинкового гранулометричного складу (рис. 2.6), які переходять у алювіальні дернові ґрунти на делювіальних відкладах із добре гумусованим профілем грубизною 50 см та більше.



Рис. 2.6 Профіль алювіального лучно-болотного ґрунту річкової заплави

На відміну від алювіальних ґрунтів прируслової частини заплави та солоних озер колишніх річкових стариць ці ґрунти не мають такої шпаруватості, хоча також здебільшого оглеєні у нижній частині профілю. Профіль одного з них – алювіального лучно-болотного солончакуватого середньосуглинкового ґрунту наводимо нижче.

$H_d(t)$ 0 – 6 см – щільнозлакова дернина, темно-сіра, грудкувато-зерниста, слабо оторфована, свіжа, щільно пронизана коренями рослин, скипає з поверхні, супіщана.

$H(t)_s$ 6 – 37 см – гумусовий слабо оторфований горизонт, темно-сірий із сизуватим відтінком у нижній частині, зернисто-дрібногрудкуватий, середньо суглинковий, вологий, під час підсихання з'являються окремі вицвіти солей, рясно пронизаний дрібними коренями.

$H_{p_{gl,s}}$ 37 – 58 см – перехідний горизонт, сірувато-бурий із численими вицвітами солей під час підсихання, із ознаками оглеєння, слабо грудкуватий, липкуватий.

P_{gl_s} – від 58 см – оглеєний алювіальний матеріал суглинкового гранулометричного складу, бурувато-сизий, з 65 см підтоплений підґрунтовими водами.

Близькі за генезисом гідроморфні ґрунти урболандшафтів часто мають порушений профіль, містять у ньому уламки бетону, інші чужорідні включення, але так само переважно знаходяться під щільною злаково-різнотравною та гідрофільною рослинністю (рис. 2.7). Через близькість підґрунтових вод пертурбація цих ґрунтів унаслідок господарської діяльності найменша, водночас акумуляція забруднюючих речовин у таких ґрунтах посилюється.



Рис. 2.7 Техногенний ландшафт заплави р. Кальміус

2.1.2 Характеристика джерел забруднення ґрунтового покриву в районі досліджень

Місто Маріуполь є одним з найбільших індустріальних центрів України, який з кінця XVIII століття спеціалізується на металургійній промисловості. На цей час в місті мешкає близько 475 тис. осіб. У структурі земельного фонду міста станом на 2003 р. із загальної площі 24,39 тис. га під забудовою

знаходилося 9,79 тис. га, у т.ч. під промисловими об'єктами – 2,95 тис. га. Лісовкрита площа складала лише 0,37 тис. га, площа сільськогосподарських угідь – 13, 16 тис. га, відкритих земель без рослинного покриву – 0,48 тис. га.

Урболандшафти міста Маріуполь знаходяться під сумісним впливом таких потужних джерел емісії важких металів, як ПрАТ «Маріупольський металургійний комбінат ім. Ілліча» («ММК ім. Ілліча»), ПрАТ «Металургійний комбінат «Азовсталь» (МК «Азовсталь»), коксохімічний комбінат ВАТ «Маркохім», а також локальних стаціонарних та пересувних забруднювачів місцевої інфраструктури.

За даними Міністерства екології та природних ресурсів України, «ММК ім. Ілліча» є другим за обсягом в Україні джерелом викидів забруднюючих речовин в атмосферу, а «МК Азовсталь» займає 11-ту позицію.

У роки, що передували проведенню наших досліджень, сумарний обсяг викидів забруднюючих речовин до атмосфери з цих підприємств складав від 281,2 тис. т до 418,6 тис. т, а усього від стаціонарних джерел у Маріуполі – від 359,3 тис. т до 425,1 тис. т (табл. 2.1). Ще раніше, у 90-ті рр. минулого століття, обсяг викидів забруднюючих речовин в атмосферу у Маріуполі перевищував 600 тис. т за рік.

Таблиця 2.1

Динаміка викидів у атмосферне повітря найбільшими джерелами забруднення Маріуполя у 2003 – 2011 рр. (за [17; 113])

Підприємства	Річний обсяг викидів забруднюючих речовин у атмосферу, тис. т								
	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
«ММК ім. Ілліча»	257,3	264,9	263,2	229,0	254,8	220,4	158,9	216,8	233,6
«МК Азовсталь»	124,8	140,4	149,9	165,7	163,8	136,1	122,3	143,9	144,8
Усього по Маріуполю	401,6	418,9	425,7	397,3	421,1	359,3	283,9	364,3	382,4

За період проведення досліджень, завдяки впровадженню нових технологій очистки газопилових викидів обсяги надходження забруднюючих речовин скоротилися, однак в останні роки знов спостерігається тенденція до збільшення техногенного забруднення від металургійних підприємств (табл. 2.2).

Таблиця 2.2

Динаміка викидів у атмосферне повітря металургійними комбінатами Маріуполя у 2015 – 2017 рр. за даними рейтингів «ТОП-100» Мінприроди України

Підприємства	Річний обсяг викидів забруднюючих речовин у атмосферу, тис. т		
	2015	2016	2017
«ММК ім. Ілліча»	171,694	178,137	194,628
«МК Азовсталь»	67,684	78,06	89,544

Іншими потенційними джерелами забруднення ґрунтового покриву Маріуполя є машинобудування (ВАТ Концерн «Азовмаш»), виробництво будівельних матеріалів («Азовзалізобетон», цегельні заводи «Керамік», «Перспектива», завод залізобетонних виробів), хімічна (завод ізоляційних матеріалів, завод «Хімпласт», графітовий комбінат «Маркограф»), харчова (кондитерська, консервна, харчосмакова фабрики, 4 хлібозаводи, холодокомбінат, комбінат хлібопродуктів, мелькомбінат, молокозаводи, м'ясокомбінати, лікєро-горілчаний і пивоварний заводи) та легка промисловість (швейна та панчішна фабрики, завод «Маріупольсіткоснасть» тощо).

Для розміщення ТПВ на території міста функціонує два звалища у Приморському та Лівобережному (колишньому Орджонікідзевському) районах, які функціонують з 1969 та 1972 рр. відповідно та практично вичерпали свої ресурси. Окрім того, звалище в Лівобережному районі проектним об'ємом 1,6 млн м³ розміщено в екологічно ризикованому місті на заплаві р. Кальміус.

Наведені відомості свідчать про надзвичайно високий рівень техногенного навантаження на усі компоненти природного середовища в місті, у тому числі й на ґрунти. За період проведення досліджень та безпосередньо перед ним техногенне навантаження залишалося майже на сталому рівні, адже кількість викидів до атмосфери зі стаціонарних джерел з 2003 по 2011 р. зменшилася тільки на 5 %. З урахуванням цього, результати наших досліджень в Маріуполі характеризують ситуацію, притаманну ґрунтовому покриву великого індустріального міста в умовах сильного та сталого техногенного навантаження.

Місто Бердянськ також тривалий час розвивалося як промисловий та торговельний центр на узбережжі Азовського моря, але з більшою спеціалізацією на машинобудуванні, нафтохімічній та харчовій промисловості. 30-ті рр. минулого століття були відзначені інтенсивною індустріалізацією, і у Бердянську було розпочато будівництво заводів: Крекінгового (сучасний ВАТ «Азмол»), Азово-Чорноморського (ВАТ «Шляхмаш»), Першотравневого (ВАТ «Першотравневий завод сільгоспмашин»), механічного (ВАТ «Завод Південгідромаш») тощо.

Станом на період проведення наших досліджень, у місті нараховувалося чотири десятки промислових підприємств, у першу чергу нафтопереробки, машинобудування, харчової та легкої промисловості, зокрема: ТОВ «РУ НВП «Аґрінол», ПрАТ «Берті», ТОВ «Бердянський завод залізобетонних виробів», ТОВ «Склопластик», ТОВ «Азовська кабельна компанія», ПрАТ «Азовкабель», ТОВ «Південний завод гідравлічних машин», ПАТ «Бердянські жниварки», ПАТ «Бердянський завод підйомно-транспортного обладнання», ТОВ «Бердянський кабельний завод» та інші.

У 2000 р. кількість викидів до атмосфери зі стаціонарних джерел склала близько 1200 т., що на два порядки менше, ніж у Маріуполі. 11 січня 2005 року Верховною Радою України прийнято Закон України «Про оголошення природних територій міста Бердянська Запорізької області курортом державного значення». Стратегією розвитку міста було визначено

пріоритетною оздоровчо-курортну діяльність, тому кількість промислових викидів почала знижуватися (табл. 2.3, рис. 2.8). У 2018 р. обсяг викидів у атмосферу зі стаціонарних джерел в м. Бердянськ скоротився до 179,1 т. [127].

Таблиця 2.3

Динаміка викидів у атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення Бердянська у 2007 – 2015 рр.

Річний обсяг викидів забруднюючих речовин у атмосферу, т							
2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
612,8	769,7	близько 500	близько 400	335,5	268,1	239,7	223,9

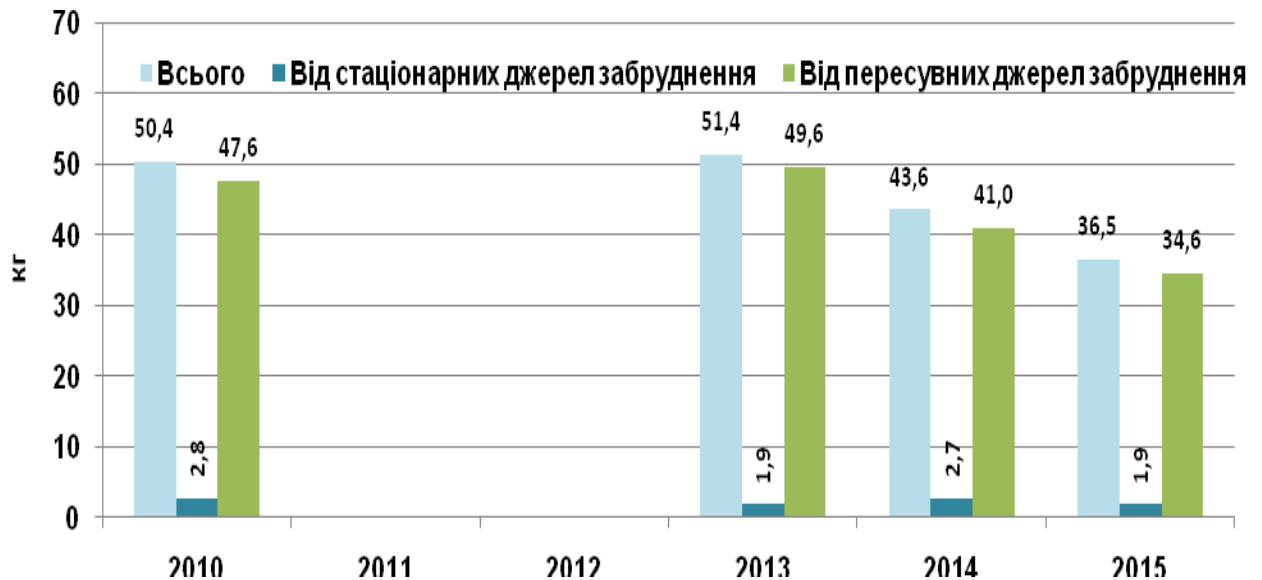


Рис. 2.8 Динаміка викидів забруднюючих речовин (без CO₂) у атмосферу розрахунку на одну особу в місті Бердянську у 2010 – 2015 рр. (за [127])

Територія Бердянська займає 83,0 км², у т.ч. загальнодержавний ландшафтний заказник «Заплава річки Берда» (5,64 км²) та ландшафтний заказник місцевого значення (2,15 км²). Кількість населення станом на 01.01.2017 р. становила 116,2 тис. осіб.

2.2 Методи проведення польових досліджень на території міст

Для отримання репрезентативних проб застосовували метод ключів-аналогів, а місця розташування пробних площадок прив'язували до місць базового обстеження ґрунтового покриву цих міст, проведеного у 2002 – 2003 роках.

Дослідження ґрунтів міст проводилося за нерівномірною мережею, щільність якої визначалася необхідною деталізацією вивчення внутрішньої структури техногенних ареалів і функціональною значущістю території.

Для отримання репрезентативного ґрунтового матеріалу застосовували метод змішаних зразків, відібраних з пробних площадок, які мали площу не менше 2500 м². Конфігурація пробних площадок визначалася рельєфом і особливостями планування міської території. На землях рекреаційного призначення та поза межами міста об'єднана проба складалася з 10 – 12 індивідуальних проб, у селітебній і промисловій зоні – 18 – 20 проб. Глибина відбору проб ґрунту на пробних площадках складала 0 – 20 см. У ґрунтових розрізах, що закладалися на окремих площадках, проби ґрунту відбирали з глибин 0 – 20, 20 – 50(48), 50(48) – 70(75) та 70(75) – 100 см, що відповідало грубизні гумусово-акумулятивного та перехідного горизонту фонового чорнозему звичайного. Техніка відбирання проб ґрунту відповідала вимогам ГОСТ 17.4.3.01-83 та ГОСТ 17.4.4.02-84. Маса загальної проби була близько 2 кг.

Проби ґрунту звільняли від сторонніх домішок, подрібнювали, просіювали крізь сито з порами діаметром 1 мм, розподіляли тонким шаром на аркуші паперу або кальки у вигляді квадрата чи прямокутника і поділяли на 4 частини. Дві протилежні частини ґрунту зсипали в одну купу, повторюючи цю операцію до тих пір, доки вага зразка ґрунту не дорівнювала 100 г.

У випадку наявності на пробній площадці злакової трав'янистої рослинності відбирали проби її надземної частини, зрізуючи на висоті 3 – 5 см від поверхні.

2.3 Методи хіміко-аналітичних досліджень та опрацювання результатів вимірювань

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті визначали методом атомно-абсорбційної спектрометрії після екстрагування ацетатно-амонійним буферним розчином з рН 4,8, а міцно зв'язаних форм – після екстрагування 1 н НСІ. Вміст загального вуглецю у ґрунті визначали за ДСТУ 4289:2004, рН і катіонно-аніонний склад водної витяжки – за ГОСТ 26423-85 – ГОСТ 26428-85, рухомі форми фосфору та калію за Мачигінім – за ДСТУ 4114:2002. Визначення вмісту важких металів у рослинних зразках проводили шляхом озолення рослин та подальшого екстрагування 1 н НСІ. Вимірювання вмісту важких металів у одержаних витяжках проводили на атомно-абсорбційному спектрофотометрі Сатурн. Усі аналітичні роботи проведено у атестованій лабораторії інструментальних методів дослідження ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського». Статистична обробка даних проводилась з використанням програмних засобів Statistica.

2.4 Методи біотестування ґрунтів та опрацювання результатів вимірювань

Для визначення фітотоксичності ґрунтів попередньо було проведено вибір рослин, широке коло яких рекомендується міжнародним стандартом ISO 11269-2 [181; 182; 183]. В експериментах було використано 4 види однодольних (пшениця тверда, ячмінь, овес, кукурудза) і 15 видів дводольних рослин (горох, квасоля, соя, салат, томат, цибуля, кріп, морква, перець, буряк, капуста, редька чорна, редис, петрушка кучерява, огірок) таких сортів, які мали найбільш ранню схожість та найменший період вегетації.

Рослини, які є придатними до біотестування, мають відповідати наступним вимогам: бути здатними розвиватися після замочування у воді, мати достатню швидкість росту у водній витяжці, щоб за 5 діб досягнути такої довжини коренів та паростків, яка необхідна для підрахунку [11]. Відповідно до цих вимог

непридатними до біотестування виявились рослини: перець, петрушка, горох, квасоля, соя, які повільно пророщуються після замочування у воді; в насінні родини бобових починався процес гниття. Насіння кукурудзи, капусти, огірка, салату та пшениці виявилось придатним для біотестування у водній витяжці (розвивалось 80 – 90 % насіння).

Що стосується швидкості росту, то насіння кукурудзи дає паростки достатньої для підрахування довжини через 4 доби після замочування; насіння салату, томату, пшениці, ячменю, буряка, редьки, редису, капусти, вівса та огірка – через 5 діб; насіння моркви, кропу і цибулі – через 7 діб, а петрушки – більше ніж через 11 діб.

Із перелічених рослин для визначення фітотоксичності водних витяжок з ґрунту було обрано кукурудзу, ячмінь та салат. Пшениця, капуста та огірок не використовувались у біотестуванні з таких причин: капуста та огірок мають дуже ніжні корінці, довжину яких неможливо підрахувати, а пшениця має багато бокових корінців, котрі переплітаються між собою, що утруднює врахування результатів.

Основними показниками згідно з [183], за якими проводили оцінку фітотоксичності ґрунтів, були: кількість пророслих рослин, довжина коренів та паростків. Враховували вірогідність відхилення значень цих критеріїв від контролю. Фітотоксичними вважались ґрунти, за результатами біотестування яких значення будь-якого з перелічених критеріїв вірогідно відрізнялось від контролю.

Для визначення придатності насіння вищих рослин до біотестування встановлюють концентрацію розчину еталонної речовини, що викликає зменшення довжини коренів і (або) проростків на 20 % за 96 годин біотестування (ЕК₂₀₋₉₆).

Як еталонну речовину використовують фенол (C₆H₅OH) згідно з ГОСТ 6417-72 кваліфікації ч.д.а. Вихідний розчин готують з концентрацією 1 г/дм³ C₆H₅OH. Для цього використовують дистильовану воду згідно з ГОСТ 6709. З вихідного розчину готують серію розчинів від 100 до 200 мг/дм³ C₆H₅OH з

інтервалом 25 мг/дм³, використовуючи дехлоровану питну воду. Біотестування розчинів проводять впродовж 96 годин згідно з процедурою, викладеною вище. За результатами розраховують ЕК₂₀₋₉₆.

Якщо одержана величина ЕК₂₀₋₉₆ знаходиться в експериментально встановленому діапазоні реагування тест-об'єкта, який дорівнює 89,5 – 194,5 мг/дм³ С₆Н₅ОН, партія насіння придатна до біотестування.

Якщо ЕК₂₀₋₉₆ С₆Н₅ОН не вміщується у вказаний діапазон реагування, партію насіння замінюють на нову. Рекомендується використовувати насіння зі схожістю 90 %.

Контроль відтворюваності результатів визначення токсичності здійснюють за розбіжністю результатів двох визначень ЕК еталонної речовини (ЕК₁, ЕК₂).

Результати визначень токсичності задовільні за умови

$$(ЕК_1 - ЕК_2) \leq D, \quad (2.1)$$

де D – норматив оперативного контролю відтворюваності результатів, значення якого за довірчої ймовірності P = 0,95 складає 74 мг/дм³ фенолу.

Характеристики похибки одиночного визначення токсичності подані в таблиці 2.4.

Таблиця 2.4

Характеристики похибки одиночного визначення токсичності

ЕК ₂₀₋₉₆ , мг/дм ³ фенолу	Найбільше можливе значення середнього квадратичного відхилення випадкової складової похибки (показника відтворюваності) σ (Δ^0), мг/дм ³	Границі інтервалу, в яких похибка визначень токсичності знаходиться	
		$\pm\Delta$, мг/дм ³	$\pm\delta$, %
142	26,8	52,5	37,0

Поставлена задача вирішувалась тим, що визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах ґрунтується на встановленні різниці між інтенсивністю росту рослин у водній витяжці з ґрунту (дослід) та у воді, в якій рослини утримуються (контроль).

Критерієм токсичності є зниження на 20 і більше відсотків довжини проростків і (або) коренів рослин у досліді порівняно з контролем за 96 годин біотестування.

Наприкінці біотестування вимірювали довжину коренів і проростків у контролі та досліді.

Фітотоксичність визначали у водних витяжках (співвідношення ґрунт : дистильована вода 1:1, збовтування на ротаторі протягом 1,5 год, центрифугування витяжки за 2000 об/хв протягом 10 хв) з ґрунту з використанням попередньо підготовленого ($t^0 = 27^{\circ}\text{C}$, 24-годинна експозиція) насіння тест-культур. Після витримування насіння на зволоженому водною витяжкою фільтрувальному папері за температури 25°C протягом 72 годин визначали тест-реакцію. Критерієм токсичності було зниження довжини проростків і коренів рослин за наступні 96 годин порівняно із контролем (зволоження дистильованою водою). Також враховувалась енергія проростання (кількість пророслого насіння, виражена у відсотках до проби, що аналізувалась). Дані тест-параметри рекомендуються як найбільш чутливі багатьма авторами, в тому числі і закордонними [162; 192]. Фітотоксичними вважались ґрунти, за результатами біотестування яких значення будь-якого з перелічених критеріїв значуще відрізнялось від контролю.

На підставі підрахунку довжини коренів у контролі і досліді розраховувались середні арифметичні, котрі використовують для розрахунку відхилення довжин коренів у досліді щодо контролю:

$$A = (Xk - Xd)/Xk \times 100\%, \quad (2.2)$$

де A – довжина коренів (паростків) у досліді відносно контролю, %;

X_k – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у контролі, см;

X_d – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у досліді, см.

Статистичну значущість впливу джерела ґрунтової витяжки та різниці між дослідом та контролем визначали за допомогою двофакторного дисперсійного аналізу (ANOVA), де незалежними факторами виступали місце відбору проб ґрунту та тип серії (дослід або контроль), а залежною змінною – довжина кореня або проростка.

Статистична значущість впливу досліджуваних факторів визначалася, в цілому, для усього досліджуваного комплексу проб. Для кожного місця відбору проб ґрунту статистична значущість різниці між дослідом та контролем (окремо для кореня і паростка, а також для кожного тест-об'єкта) визначалась за Стьюдентом. Множинні порівняння підвищують вірогідність статистичної помилки I роду (прийняття альтернативної гіпотези у той час, коли є правильною нульова). Щоб виправити це, ми застосували метод Хольма [180].

Для отримання комплексної оцінки тестування визначали індекс інтегральної фітотоксичності за формулою

$$I\Phi = \lg [(D_n + D_k + E_n)_{\text{дослід}} / (D_n + D_k + E_n)_{\text{контроль}}], \quad (2.3)$$

де D_n – довжина паростків;

D_k – довжина коренів;

E_n – енергія проростання.

РОЗДІЛ 3 ДІАГНОСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ЗА МЕТОДАМИ ХІМІКО-АНАЛІТИЧНОГО КОНТРОЛЮ

3.1 Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах приміської зони як критерій оцінки забруднення території міста

Діагностика забруднення ґрунтів важкими металами передбачає оцінювання їх інтервалу фонових значень та встановлення характеру розподілу у профілі незабруднених аналогів [45; 46; 48]. Дослідження з цих питань було проведено поза межами міської території на зональних чорноземах звичайних малогумусних важкосуглинкових на лесі.

Регіональною особливістю чорноземів звичайних є високий загальний вміст в них мікроелементів, обумовлений збагаченням на них ґрунтоутворних порід, що сформувалися в умовах геохімічної акумуляції, низькою рухомістю катіоногенних елементів, обмеженою наявністю в ґрунтах карбонатів та переважно лужною реакцією середовища. Насамперед, це стосується такого важливого есенціального елемента, як цинк. Валовий вміст цинку у верхньому шарі чорноземів звичайних малогумусних є доволі значним та перевищує параметри ґрунтів, більш віддалених від узбережжя (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Фоновий вміст хімічних елементів за даними різних авторів

Джерела інформації	Фоновий вміст хімічних елементів, мг/кг ґрунту							
	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Pb	Cu
Кларки у земній корі за А. П. Виноградовим [23]	80	0,13	76	18	49950	950	12,5	55
Ґрунти за А. П. Виноградовим [22]	50	-	40	8	38000	850	10	20
Чорноземи звичайні малогумусні важкосуглинкові та глинисті за А. І. Фатєєвим [148]	63	-	25	15,8	21250	612	18	22
Чорноземи звичайні приазовські за В. О. Алексєєнком [2]	39- 49	-	32- 42	13- 18	-	480- 600	14-17	41- 48

Однак кількість рухомих сполук Zn у орному шарі чорноземів знаходиться на рівні 0,1 – 0,6 мг/кг, а у в садах і виноградниках – до 1 – 2 мг/кг [125; 115; 148]. У профілі фонового чорнозему звичайного, розташованого поза зоною впливу стаціонарних джерел забруднення, максимум потенційно доступного цинку (міцнозв'язані форми) спостерігається у верхній частині профілю та у горизонті акумуляції карбонатів (рис. 3.1). Однак рухомі форми цього елемента сконцентровані переважно у верхньому гумусо-акумулятивному горизонті, а їхня кількість не перевищує 0,5 мг/кг ґрунту. Такі концентрації Zn є дуже низьким рівнем забезпеченості навіть для рослин низького виносу за І. Г. Важеніним (табл. 3.2). Це вказує на несприятливі умови для повноцінного цинкового живлення рослин, спричинені, на нашу думку, наявністю карбонатів та слабко лужною реакцією ґрунтів. У горизонті накопичення карбонатів кількість рухомого цинку у 20 разів нижча за мінімально необхідний рівень концентрації 1 мг/кг ґрунту.

Таблиця 3.2

**Забезпеченість ґрунту рухомими формами мікроелементів
(за І. Г. Важеніним [101])**

Забезпеченість	Вміст рухомих форм мікроелементів, мг/кг ґрунту			
	Mn	Cu	Zn	Co
Для рослин невисокого виносу мікроелементів				
Низька	менше за 5	менше за 0,10	менше за 1	менше за 0,07
Середня	5 – 10	0,10 – 0,20	1 – 2	0,07 – 0,15
Висока	більше за 10	більше за 0,20	більше за 2	більше за 0,15
Для рослин підвищеного виносу мікроелементів				
Низька	менше за 10	менше за 0,20	менше за 2	менше за 0,15
Середня	10 – 20	0,20 – 0,50	2 – 5	0,15 – 0,30
Висока	більше за 20	більше за 0,50	більше за 5	більше за 0,30
Для рослин високого виносу мікроелементів				
Низька	менше за 20	менше за 0,50	менше за 5	менше за 0,30
Середня	20 – 40	0,50 – 1,0	5 – 10	0,15 – 0,70
Висока	більше за 40	більше за 1,0	більше за 10	більше за 0,70

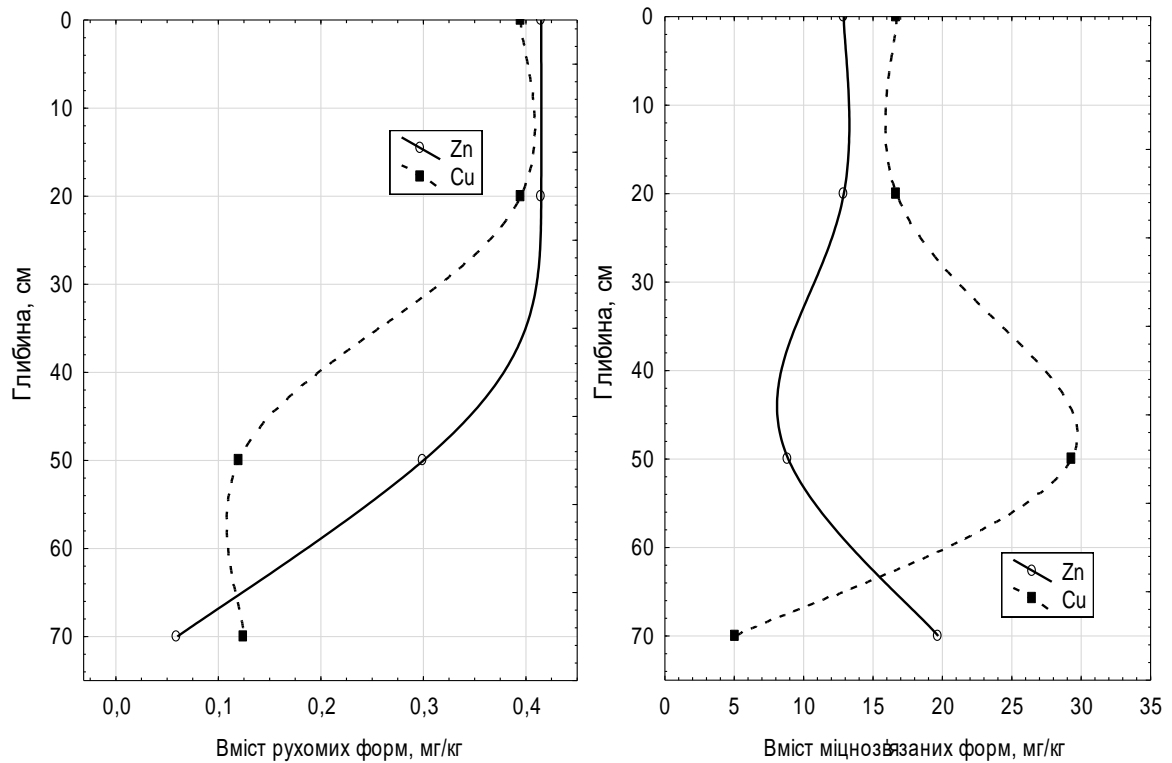


Рис. 3.1 Розподіл рухомих форм (ліворуч) та міцнозв'язаних форм (праворуч) Zn і Cu у профілі чорнозема звичайного малогумусного (район Бердянська)

Фоновий вміст Cu у ґрунтах різних геохімічних ландшафтів регіону досліджень коливається від 22 до 60 мг/кг [2; 148]. Така кількість міді знаходиться в межах нормальної регуляції функцій рослин і тварин. Ці значення близькі до фонового вмісту Cu в чорноземах взагалі, який становить за різними оцінками від 21 до 30 мг/кг, а також до кларку для ґрунтів взагалі (20 мг/кг), але перевищують регіональні параметри вмісту цього елемента, визначені понад 37 – 45 років тому [63], що є можливим наслідком тривалого застосування мідьвмісних пестицидів.

У фоновому чорноземі звичайному міцнофіксовані форми міді сконцентровані у гумусо-акумулятивному та перехідному горизонті, що пов'язано із тісною спорідненістю цього біофільного елемента з органічною речовиною ґрунту (рис. 3.1). Вміст рухомих форм можна оцінити як високий для невибагливих культур, або середній для культур підвищеного виносу. Отже, фоновий чорнозем достатньою мірою забезпечений міддю.

Валовий вміст марганцю у зональних ґрунтах степової зони дещо нижче за кларки, що пов'язано з відсутністю елювіально-ілювіального перерозподілу залізо-марганцевих сполук в процесі ґрунтоутворення. В. О. Алексєєнко відмічає, що найменша кількість цього елемента спостерігається у дерновинно-злакових степах з гідрокарбонатно-кальцієвим класом водної міграції [2]. Наші дослідження показують, що розподіл міцно зв'язаних форм Mn у профілі ґрунту є рівномірним із поступовим зменшенням від 350 до 100 мг/кг (рис. 3.2).

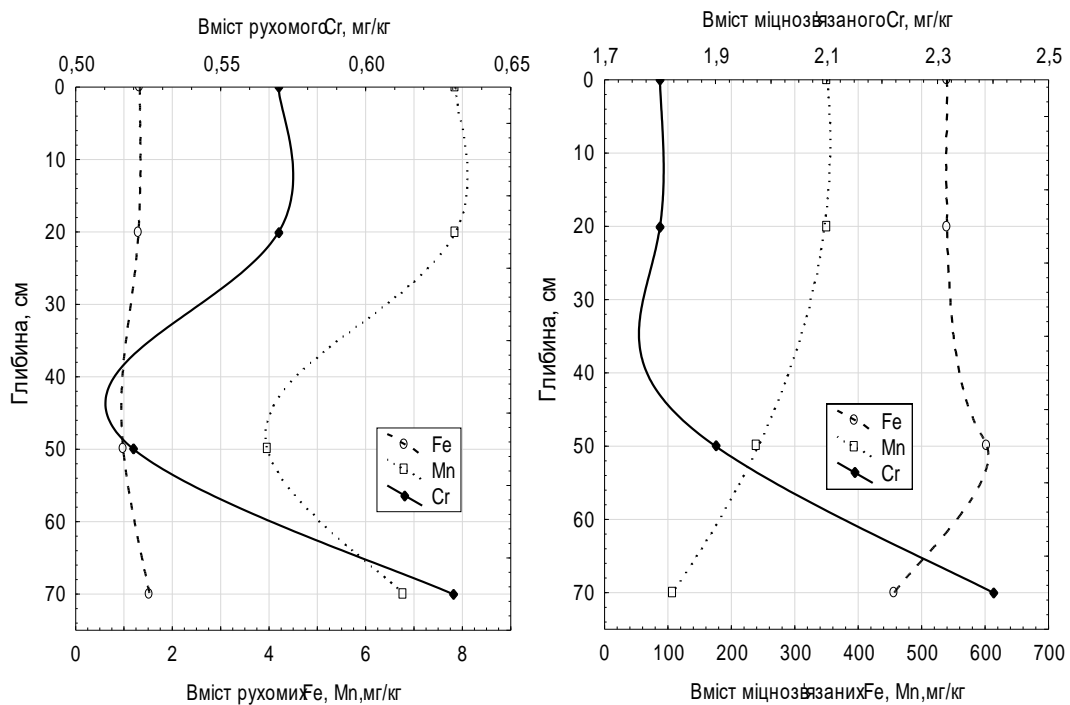


Рис. 3.2 Розподіл рухомих форм (ліворуч) та міцно зв'язаних форм (праворуч) Fe, Mn і Cr у профілі чорнозему звичайного мало гумусного

Аналогічним чином змінюється і концентрація кислоторозчинного заліза у профілі ґрунту. Вміст рухомих форм Mn і Fe також має схожий вертикальний профіль: накопичення у гумусо-акумулятивному горизонті та на карбонатному бар'єрі. За класифікацією І. Г. Важеніна, така забезпеченість ґрунту рухомих марганцем відповідає середньому рівню для невимогливих культур та низькому рівню для культур підвищеного виносу.

Схожим чином відбувається і перерозподіл хрому в профілі, а саме: значне накопичення у карбонатному лесі і невелике збільшення у гумусо-

аккумулятивному горизонті. Інші техногенні важкі метали (Cd, Pb, Ni і Co) мають більшу схильність до накопичення у верхніх шарах ґрунту (рис. 3.3).

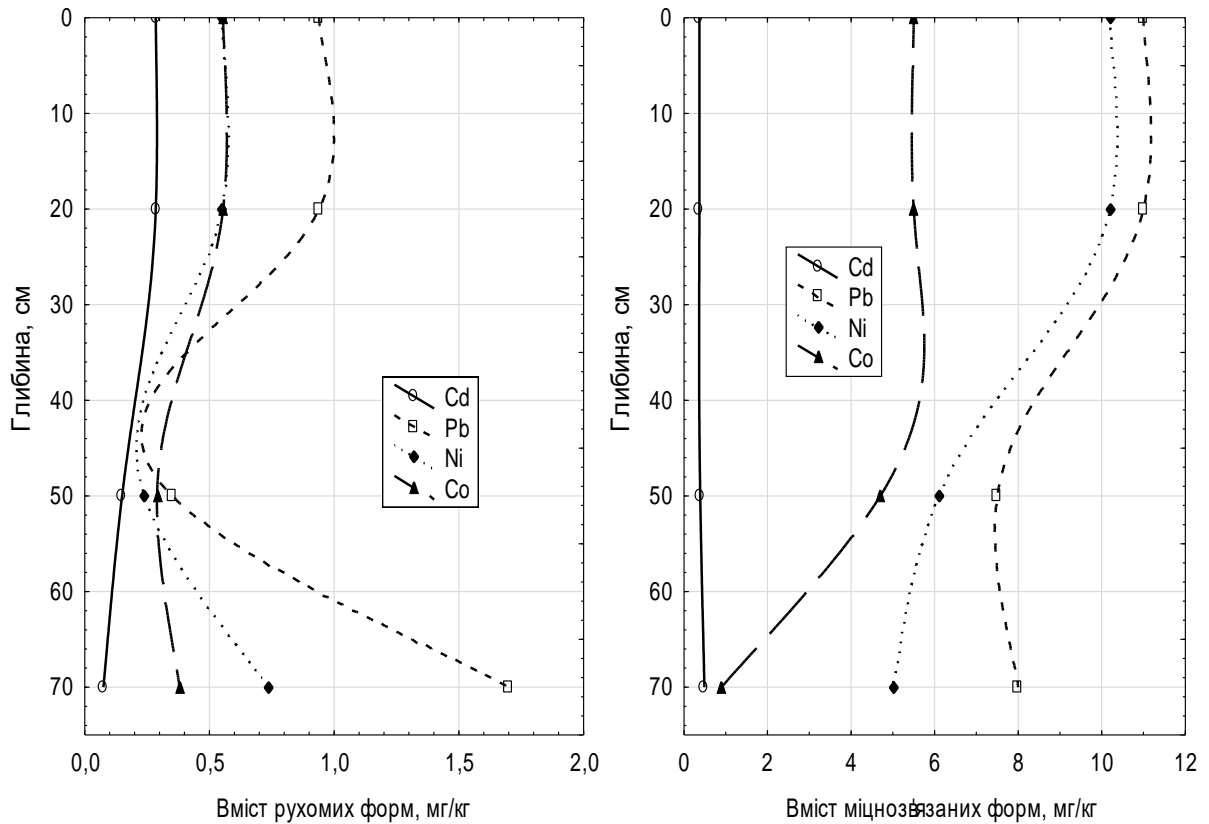


Рис. 3.3 Розподіл рухомих форм (ліворуч) та міцнозв'язаних форм (праворуч) Cd, Pb, Ni і Co у профілі чорнозему звичайного малогумусного

Межі коливань вмісту Pb у чорноземах звичайних досліджуваного регіону складають 8 – 78 мг/кг, із середнім значенням 22 мг/кг, що вище кларка (12,5 мг/кг) і фонового значення цього елемента (10 мг/кг) для чорноземів колишнього СРСР. Ці параметри перевищують також і фонові значення інших чорноземів звичайних, що розташовані північніше території, що досліджувалася. Цілком ймовірно, що перевищення вмісту Pb у сучасних ґрунтах обумовлено антропогенними чинниками, адже за даними 1957 р. діапазон коливань Pb в чорноземах становив 3,7 – 23,7 мг/кг [22]. Однак також це може бути і регіональною особливістю, пов'язаною з природним збагаченням мікроелементного складу приморських ландшафтів, оскільки у верхньому шарі фонового чорнозему вміст міцнофіксованих форм свинцю

сягав 11 мг/кг, а його рухомих форм – 1 мг/кг ґрунту. Частка рухомих сполук Pb від їх міцнофіксованих форм у фонових чорноземах звичайних сягає 9 %, що істотно перевищує відносний вміст цих же форм Cu і Zn (2,5 – 3,1 %). Іони Pb^{2+} є найбільш близькими за розмірами до іонів Ca^{2+} (іонний радіус Pb^{2+} 1,3 – 1,2, а Ca^{2+} – 1,2 – 1,1), у зв'язку з чим їхня кількість в обмінному стані є найбільш високою серед досліджуваних металів.

Ще однією особливістю мікроелементного складу чорноземів звичайних у районі досліджень є високий рівень забезпечення рухомими формами кобальту (0,35 – 0,55 мг/кг), що ми вважаємо регіональною особливістю приморських ландшафтів, оскільки раніше вченими ННЦ «ІА імені О. Н. Соколовського» було виявлено, що найбільш наближені до узбережжя ґрунти мають аномально високий вміст цього елемента [7].

Узагальнення усього масиву даних про вміст рухомих форм важких металів та мікроелементів у ґрунтах приміської зони міст Бердянськ і Маріуполь, одержаних нами у 2012 – 2013 рр. та раніше одержаних дослідниками ННЦ «ІА імені О. Н. Соколовського» у 2002 – 2003 рр., дозволяє оцінити параметри мікроелементного фону, що склався на цій території. Наведені в табл. 3.3 статистичні дані показують дуже велику подібність за цинком, кадмієм і кобальтом, але з певною специфікою за іншими елементами. З урахуванням похибки середньої можна вважати, що ґрунтовий покрив в районі Маріуполя більш збагачений рухомими нікелем, свинцем та міддю, а в районі Бердянська – залізом та марганцем.

Виходячи з одержаних даних, для подальшої оцінки ступеня забруднення ґрунтів були прийняті такі параметри фонового вмісту рухомих форм: Zn – $0,81 \pm 0,11$ мг/кг, Cd – $0,19 \pm 0,0$ мг/кг, Ni – $1,48 \pm 0,59$ мг/кг, Co – $1,37 \pm 0,23$ мг/кг, Fe – $2,53 \pm 0,31$ мг/кг, Mn – $10,7 \pm 3,8$ мг/кг, Pb – $1,87 \pm 0,72$ мг/кг, Cu – $0,45 \pm 0,13$ мг/кг. Це значно вище за середній вміст рухомих форм Zn, Co, Fe у ґрунтах степу України, але нижче за Mn, згідно з агрогеохімічним районуванням [107].

Таблиця 3.3

Вміст рухомих форм ВМ у ґрунтах приміської території

Статистичні показники	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Pb	Cu
Район м. Маріуполя (n=16)								
Мінімальне значення	0,55	0,15	1,55	0,90	1,50	3,70	1,25	0,30
Максимальне значення	1,25	0,25	2,30	1,70	3,00	18,0	3,12	0,48
Середнє значення	0,83	0,19	1,88	1,33	2,39	8,72	2,11	0,38
Стандартна помилка середнього	0,07	0,01	0,08	0,08	0,13	1,37	0,23	0,02
Район м. Бердянська (n=14)								
Мінімальне значення	0,45	0,08	0,25	0,35	2,00	6,75	0,25	0,25
Максимальне значення	1,58	0,25	2,30	2,15	4,00	23,0	3,88	0,95
Середнє значення	0,80	0,19	1,08	1,40	2,66	12,6	1,62	0,51
Стандартна помилка середнього	0,11	0,02	0,19	0,20	0,18	1,87	0,47	0,07
Вміст рухомих форм ВМ у ґрунтах Степу [94]								
Середнє значення	0,25	-	-	0,56	0,96	33,3	1,12	0,33

Слід зазначити, що вищенаведені параметри фонового вмісту, опубліковані нами в [125], є орієнтовними, оскільки не враховують усього різноманіття ґрунтів. Зокрема, фонові проби не відбиралися на ґрунтах із ознаками гідроморфізму, або тих, що утворилися на алювіальних відкладах. У зв'язку з цим, найбільш коректним є застосування цих показників для оцінки забруднення тільки автоморфних ґрунтів, сформованих на лесових відкладах.

Вміст міцнозв'язаних форм ВМ добре відображує їхню потенційну здатність до поглинання коренями рослин. Я. В. Бородіна із співавторами вказує на те, що наявність карбонатів не завжди є причиною, щоб відмовлятися від застосування кислотних екстрагентів для визначення вмісту міцнофіксованих форм Co, Cu, Ni, Pb та Cr у чорноземах звичайних [12]. Однак через сильний вплив рН ґрунту на екстрагувальну здатність 1 н HCl фоновий вміст міцнозв'язаних форм, на нашу думку, розраховувати недоцільно.

3.2 Урбанізований фон рухомих форм важких металів у ґрунтах міст Бердянськ і Маріуполь

За підрахунками В. О. Алексеєнка [2], середній вміст міді, кобальту та кадмію у міських ґрунтах майже вдвічі перевищує кларк ґрунтів Землі для ґрунтів взагалі, цинку – втричі, свинцю – у 5,5 разів, та прямо залежить від кількості населення (табл. 3.4). Визначення параметрів середнього вмісту важких металів у ґрунтах міста (урбанізованого фону) дозволяє порівняти рівень її забруднення з іншими містами, і таким чином перейти від локальних осередків їхньої концентрації до загальної характеристики техногенного забруднення урбанізованої території.

Таблиця 3.4

Кларки важких металів для міських ґрунтів [1]

Об'єкти	Кларки важких металів, мг/кг								
	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Pb	Cu	Cr
Ґрунти населених пунктів	158	0,90	33	14,1	22300	729	54,5	39	80
Ґрунти Землі в цілому	50	0,50	40	8,0	38000	850	10	20	200

Однак коректність розрахунку урбанізованого фону пов'язана із декількома методичними питаннями. По-перше, більшість населених міст географічно прив'язана до джерел водопостачання, а звідси – здебільшого має дуже неоднорідний ґрунтовий покрив. Відмінність ґрунтів за їхньою буферністю вимагає користуватися даними не валового вмісту важких металів, а їх рухомих форм. По-друге, в межах урбанізованих територій, особливо індустріально розвинутих міст, дуже велика ймовірність виникнення локальних техногенних аномалій навколо несанкціонованих звалищ хімічних речовин, використаних акумуляторів тощо. Якщо ґрунтовий матеріал з таких аномальних місць потрапляє до репрезентативної проби ґрунту, виникають так звані «ураганні» (за В. О. Алексеєнком) дані. Унаслідок цього статистичний

розподіл даних про вміст важких металів урбанізованих територій відрізняється від нормального, а здебільшого має логнормальний характер.

Ми перевірили це на вибірці даних про вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Маріуполя, сформованій за результатами базового обстеження 2003 р. та наших досліджень. Загальний обсяг цієї вибірки – 175 репрезентативних зразків.

Гістограми розподілу більшості хімічних елементів, що визначалися, дійсно більш відповідають логнормальному статистичному розподілу. Особливо виразною є наявність локальних осередків з аномально високими концентраціями для мікроелементів – цинку, заліза, марганцю та міді (рис. 3.4).

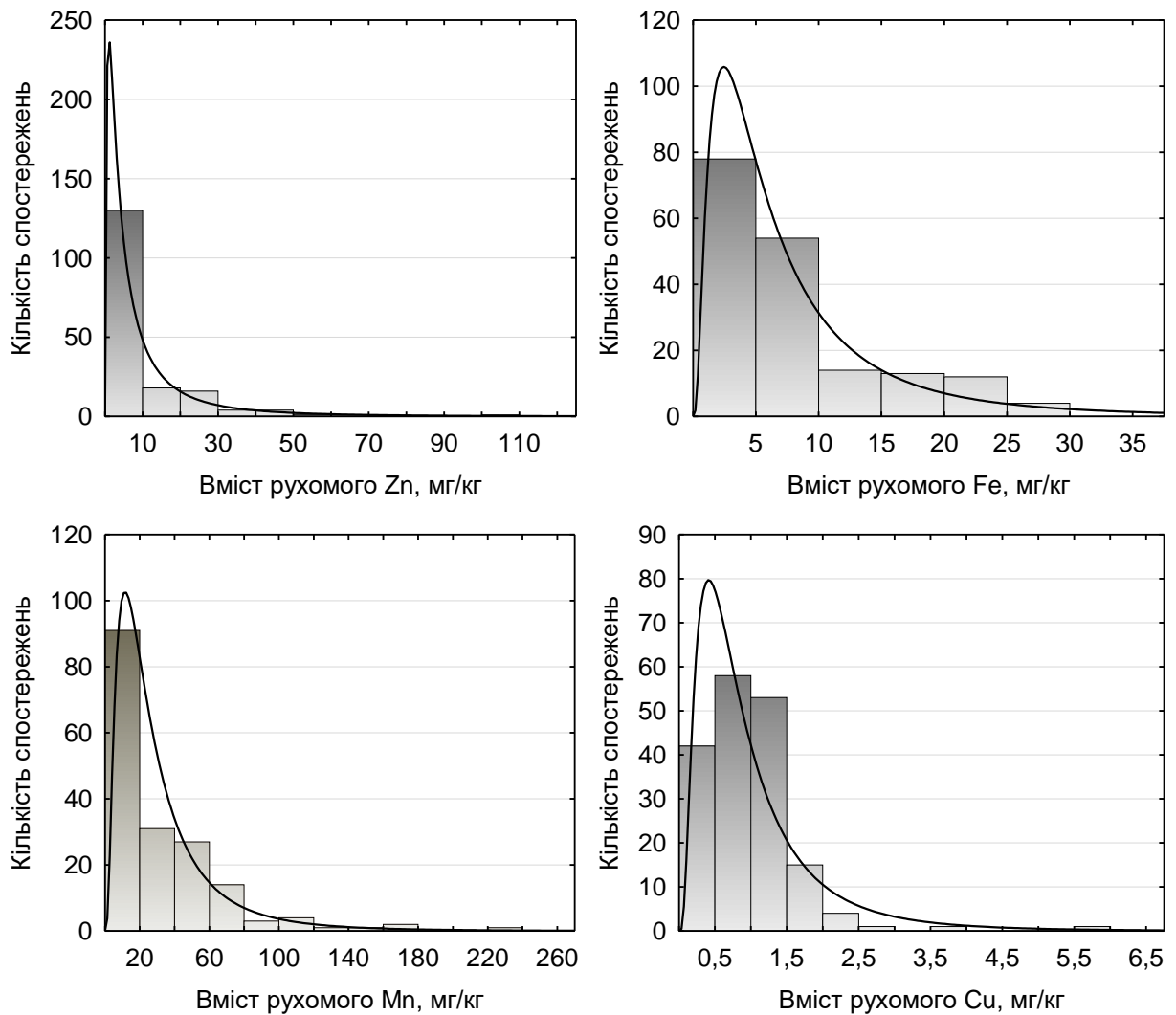


Рис. 3.4 Гістограми статистичного розподілу вибірки даних вмісту рухомих форм Zn, Fe, Mn і Cu у ґрунтовому покриві Маріуполя

Аналогічну форму має статистичний розподіл даних щодо вмісту важких металів, що не мають фізіологічного значення – свинцю та хрому (рис. 3.5). Для заліза, нікелю, кобальту та кадмію притаманна більш згладжена форма розподілу, що не відповідає ні нормальній, ані логнормальній апроксимації.

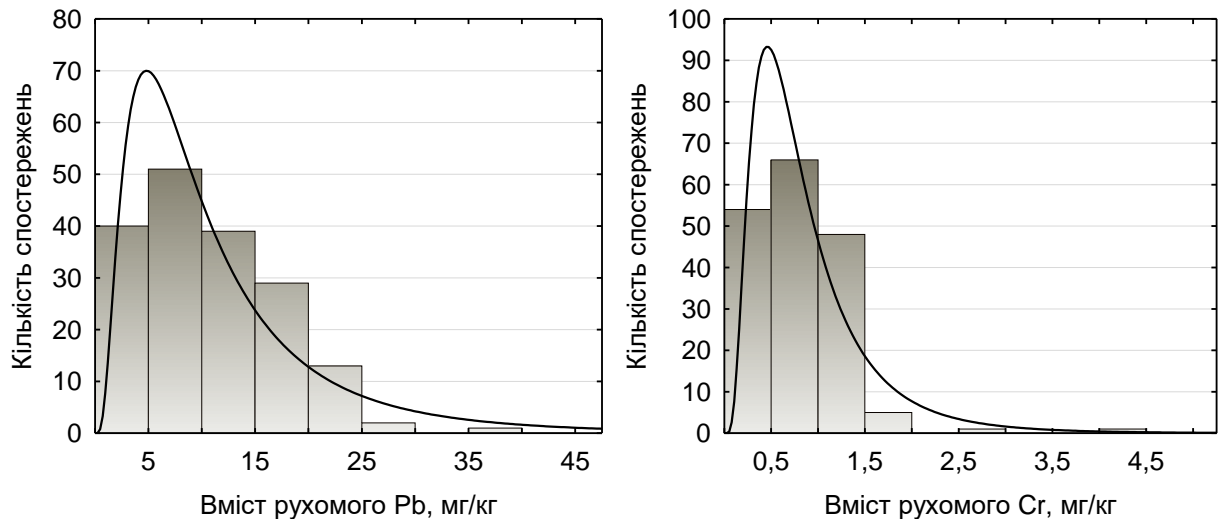


Рис. 3.5 Гістограми статистичного розподілу вибірки даних вмісту рухомих форм Pb і Cr у ґрунтовому покриві Маріуполя

На відміну від достатньо однорідної вибірки у фонових ґрунтах (табл. 3.3) розрив між мінімальним та максимальним значеннями вмісту рухомих форм металів для ґрунтів території Маріуполя сягає трьох математичних порядків (табл. 3.5). За таких обставин розрахунок урбанізованого фону як середньої арифметичної величини із урахуванням стандартної помилки буде неправильним. В. О. Алексеєнко рекомендує виключати «ураганні» дані, щоб уникнути їхнього впливу на середнє арифметичне [1]. На нашу думку, більш коректним способом буде розрахунок середнього геометричного, яке згладжує вплив викидів на кінцевий результат. Для характеристики інтервалу фонових значень замість стандартної помилки можна прийняти верхній та нижній квартилі вибірки. За такого методичного підходу урбанізований фон рухомих форм Zn у міських ґрунтах Маріуполя складає 5,2 мг/кг, Cd – 0,28 мг/кг, Ni –

2,50 мг/кг, Co – 2,08 мг/кг, Fe – 5,5 мг/кг, Mn – 23,1 мг/кг, Pb – 8,7 мг/кг, Cu – 0,77 мг/кг, Cr – 0,71 мг/кг.

Таблиця 3.5

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Маріуполя

Статистичні показники	Вміст рухомих форм хімічних елементів, мг/кг ґрунту								
	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Pb	Cu	Cr
Мінімальне	0,11	0,01	0,11	0,11	0,59	3,75	0,47	0,03	0,02
Максимальне	103	0,95	7,30	6,95	29,0	225	37,5	5,61	4,33
Середнє арифметичне	10,1	0,40	3,10	2,88	7,90	33,5	11,0	1,25	0,84
Стандартна помилка середнього	1,0	0,02	0,12	0,13	0,51	2,6	0,50	0,32	0,04
Середнє геометричне	5,2	0,28	2,50	2,08	5,50	23,1	8,7	0,77	0,71
Нижній кватиль	2,65	0,21	1,95	1,55	3,00	12,5	5,92	0,54	0,48
Верхній кватиль	10,5	0,55	4,20	4,15	10,0	47,6	15,2	1,30	1,15

Якщо виразити урбанізований фон формулою за відносним перевищенням природного фону, він складатиме $Zn_{6,3}Pb_{4,1}Mn_{2,6}Fe_{2,3}Cu_{2,0}Co_{1,6}Cd_{1,5}Ni_{1,4}$. Наведена формула відображає вплив техногенезу на рухомість важких металів у міських ґрунтах Маріуполя з урахуванням їхньої буферності та фонового вмісту цих елементів.

Аналогічні закономірності статистичного розподілу притаманні й вибірці даних про вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах м. Бердянськ, яку було сформовано за даними попередніх обстежень 2002 – 2007 рр., проведених ННЦ «ІА імені О. Н. Соколовського», та моніторингового дослідження у 2012 р. за участю здобувача. Загальний обсяг цієї вибірки – 170 репрезентативних зразків.

Гістограми розподілу, наведені на рис. 3.6, також свідчать про логнормальний статистичний розподіл Zn, Pb, Fe, Mn, Cu та Cr, для яких чітко простежується наявність локальних аномалій. Так само, як і для Маріуполя, розрив між мінімальним та максимальним значеннями вмісту рухомих форм металів у Бердянську складає два-три математичні порядки, а значна

відмінність між середнім арифметичним і середнім геометричним вказує на асиметричність розподілу (табл. 3.6).

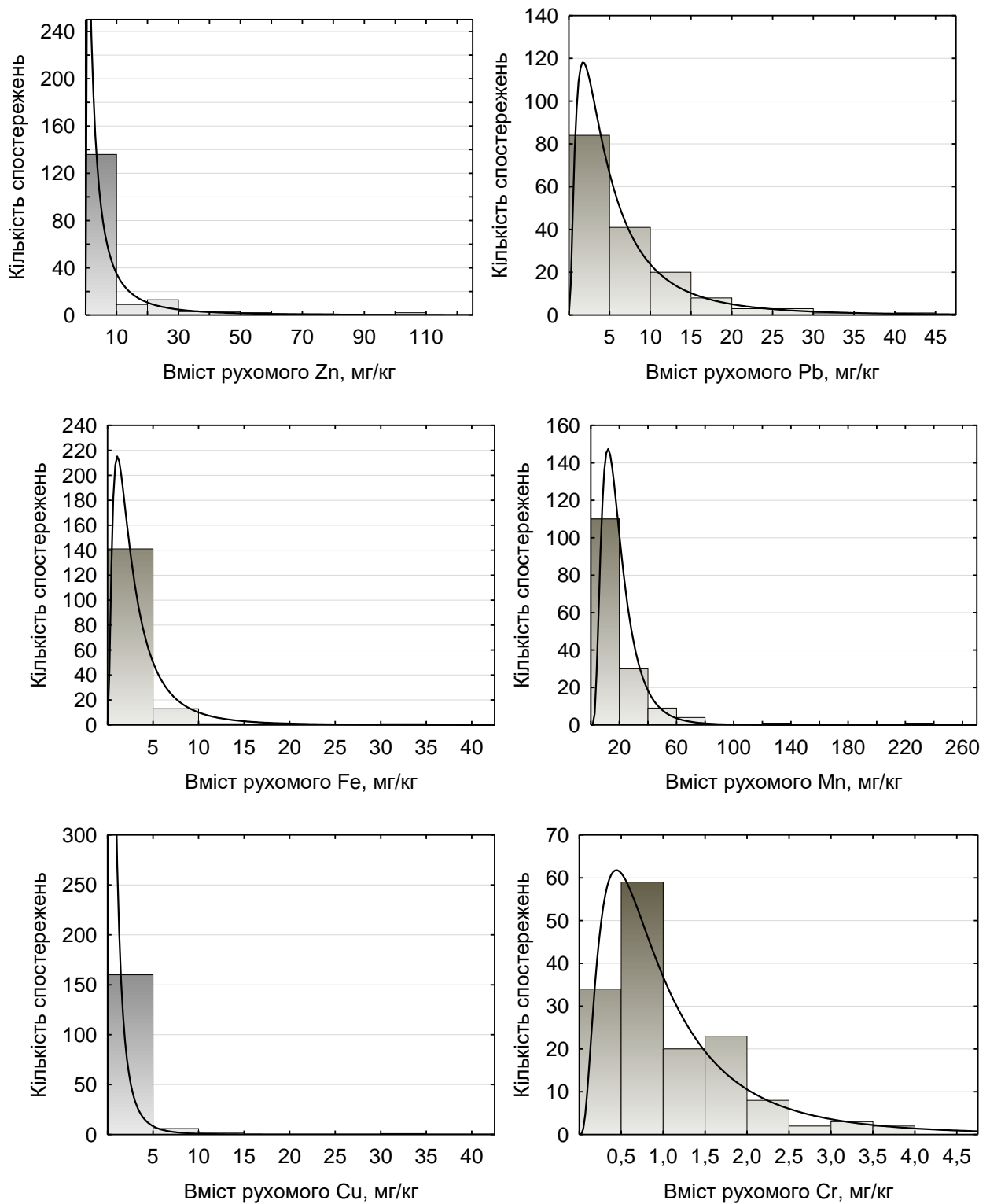


Рис. 3.6 Гістограми статистичного розподілу вибірки даних вмісту рухомих форм Zn, Pb, Fe, Mn, Cu і Cr у ґрунтового покриві Бердянська

На наш погляд, наявність локальних осередків аномально високого техногенного забруднення в ґрунтовому покриві обох міст є закономірним явищем, яке скоріше за все спостерігатиметься й у інших містах. Виникнення таких «гарячих плям» обумовлюють позаштатні ситуації на виробництві, неправомірна утилізація відходів, аварії под. час транспортування хімічних речовин, наслідки військових дій та інші причини. Це ще раз свідчить про переваги розрахунку урбанізованого фону міст за алгоритмом середнього геометричного, що значною мірою нівелює аномальні значення.

Таблиця 3.6

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Бердянська

Статистичні показники	Вміст рухомих форм хімічних елементів, мг/кг ґрунту								
	Zn	Cd	Ni	Co	Fe	Mn	Pb	Cu	Cr
Мінімальне	0,06	0,01	0,03	0,05	0,05	4,5	0,5	0,05	0,07
Максимальне	105	3,6	5,75	6,75	33,8	222	40,5	31,9	33,0
Середнє арифметичне	9,1	0,30	1,46	1,73	3,28	21,0	6,9	1,25	1,30
Стандартна помилка середнього	1,3	0,03	0,09	0,12	0,26	1,8	0,54	0,22	0,22
Середнє геометричне	3,3	0,22	1,34	1,50	2,90	16,7	4,5	0,62	0,85
Нижній кватиль	1,25	0,05	0,42	0,41	1,11	12,0	2,0	0,35	0,40
Верхній кватиль	9,00	0,42	2,25	2,60	4,00	21,5	9,5	1,00	1,40

Урбанізований фон як середнє геометричне рухомих форм Zn у міських ґрунтах Бердянська становить 3,3 мг/кг, Cd – 0,12 мг/кг, Ni – 0,91 мг/кг, Co – 1,04 мг/кг, Fe – 2,2 мг/кг, Mn – 16,7 мг/кг, Pb – 4,5 мг/кг, Cu – 0,62 мг/кг, Cr – 0,85 мг/кг. Якщо виразити урбанізований фон формулою за відносним перевищенням природного фону, він складатиме $Zn_{4,1}Pb_{2,8}Mn_{1,3}Cu_{1,2}Cd_{1,2}Ni_{1,2}Fe_{1,1}Co_{1,1}$.

Таким чином, проведене узагальнення показує, що геохімічний фон рухомих форм важких металів Бердянська значно нижчий за фон Маріуполя за

усіма елементами. Сумарний показник забруднення за формулою Ю. Ю. Саєта для ґрунтів Бердянська становить 7, а для ґрунтів Маріуполя – 15. Це є прямим наслідком набагато вищого атмотехнохімічного навантаження на урболандшафти Маріуполя від промисловості та транспорту цього міста.

3.3 Строкатість ґрунтового покриву міської території та вибір місць для розміщення об'єктів моніторингової мережі

Ґрунтово-кліматичні умови півдня України, зокрема на Приазовській височині, є сприятливими для мінімізації негативного впливу промислових викидів на навколишнє середовище завдяки високій буферній здатності ґрунтів відносно важких металів. Важкий гранулометричний склад і досить високий вміст гумусу сприяють підвищеній адсорбції катіонів важких металів ґрунтовим поглинальним комплексом, а слабо лужна реакція ґрунтового розчину і карбонатність профілю – осадженню відповідних гідроокисів і карбонатів. Разом з тим, приуроченість більшості населених пунктів до джерел водопостачання тягне за собою збільшення строкатості ґрунтів.

Не є винятком і міські ґрунти Маріуполя та Бердянська. Ґрунтовий покрив цих міст представлений як зональними чорноземами звичайними і південними, так і ґрунтами на алювіальних морських і річкових відкладах. У структурі ґрунтового покриву підвищеної частини цих міст переважають чорноземи звичайні малогумусні в комплексі зі слабо солончакуватими різновидами. У низинній частині переважають дернові малорозвинені ґрунти піщаного, глинисто-піщаного і супіщаного складу в комплексі зі слабогумусованими пісками. Ці ґрунти істотно розрізняються за стійкістю до забруднення важкими металами, тобто за розміром їхньої акумуляції у профілі ґрунту та здатністю до подальшої міграції.

Основною причиною відмінностей буферної здатності ґрунтового покриву міст Бердянськ і Маріуполь є різниця гранулометричного складу ґрунотворних порід, як засвідчує досліджувана нами вибіркова сукупність (рис. 3.7).

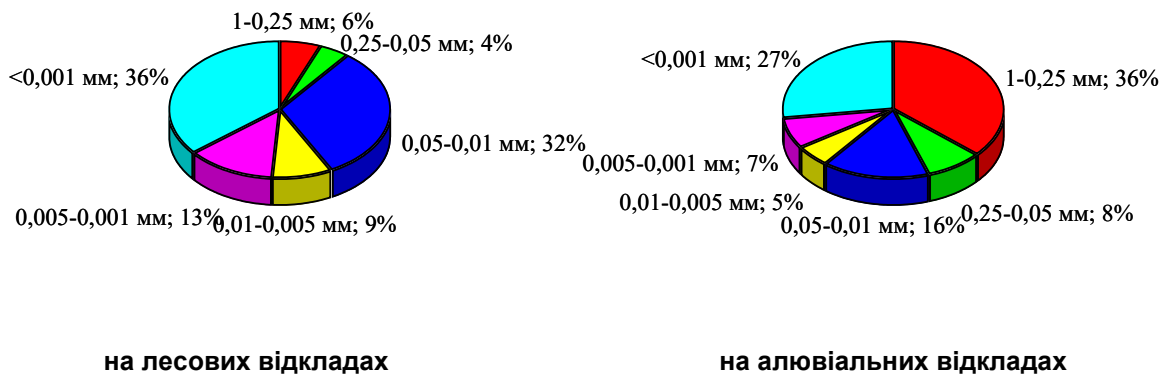


Рис. 3.7 Гранулометричний склад вибіркової сукупності ґрунтів міст Бердянськ та Маріуполь (позначено розміри фракцій та їхню масову частку)

Ґрунти на лесових породах мають в середньому 52 % часточок фізичної глини, а серед фракцій гранулометричного складу переважають мул (36 %) та крупний піл (32 %). Ґрунти на алювіальних відкладах мають в середньому 39 % часточок фізичної глини, а переважаючою фракцією є піщана (36 %).

Як відомо з робіт В. Б. Ільїна, гранулометричний склад, а точніше вміст часточок фізичної глини в ґрунті є одним з основних чинників формування буферності до забруднення важкими металами [58]. Тісно пов'язаний із вмістом фізичної глини також інший чинник буферності – гумус.

Антропогенна діяльність значною мірою змінила ґрунтовий покрив, ще збільшивши його неоднорідність, однак відмінності буферної здатності ґрунтів, обумовлені їхнім генезисом, чітко простежуються й досі. Як видно з гістограми параметрів гумусу та рН (рис. 3.8), поряд з добре гумусованими автоморфними чорноземами, що сформувалися на лесових породах, зустрічаються також і малогумусовані ґрунти, що сформувалися на алювіальних морських та річкових відкладах, а розподіл вмісту гумусу у ґрунтовому покриві наближається до нормального. Разом з тим за реакцією водної витяжки в ґрунтовому покриві переважають слабо лужні умови.

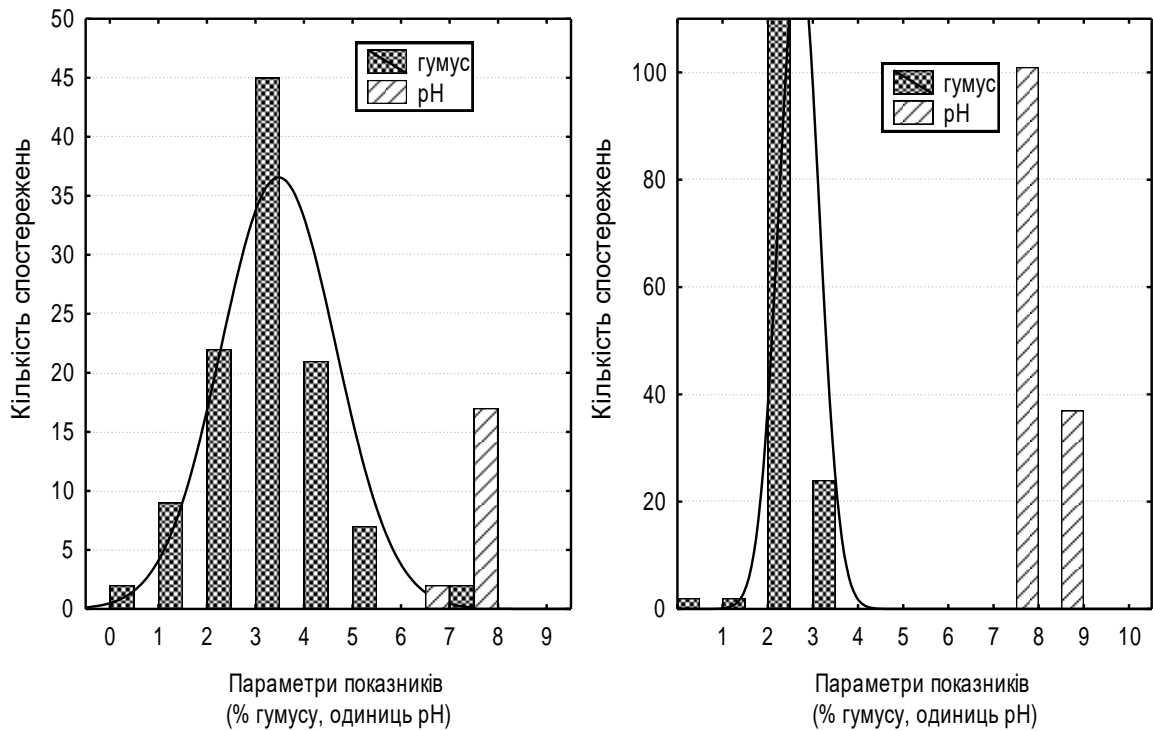


Рис. 3.8 Гістограма розподілу параметрів вмісту гумусу та рН водної витяжки у міських ґрунтах Маріуполя (ліворуч) та Бердянська (праворуч)

Вищезазначена особливість підтверджує положення про те, що за даних умов небезпека міграції важких металів із забруднених ґрунтів в підґрунтові води, так само як і їхня транслокація до рослин, регулюється практично незалежними механізмами: адсорбційним, переважно пов'язаним з обмінним поглинанням гумусом і глинистими мінералами, і хімічним, обумовленим осадженням малорозчинних сполук [111]. Оскільки відомо, що вміст гумусу і фізичної глини, а також рН та вміст карбонатів тісно пов'язані, для репрезентативного охоплення настільки великої міської території обов'язково потрібно включати до переліку об'єктів моніторингу малобуферні ґрунти з низьким вмістом гумусу і найбільш низьким рН. Це стало одним з критеріїв для вибору з усього масиву пробних площадок базового обстеження у 2002 – 2003 рр. 30-ти об'єктів для здійснення подальшого моніторингу забруднення. У результаті було сформовано репрезентативні вибірки площадок для Бердянська та Маріуполя, які мали схожу картину розподілу за вмістом гумусу (рис. 3.9).

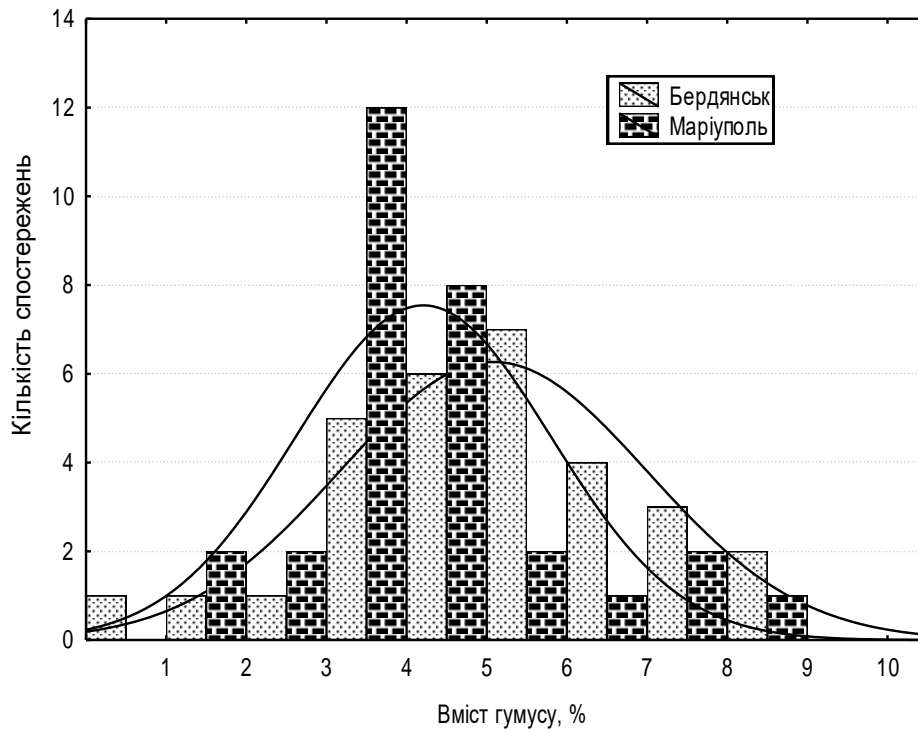


Рис. 3.9 Гістограма розподілу параметрів вмісту гумусу в ґрунтах моніторингових площадок Маріуполя та Бердянська

Ще більш важливим критерієм вибору місць моніторингу стало їх розташування щодо основних джерел емісії важких металів і об'єктів міської інфраструктури. Оскільки відомо, що поширення поллютантів визначається висотою труб і фазово-агрегатним складом аерозолів, в зоні перекидання факелу навколо промислових підприємств ми залишали мінімальну кількість площадок для спостереження. Більша ж частина площадок була розподілена між культурно-адміністративними, селітебними та рекреаційними зонами з урахуванням їхнього розташування.

Очікувалося, що сформована таким чином мережа пунктів спостереження буде репрезентативно відображати зміни, що відбуваються з ґрунтовим покривом міської території в часі, зокрема пов'язані з забрудненням. Однак отримані результати показують, що внаслідок надзвичайно великої неоднорідності антропогенно перетворених ґрунтів результати вимірювань більшою мірою відображають вплив випадкових факторів, ніж тимчасову динаміку. Зокрема, незважаючи на вжиті заходи щодо зменшення ймовірності

випадкових помилок (а саме: вимірювання на одному приладі в одній атестованій лабораторії), зробити однозначні висновки за більшістю моніторингових площадок проблематично. Оскільки в міському середовищі ґрунти дуже часто слугують місцем поховання відходів, досить імовірними є випадки відбирання окремих індивідуальних проб із локалізованих осередків концентрації забруднюючих речовин. Як було показано вище, вміст окремих забруднюючих речовин може бути вищим у таких осередках на декілька порядків, ніж в інших індивідуальних пробах, тому навіть велика кількість індивідуальних проб для складення змішаної проби не нівелює цього впливу. Різка диференціація верхньої частини профілю ґрунту за вмістом важких металів також не сприяє однорідності складу змішаних проб. Крім того, неминучі зміни меж моніторингових ділянок через будівельні та інші роботи.

Для того щоб оцінити просторову неоднорідність зональних ґрунтів досліджуваної території, ми використали дані базового обстеження щодо рН, ємності катіонного обміну, вмісту гумусу, часточок фізичної глини, водорозчинних солей, рухомих форм елементів живлення. Для оцінювання неоднорідності ґрунтового покриву за цими показниками використали статистичний аналіз вибірки, основні результати якого наведено у табл. 3.7 – 3.8.

Таблиця 3.7

Статистична характеристика розподілу параметрів показників орного шару ґрунтів Бердянська (n = 70)

Показники властивостей	Середнє арифметичне	Медіана	Мінімум	Максимум	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації	Стандартна помилка	Асиметрія	Екссес
pH водний	7,36	7,35	6,85	8,00	0,3	4	0,06	0,64	1,95
Гумус	3,58	3,52	0,76	5,67	0,9	26	0,11	0,00	0,79
Фізична глина	57,34	59,28	34,91	65,26	7,2	13	1,36	-2,06	4,81
NH ₄	0,63	0,64	0,27	0,92	0,2	28	0,04	-0,18	-0,79
NO ₃	1,64	1,20	0,34	5,40	1,3	80	0,28	1,72	2,70
P ₂ O ₅	4,56	4,25	1,50	10,40	2,8	60	0,59	0,63	-0,78
K ₂ O	31,72	27,90	20,90	73,30	14,2	45	3,02	2,39	5,21
HCO ₃	0,49	0,48	0,19	0,65	0,10	21	0,02	-0,58	0,45
Cl	0,22	0,16	0,06	0,79	0,16	70	0,02	1,69	3,41
SO ₄	0,58	0,12	0,02	4,89	1,12	192	0,18	2,87	8,27
Ca	0,74	0,51	0,19	3,96	0,70	95	0,11	3,27	11,93
Mg	0,27	0,16	0,05	1,40	0,31	116	0,05	2,55	5,75
Na	0,23	0,14	0,05	1,09	0,25	110	0,04	2,23	4,69

Таблиця 3.8

Статистична характеристика розподілу параметрів показників орного шару ґрунтів Маріуполя (n = 90)

Показники властивостей	Середнє арифметичне	Медіана	Мінімум	Максимум	Стандартне відхилення	Коефіцієнт варіації	Стандартна помилка	Асиметрія	Екссес
pH водний	7,92	8,00	7,20	8,4	0,21	3	0,02	-0,72	0,64
Гумус	4,62	4,60	0,30	6,5	0,77	17	0,07	-2,06	11,35
Фізична глина	58,62	60,95	3,20	74,7	10,08	17	0,86	-2,43	9,71
NH ₄	0,35	0,25	0,01	1,0	0,30	85	0,05	0,52	-0,98
NO ₃	3,71	0,56	0,10	101,0	17,47	470	3,04	5,74	32,96
P ₂ O ₅	4,92	3,00	0,80	29,0	5,41	110	0,94	3,21	12,21
K ₂ O	47,23	42,00	23,50	97,0	19,32	41	3,36	0,93	0,01
HCO ₃	0,59	0,58	0,45	0,8	0,07	12	0,01	0,27	-0,28
Cl	0,30	0,23	0,12	1,5	0,29	97	0,05	3,60	12,92
SO ₄	0,57	0,37	0,10	2,3	0,48	84	0,09	1,89	4,54
Ca	0,68	0,58	0,24	1,4	0,28	40	0,05	1,77	3,10
Mg	0,39	0,38	0,24	0,9	0,14	36	0,03	1,86	4,62
Na	0,31	0,09	0,05	2,0	0,43	141	0,08	2,49	

Зокрема, застосовували відомий критерій коефіцієнта варіації, за яким перевищення понад 25 % свідчить про неоднорідність ґрунту [16; 94; 128]. Метою цієї операції було певною мірою порівняти неоднорідність просторового розподілу важких металів, яка перш за все має техногенне походження, із здебільшого природною неоднорідністю ґрунтового органічного вуглецю, фізичної глини, рН. Наведені результати наочно показують, що саме за цими останніми показниками досліджувана територія є найбільш однорідною, адже коефіцієнт варіації рН у Бердянську та Маріуполі складає лише 3 – 4 %, фізичної глини – 13 – 17 %, гумусу – 17 – 26 %. Отже, за основними характеристиками, що визначають буферну здатність, ґрунти підвищеної частини обох міст, що сформувалися на лесових відкладах, можна вважати однорідними. Звідси випливає можливість застосовувати однакові критерії для визначення небезпеки техногенного забруднення на усій цій території, адже захисна спроможність ґрунтів щодо просування важких металів до підґрунтових вод або надходження до рослин через їхню кореневу систему буде близькою.

Варіабельність агрохімічних показників (амонійний та нітратний азот, рухомі фосфор та калій) виявилася дещо вищою у Бердянську (28 – 80 %) та значно вищою в Маріуполі (41 – 470 %), що є наслідком наявності земель різного функціонального призначення. На присадибних ділянках та газонах зеленого господарства міст добрива вносять, а на решті території – ні. Серед показників водно-сольового складу найбільш однорідним виявився вміст гідрокрбонатів, адже усі ґрунти мають слабколужну реакцію. Вміст водорозчинного натрію, сульфатів та хлоридів у ґрунтах Маріуполя та водорозчинних сульфатів натрію і магнію у ґрунтах Бердянська мали найбільшу варіабельність, що ми пов'язуємо із наявністю осередків природної, а на зрошуваних ділянках – вторинної солонцюватості та засолення.

Таким чином, статистичний аналіз просторового розподілу основних ґрунтових характеристик дає підставу стверджувати про посилення природної

неоднорідності ґрунтів за показниками, що відображують антропогенний вплив, зокрема за вмістом рухомих форм низки хімічних елементів.

3.4 Розподіл важких металів за профілем міських ґрунтів різної буферної здатності

Враховуючи усі складнощі, що накладає висока строкатість ґрунтового покриву міст на результати досліджень радіальної міграції та перерозподілу важких металів у профілі, для порівняння ґрунтів різної буферності ми обрали лише моніторингові площадки з найбільшим рівнем техногенного навантаження, але там, де вдалося мати повторні спостереження, а саме поблизу полігону побутових відходів, нафтобази та звалищі будівельних матеріалів міста Бердянськ. Два перших об'єкти були розташовані на підвищеній лесовій частині міста з чорноземами звичайними легкоглинистими, а останнє – на приморській низовині, де ґрунтовий покрив представлений дерновими глинисто-піщаними та супіщаними ґрунтами на давньоалювіальних морських відкладах. Робочою гіпотезою було те, що лише за рахунок повторних спостережень та високого рівня техногенного навантаження можна переkritи варіабельність вмісту важких металів у ґрунтах, для того щоб виявити істотні розбіжності їхнього радіального розподілу у профілі. Окрім того, ми очікували, що за результатами порівняння результатів спостережень 2007 та 2012 рр. можна буде виявити тенденції в накопиченні та перерозподілі важких металів у ґрунті на усіх досліджуваних об'єктах. Враховуючи, що у дослідженні реальної міграції краще брати до уваги валову кількість елементів, а не їх рухомі сполуки, ми віддали перевагу міцнофіксованим формам, що визначаються у витяжці 1 н HCl, які інколи називають «умовним валом» важких металів, оскільки ця витяжка здатна вилучити до дев'яти десятих від валової кількості важких металів.

Розподіл важких металів у дерновому ґрунті на давньоалювіальних морських відкладах у зоні впливу звалища будівельних відходів на території

району Колонія міста Бердянськ показує, що пріоритетним забруднювачем тут є мідь, яка концентрується у верхньому 40-сантиметровому шарі. Це є очікуваним, адже мідні сполуки широко використовуються як антисептик, що є дуже актуальним для умов підвищеної вологості у приморській зоні. У 2007 р. вміст міцнофіксованих форм цього елемента складав близько 44 мг/кг ґрунту, що майже вдвічі перевищує фоновий рівень для валового вмісту (рис. 3.10). За такого розподілу у 60-сантиметровому шарі ґрунту міститься міді не менше ніж 110 кг/га. Другим за кількістю, що акумульований у верхньому 60-сантиметровому шарі, виявився цинк (46 кг/га), третім – свинець (39 кг/га).

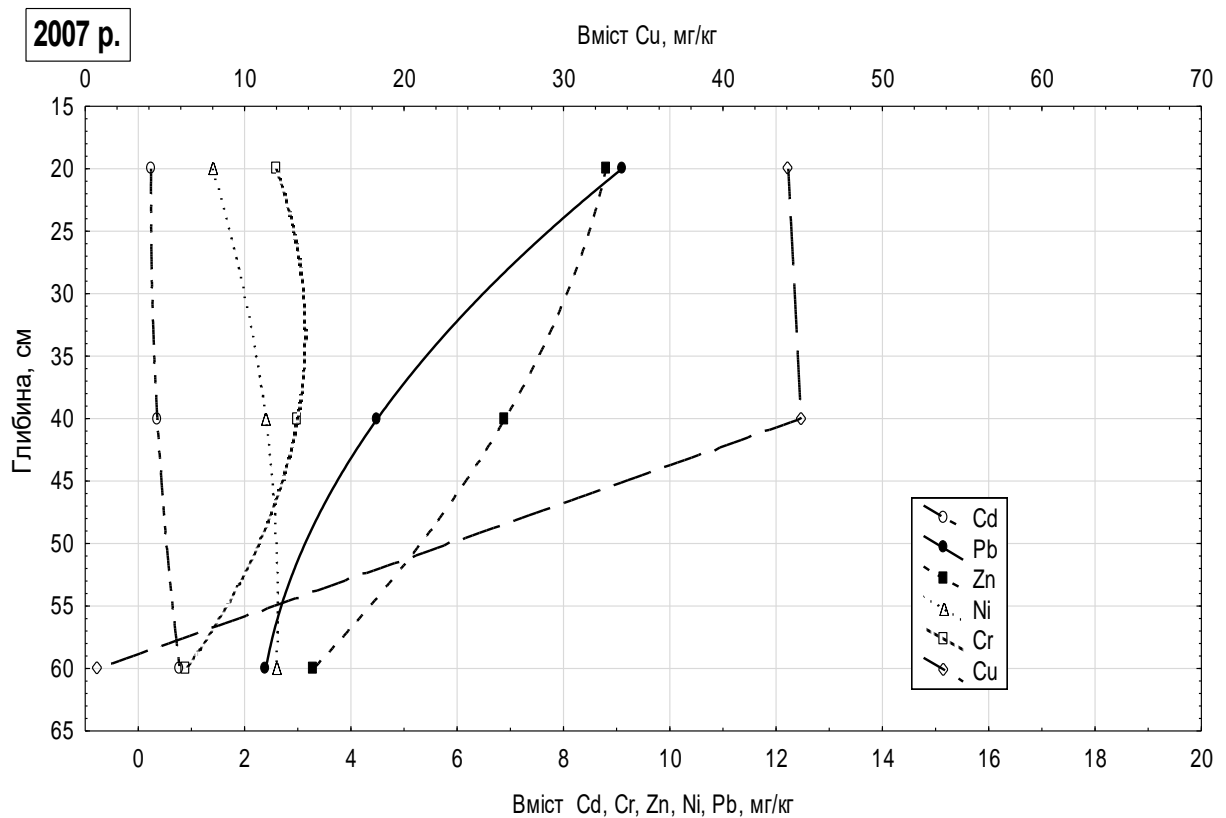


Рис. 3.10 Розподіл міцнофіксованих сполук важких металів у профілі дернового глинисто-піщаного ґрунту на давньо алювіальних морських відкладах поблизу звалища будівельних відходів у 2007 році

За результатами досліджень на цій самій пробній площадці у 2012 р., перелік важких металів, що є найбільшими забруднювачами, залишився тим самим (рис. 3.11).

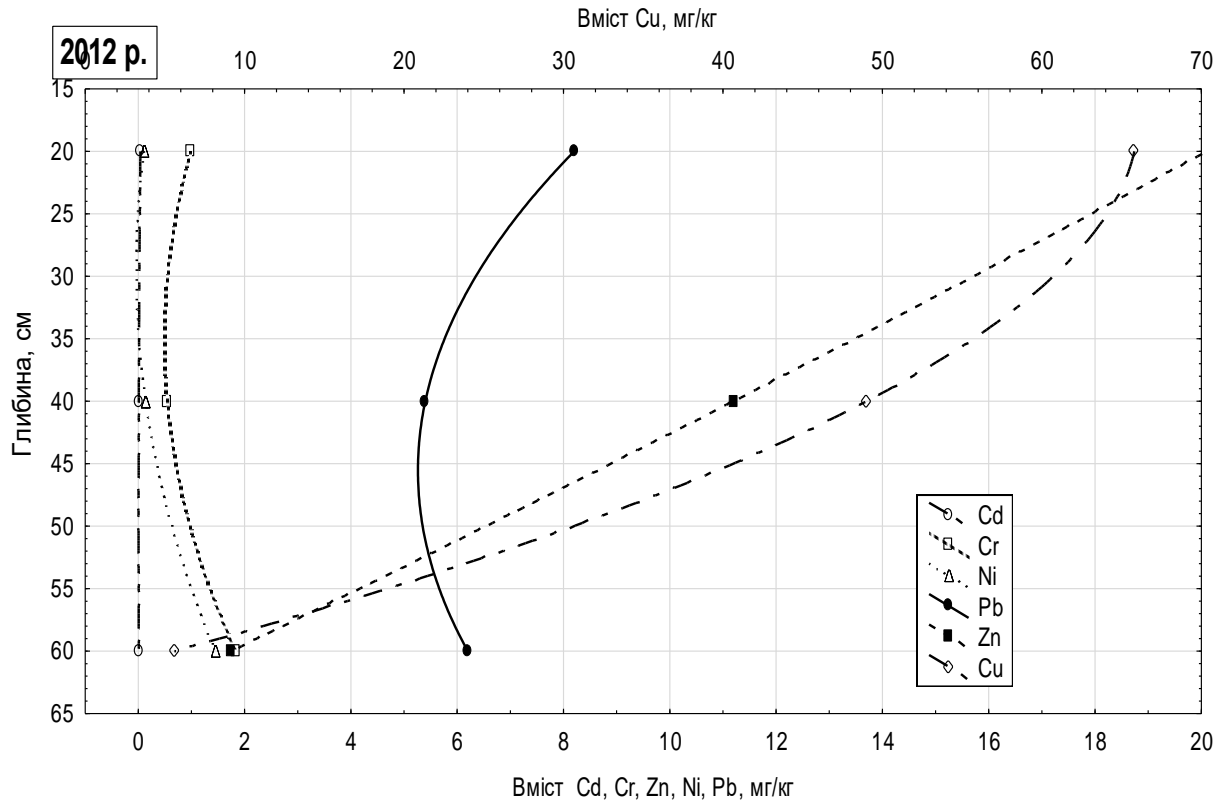


Рис. 3.11 Розподіл міцнофіксованих сполук важких металів у профілі дернового глинисто-піщаного ґрунту на давньо алювіальних морських відкладах поблизу звалища будівельних відходів у 2012 році

Разом з тим можна констатувати значне збільшення вмісту міді у верхньому 20-сантиметровому шарі, ймовірно, через його додаткове надходження на поверхню ґрунту. Загальна кількість кислоторозчинних форм Cu, що акумульована у 60-сантиметровому шарі, склала близько 310 кг/га. Також слід відмітити збагачення верхнього шару ґрунту на цинк та свинець (до 8 – 9 мг/кг), вміст яких поступово зменшується з глибиною до 2-3 мг/кг. У 2012 р. концентрація цинку у верхньому 40-сантиметровому шарі також різко виросла, а вміст свинцю зменшився у шарі 0 – 20 см та збільшився у шарі 40 – 60 см. Розподіл міцнофіксованих форм Cd, Ni, Cr у профілі був рівномірним, а їхня концентрація у 2012 р. зменшилася. На нашу думку, вищезазначене можна пояснити або поступовим вивільненням міді, цинку та свинцю зі складу відходів, або додатковим надходженням цих елементів на поверхню.

На відміну від будівельних відходів, для яких характерним є велика кількість домішок цинку та міді, нафтопереробна промисловість є джерелом надходження дуже різноманітного спектру хімічних елементів. Однак у верхньому шарі чорнозему звичайного легкоглинистого, який є фоновим ґрунтом у місці розташування нафтобази, також домінують кислоторозчинні форми Zn і Cu, вміст яких складав у 2007 р. 13 – 15 мг/кг, зменшуючись на глибині 100 см до 5 – 7 мг/кг (рис. 3.12). Максимум свинцю та нікелю було відзначено на глибині 20 – 40 см.

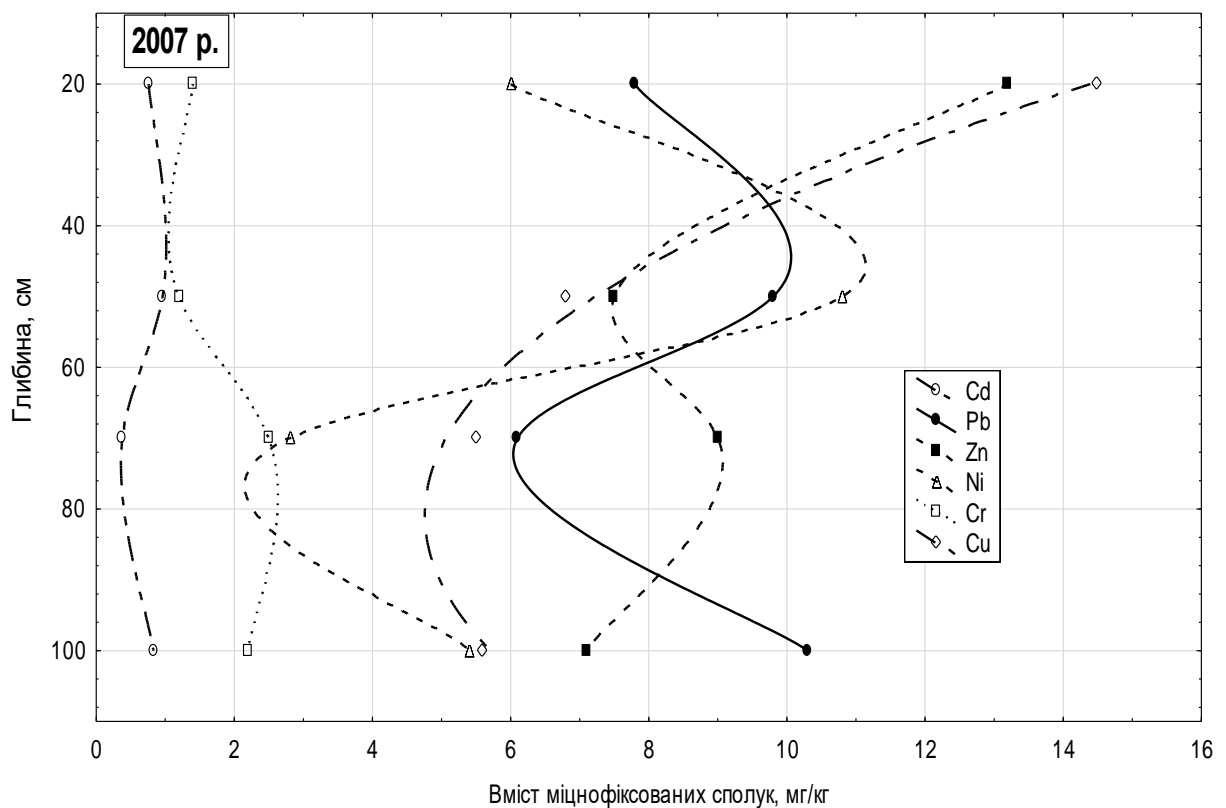


Рис. 3.12 – Розподіл міцнофіксованих сполук важких металів у профілі чорнозему звичайного легкоглинистого на лесі поблизу нафтобази м. Бердянськ у 2007 році

Дані 2012 р. свідчать про певне зменшення їхньої кількості у верхньому шарі до 8 – 12 мг/кг та стабільний вміст у більш глибоких шарах (рис. 3.13). На відміну від цього вміст таких техногенних елементів, як свинець та хром, збільшився у верхньому шарі.

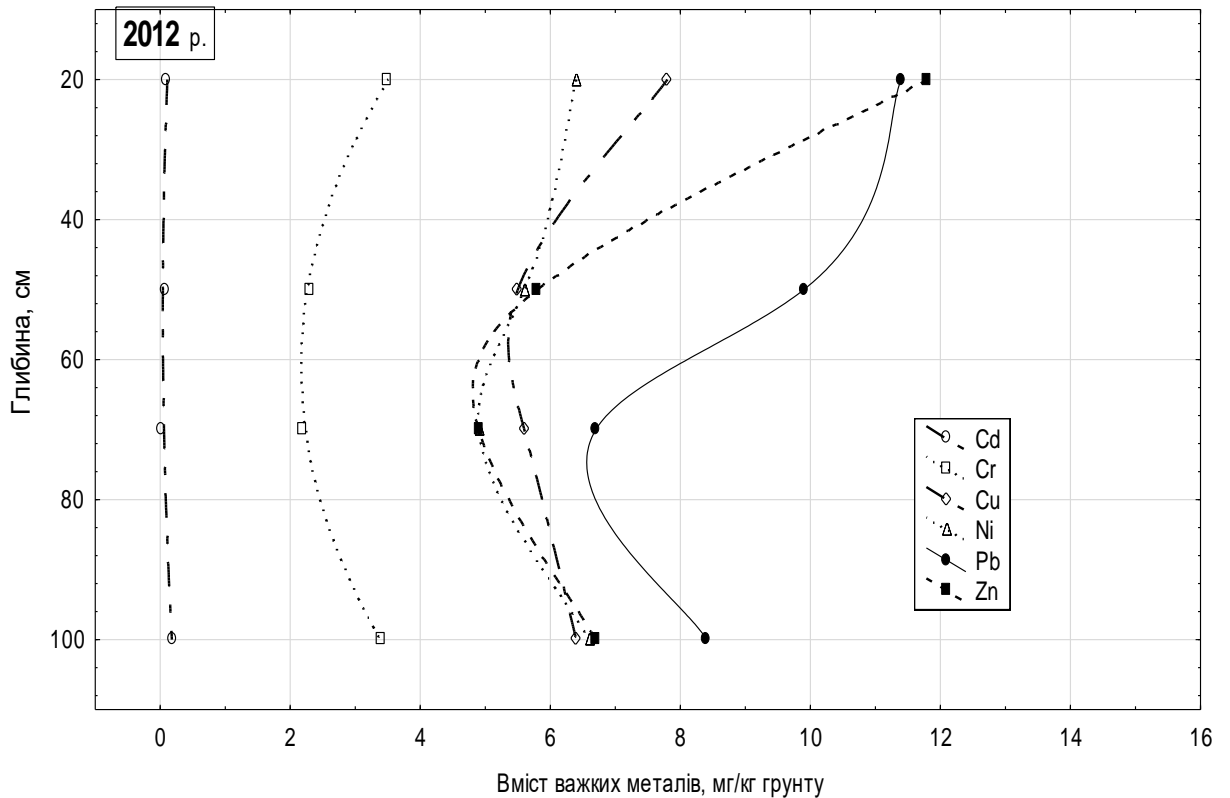


Рис. 3.13 Розподіл міцнофіксованих важких металів у профілі чорнозему звичайного легкоглинистого поблизу нафтобази м. Бердянськ у 2012 році

Серед моніторингових ділянок, на яких досліджували особливості розподілу важких металів по профілю ґрунту, найвищий рівень техногенного забруднення було зафіксовано поблизу міського полігону ТПВ (рис. 3.14). У 2007 р. вміст цинку у верхньому шарі чорнозему звичайного легкоглинистого сягав 540 мг/кг, що в 5,4 раз вище за ГДК для валової кількості цього елемента. Багато в ґрунті містилося хрому (понад 80 мг/кг), а також свинцю (близько 35 мг/кг) та нікелю (близько 38 мг/кг). Ми пов'язуємо це із якимось дуже потужним джерелом цих елементів на території полігону, адже у 2012 р. хромово-цинкове забруднення поширилося вже й на більш глибокі шари ґрунту 20 – 40, 40 – 60 та 60 – 80 см. В цілому, розподіл усіх досліджуваних металів у профілі чорнозему звичайного мав характерний максимум у верхньому шарі 0 – 40 см та вдвічі менший їхній вміст у шарі 40 – 80 см, що свідчить про високу ефективність гумусо-акумулятивного горизонту як геохімічного бар'єру.

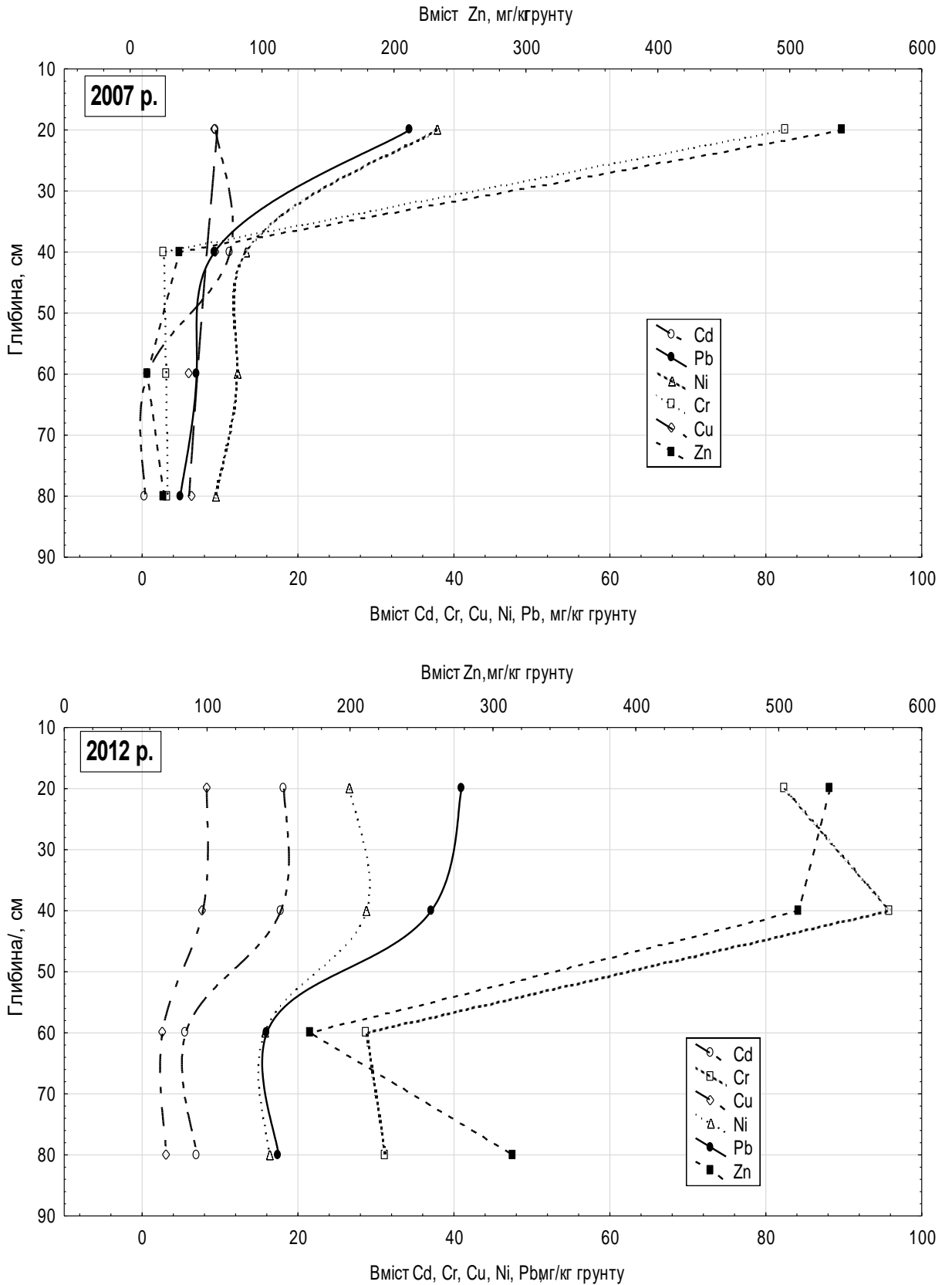


Рис. 3.14 Розподіл міцнофіксованих сполук важких металів у профілі чорнозему звичайного легкоглинистого на лесі поблизу полігону ТПВ м. Бердянськ

Особливе місце в урбанізованому середовищі займає марганець, який є частково типоморфним елементом у ґрунтоутворенні, важливим мікроелементом живлення рослин та поширеним забруднювачем довкілля водночас. За результатами хіміко-аналітичних досліджень ґрунтів як Бердянська, так і Маріуполя чітко діагностувалися ознаки марганцевого забруднення у багатьох місцях. У профілі ґрунтів марганець має максимум накопичення у верхній частині з поступовим падінням концентрації з глибиною (рис. 3.15). Поряд з цим слід відмітити, що повторне дослідження ґрунтів у 2012 р. виявило збільшення вмісту міцнофіксованих сполук марганцю по усіх глибинах, причому в чорноземних ґрунтах більшою мірою у нижніх горизонтах.

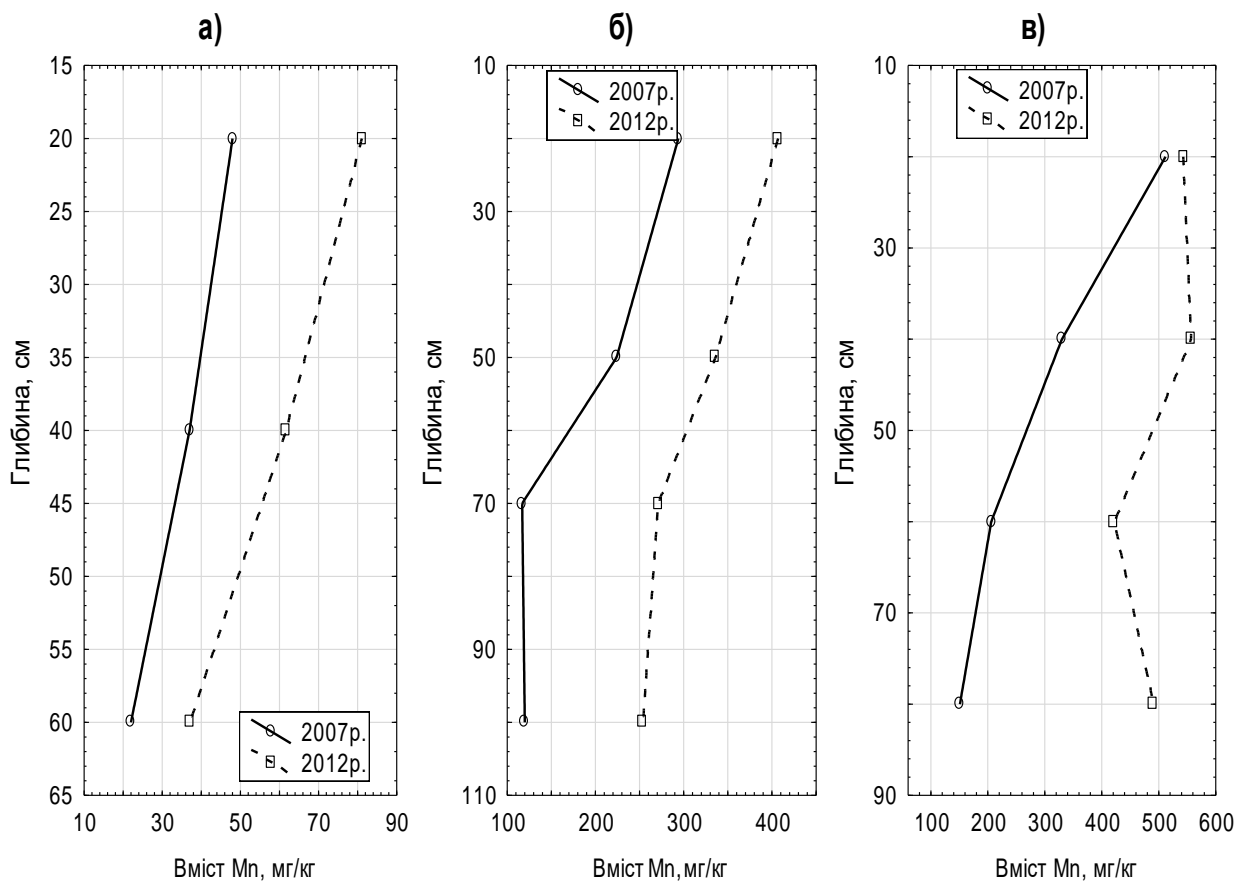


Рис. 3.15 Розподіл міцнофіксованих сполук марганцю у профілі дернового глинисто-піщаного ґрунту на давньо алювіальних морських відкладах поблизу звалища будівельних відходів (а), чорнозему звичайного легкоглинистого на лесі поблизу нафтобази (б) та поблизу полігону ТПВ (в)

Для розмежування фонові та аномальної геохімічної обстановки Ю. М. Дмитрук запропонував користуватися індексом насиченості I , що узагальнює результати процесів накопичення та розсіювання асоціації хімічних елементів [44]. Ранжування за градаціями цього індексу є таким: ненасичені ґрунти (менше за 0,7), слабо (0,7 – 0,9), середнє (0,9 – 1,1), сильно (1,1 – 1,3) і дуже сильно (більше за 1,3) насичені ґрунти. Ми скористалися цим методичним підходом для того, щоб порівняти розподіл усієї сукупності досліджуваних важких металів із середніми параметрами їхнього вмісту у профілі зонального чорнозему звичайного. За об'єкт порівняння було обрано поле, що знаходиться у сільськогосподарському використанні під ріллею та розташоване в 1,5 км на північний схід від військового містечка в м. Бердянськ, у найбільшому віддаленні від промислових підприємств. Розподіл міцнофіксованих форм по профілю цього ґрунту наведено на рис. 3.16.

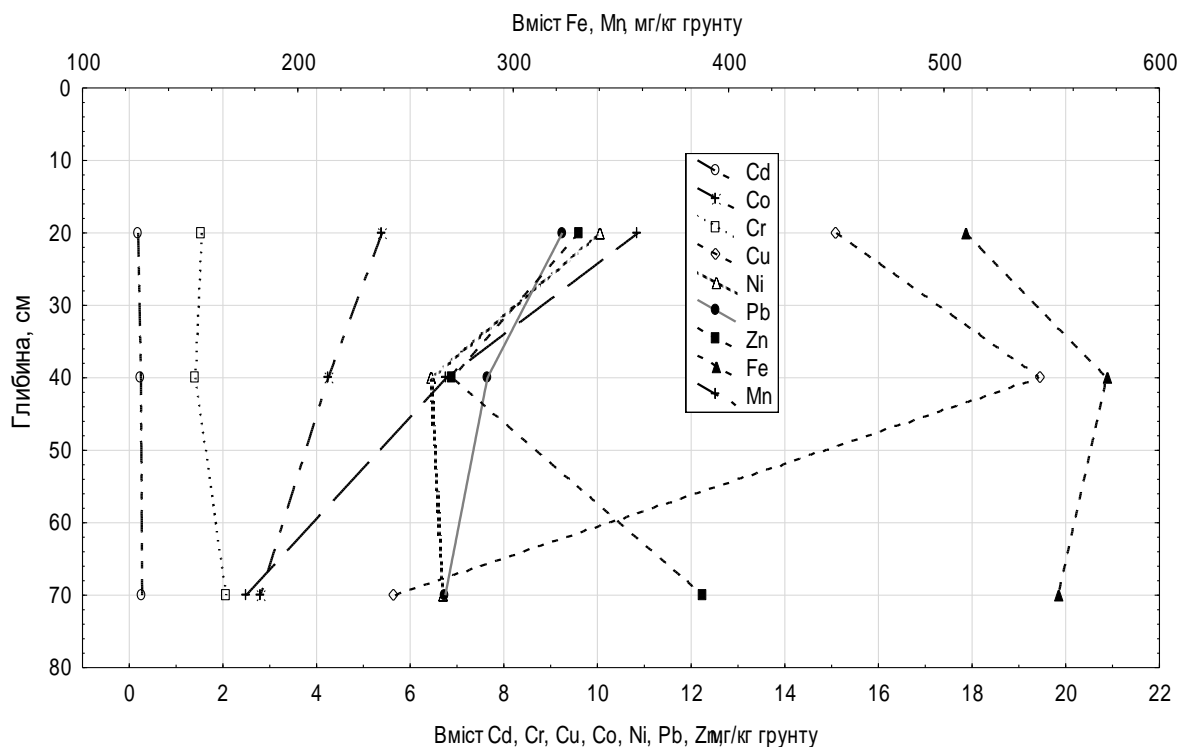


Рис. 3.16 Розподіл міцнофіксованих сполук важких металів у профілі чорнозему звичайного легкоглинистого на лесі, який було прийнято за фоновий ґрунт

Результати обчислень індексу насиченості за Ю. М. Дмитруком дуже наочно відображують відмінність між досліджуваними ґрунтами за їхньою буферною здатністю, рівнем концентрації важких металів та їхнім розподілом по профілю (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Індекси насиченості ґрунтів важкими металами поблизу різних джерел емісії в м. Бердянськ

Ґрунти	Джерело забруднення	Індекси насиченості		
		0 -20 см	20-40 см	40-60 см
Дерновий глинисто-піщаний ґрунт на давньо алювіальних морських відкладах	Звалище будівельних відходів	0,61	0,58	0,43
	Нафтобаза	1,13	1,06	0,82
Чорнозем звичайний легкоглинистий на лесі	Звалище будівельних відходів	7,06	5,74	2,88

Дерновий ґрунт на давньоалювіальних морських відкладах є дуже мало насиченим важкими металами через схильність до «скидання» їх у підґрунтові води унаслідок малої вбирної здатності. Чорнозем звичайний легкоглинистий добре акумулює важкі метали, але за невисокого рівня надходження (нафтобаза) класифікується як середньонасичений у верхньому шарі та слабконасичений – у нижньому. За значного рівня техногенного навантаження (полігон ТПВ) чорнозем звичайний стає дуже сильно насиченим в усьому профілі, що суттєво підвищує небезпеку нисхідної міграції забруднюючих речовин до підґрунтових вод.

3.5 Динаміка забруднення ґрунтового покриву різних функціональних зон міста

Дані визначення вмісту рухомих форм важких металів на майданчиках моніторингу ґрунтів в Маріуполі показують дуже велику варіабельність, причини якої можуть мати як об'єктивну, так і суб'єктивну природу. До перших ми відносимо значно сильніше техногенне навантаження на урболандшафти, що веде до збільшення техногенної неоднорідності ґрунтів. Суб'єктивні причини перш за все пов'язані з виникненням систематичних і випадкових помилок, неминучих під час аналітичних досліджень. На жаль, важкі метали не входять до переліку атестованих показників стандартних зразків ґрунту в Україні, що багато в чому пов'язано з їх тимчасовою нестабільністю. Крім того, визначення рухомих форм важких металів з атомно-абсорбційним аналітичним значенням само по собі має дуже високу відносну помилку, особливо для Mn (21 %), Zn (23 %), Cd (30 %), що не можна не брати до уваги під час узагальнення результатів моніторингу ґрунтів.

У зв'язку з вищезазначеним ми вважаємо ризикованим робити будь-які кардинальні висновки за даними моніторингу ґрунтів на одній окремій ділянці, адже ймовірність систематичної або випадкової помилки у цьому разі дуже висока. Для зменшення ризику некоректних висновків необхідне узагальнення цілої групи моніторингових ділянок, об'єднаних за певним принципом, наприклад за розташуванням відносно джерел емісії, буферністю ґрунтів, або функціональним призначенням. Ми спробували перевірити цю тезу на фактичному матеріалі, що був одержаний на ділянках моніторингу ґрунтів у Бердянську в 2007 – 2012 рр. та в Маріуполі в 2008 – 2013 роках. Моніторингові ділянки було згруповано за функціональним призначенням території, на якій вони знаходилися: промислові, селітебні, культурно-адміністративні та рекреаційні. Розглядали також усю сукупність моніторингових ділянок, по 30 у кожному місті.

На рис. 3.17 у графічному вигляді представлено узагальнення даних спостережень на моніторингових ділянках у Бердянську.

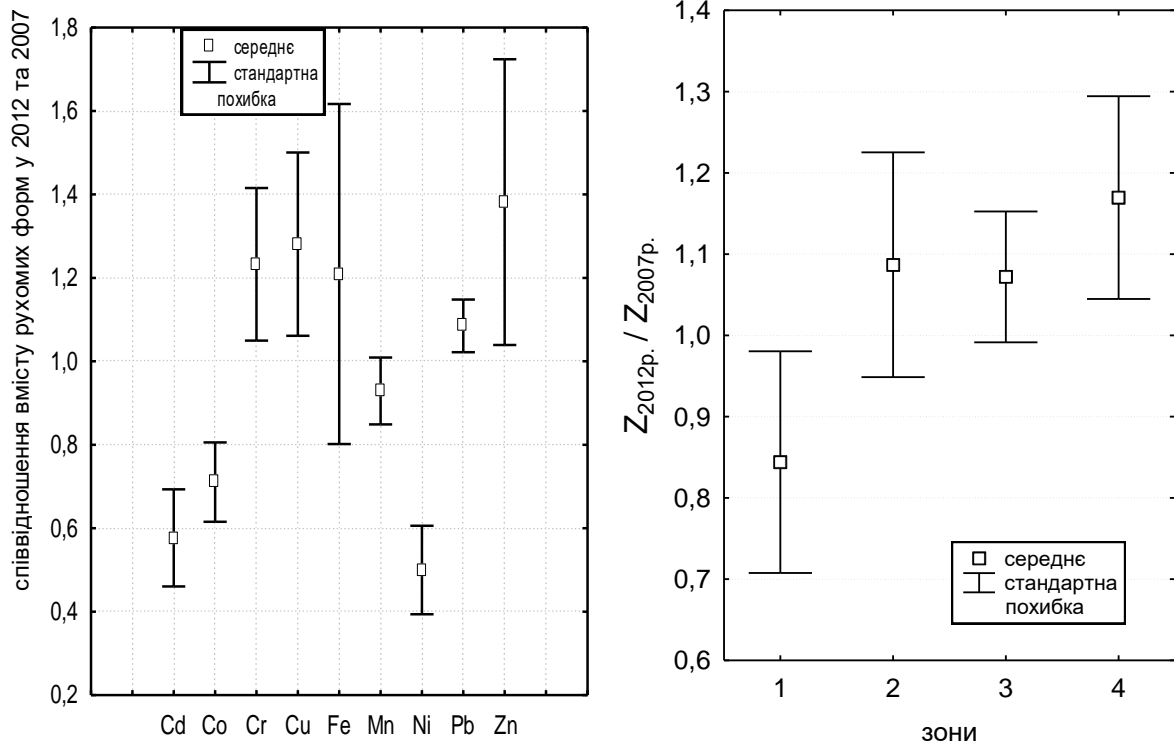


Рис. 3.17 Співвідношення даних про вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Бердянська у 2012 і 2007 рр.: ліворуч – за окремими елементами, праворуч – за сумарним показником забруднення у зонах різного функціонального призначення (1 – промислова, 2 – селітебна, 3 – культурно-адміністративна, 4 – рекреаційна)

Як випливає з наведених даних, за період 2007 – 2012 рр. вміст більшості досліджених елементів у ґрунтах міста мав тенденцію до зростання, причому середньозважений вміст рухомих форм Cr, Cu, Fe збільшився на 20 %, а Zn – на 40 %. Групування площадок за функціональним призначенням земель показує, що у промислових зонах відбувається поступове зниження рівня забруднення ґрунтів унаслідок подальшого розсіювання важких металів, а в зонах житлової забудови, культурно-адміністративних місцях і, особливо, об'єктах рекреації – накопичення важких металів. Ймовірно, це закономірне явище, пов'язане з усе більшою переорієнтацією міста з промислово-курортної на курортно-оздоровчу діяльність, що веде до зміщення антропогенного навантаження. Внаслідок цього зменшується вміст у ґрунтах таких техногенних елементів, як кадмій,

хром і нікель, а біогенні елементи, такі як цинк, мідь, марганець, мають тенденцію до накопичення.

Порівняння даних вимірювань на площадках моніторингу ґрунтів у Маріуполі у 2013 та 2008 рр. показує, що рівень вмісту рухомих форм більшості елементів у 2013 р. значно знизився, що ми пов'язуємо з підлуженням ґрунтів (рис. 3.18). Середній рівень рН водної витяжки збільшився з 7,9 (діапазон коливань 7,8 – 8,1) у 2008 р. до 8,7 (діапазон коливань 8,4 – 9,3) у 2013 році. Очевидно, що в такому лужному середовищі рухомість катіоногенних важких металів різко впала.

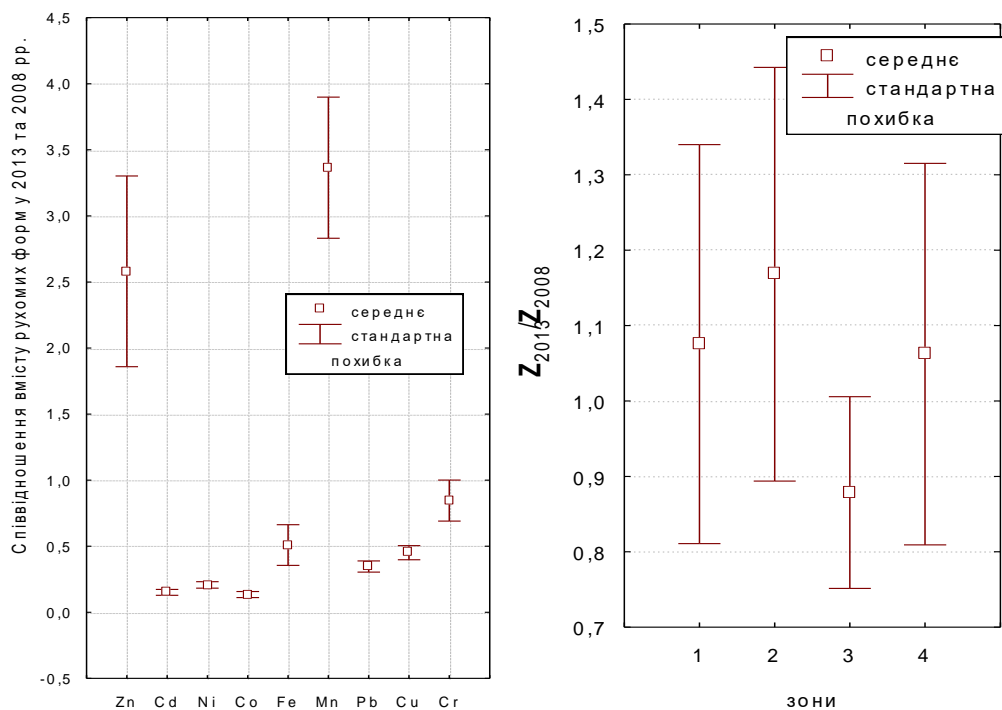


Рис. 3.18 Співвідношення даних про вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах Маріуполя в 2013 і 2008 рр.: ліворуч – за окремими елементами, праворуч – за сумарним показником забруднення в зонах різного функціонального призначення (1 – промислова, 2 – селітебна, 3 – культурно адміністративна, 4 – рекреаційна)

Накопичення та розсіювання важких металів, в цілому, по зонах різного функціонального призначення в Маріуполі має іншу тенденцію, ніж у Бердянську. У зв'язку з інтенсивною діяльністю підприємств чорної металургії

та інших джерел емісії важких металів на землях промисловості, в житлових кварталах і парках міста рівень сумарного забруднення збільшився на 8 – 18 %. У першу чергу це пов'язано з накопиченням цинку, марганцю і свинцю, вміст рухомих форм яких на окремих площадках перевищує гранично-допустимий рівень.

Підбиваючи підсумки моніторингових спостережень, слід наголосити на необхідності удосконалення методики моніторингу ґрунтів, врахувавши специфіку міських ґрунтів, які є виключно складним об'єктом. Порушення в урболандшафтах природних взаємозв'язків між компонентами навколишнього середовища, вкрай високий ступінь неоднорідності ґрунтів, перекриття впливу численних джерел емісії забруднюючих речовин призводять до того, що об'єктивну характеристику змін стану ґрунтів у міському середовищі можна отримати тільки на основі систематизованих у просторі і в часі спостережень. Як випливає з наших досліджень, наслідки господарської діяльності простежуються у ґрунтовому покриві вже за п'ятирічний період, причому може спостерігатися як концентрація важких металів, так і їх розсіювання [105; 193].

РОЗДІЛ 4. ДІАГНОСТИКА ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ МЕТОДОМ БІОТЕСТУВАННЯ

Ґрунти вважаються найбільш інформативним і стабільним компонентом ландшафту, оскільки не тільки віддзеркалюють сучасні екологічні зв'язки, але й накопичують в собі інформацію про минулі геологічні та кліматичні умови. Л. О. Карпачевський підкреслював, що ґрунти є центральною ланкою серед структурних елементів біосфери, відіграють визначальну роль і суттєво впливають на перерозподіл речовини й енергії в інших компонентах природного середовища [60].

Традиційним методом нормування забруднення ґрунтів екзогенними речовинами є визначення гранично допустимої концентрації (ГДК) речовини у ґрунті. Однак унаслідок поліфункціональності та гетерогенності ґрунтів, різноманіття забруднюючих речовин, явищ синергізму та антагонізму між ними та інших об'єктивних причин використання показників концентрації окремих хімічних речовин для оцінки рівня забруднення стикається з необхідністю введення такої кількості поправок до показників ГДК, що майже позбавляє їх сенсу. Через ці обставини хіміко-аналітичний метод є більш придатним для характеристики геохімічного середовища, аніж для визначення загальної токсичності для живих організмів.

Сучасний підхід до оцінки якості навколишнього середовища, зокрема ґрунтів, базується на еколого-токсикологічному принципі «нормального функціонування» екосистем і ураховує взаємозв'язок компонентів біоценозу та взаємодію забруднювачів із ґрунтом [15]. За основні, найбільш чутливі до забруднення показники «нормального функціонування» правлять кількість і якість створюваної біологічної продукції, біорізноманіття, стан надземної фауни, здоров'я людини [58; 64; 154]. Поряд з цим, методика реалізації цього принципу залишає бажати кращого і наразі моніторинг ґрунтів міст в Україні зводиться до періодичного визначення декількох важких металів, якщо взагалі проводиться. Цього явно недостатньо, особливо якщо врахувати прогресуючу

кількість нових забруднюючих речовин та слабкість приладної бази органів екологічного контролю. Отже, контролювати надходження усіх потенційно небезпечних речовин до ґрунтів індустріальних міст просто неможливо [18].

У численних роботах вітчизняних і зарубіжних авторів [33; 62; 141; 163; 189] для оцінки якості компонентів ландшафту, зокрема ґрунтів, розглядається доцільність використання біологічних методів. М. О. Клименко визначає перелік показників для оцінки якості компонентів довкілля в умовах антропогенного навантаження та рекомендує використовувати біологічні методи поряд з іншими: «...Біоіндикація і біотестування, на відміну від відомих аналітичних методів контролю за станом середовища, є незамінними у визначенні токсичності і шкідливості факторів для живих організмів, бо ці характеристики є біологічними, а тому визначають біологічну повноцінність (або неякісність) середовища» [62]. Зокрема, застосування методу біотестування дозволяє одержувати інтегральну токсикологічну характеристику ґрунтів незалежно від складу забруднюючих речовин, унаслідок чого набувають все більшої популярності.

Незважаючи на великі перспективи у застосуванні біодіагностики, далеко не всі її методи мають належну методичну базу. Зокрема, метод біотестування ґрунтів за допомогою тест-рослин (біотестування) опрацьований ще недостатньо і потребує методичного удосконалення як у частині вимірювань, так і щодо оцінювання результатів.

Про це свідчить аналіз методичного апарату, що застосовується сучасними дослідниками. Наприклад, Т. В. Бардіною із співавторами для біотестування міських ґрунтів Санкт-Петербурга було використано схожість насіння та довжину коренів пшениці м'якої (*Triticum Vulgare L.*) [8]. Інші вчені рекомендують застосовувати для визначення фітототоксичності ґрунту більш чутливі види: крес-салат (*Lepidium sativum L.*) та редис (*Raphanus sativus L.*) [131], салат (*Lactuca sativa L.*) [202], гірчицю та навіть мало розповсюджений у нас бок-чой (*Brassica rapa chinensis*) [165]. Аналогічні розбіжності ми зустрічаємо також щодо індикаторних показників та методів розрахунку.

У зв'язку з вищезазначеним однією з задач дослідження був науково обґрунтований вибір оптимальної методики визначення фітотоксичності міських ґрунтів із метою подальшого оцінювання їхніх продуктивних функцій в урбофітоценозах.

4.1 Визначення ступеня забрудненості ґрунту за допомогою методу біотестування

Визначення фітотоксичності будь-якого чинника середовища на практиці, як правило, проводять шляхом вимірювання максимально токсичних величин концентрації цього чинника, що дозволяє надійно констатувати наявність зв'язку «доза – ефект» [70]. Поряд з цим такий методичний прийом унеможливує інтегральність в оцінці якості ґрунтів. За його допомогою неможливо здійснити кількісну оцінку фітотоксичності та визначити ступінь забрудненості ґрунтів. У зв'язку з цим нами розроблено наукове обґрунтування визначення ступеня забрудненості ґрунту на основі даних біотестування.

4.1.1 Вибір тест-культур

Функції ґрунтів у міському середовищі відрізняються від функцій на землях сільськогосподарського призначення та значною мірою залежать від цільового призначення території: промислового, селітебного, чи рекреаційного. Проте в усіх цих випадках здатність ґрунтів забезпечувати нормальне зростання та розвиток вищих рослин є пріоритетною функцією, адже від цього залежить якість умов життя в місті. Через те що неможливо за однією якоюсь культурою визначити фітотоксичність для усіх видів, але потрібно обмежитися раціональним їх числом для тестування, ми пропонуємо використовувати дві тест-культури одночасно, а саме кукурудзу *Zea mays L.* як представника однодольних злаків та редьку *Raphanus sativus L.* як представника дводольних широколистяних рослин. Обидва види чутливі до забруднення на важкі метали,

тому їх поєднання у тестуванні забезпечить більш надійну оцінку фітотоксичності, ніж тільки одного з них.

4.1.2 Вибір індикаторних показників фітотоксичності

Серед усіх можливих показників, що застосовуються для оцінювання фітотоксичності (схожість, енергія проростання, довжина коренів, довжина паростків, біомаса, кореневий некроз, тощо), ми пропонуємо зупинитися на двох: довжині коренів та довжині паростків. Необхідність вимірювати ці показники окремо зумовлена специфікою реакції рослин на присутність окремих речовин, що стимулюють ріст надземної або підземної частини. У цьому випадку може спостерігатися пригнічення кореневої системи на фоні інтенсивного апікального зростання або навпаки. Зрештою фітотоксичний ефект позначиться на усьому рослинному організмі, але у початковий період, коли проводиться тестування, цього можна не помітити. Тому найбільш доцільним вимірювати обидва показники, а фітотоксичність визначати за найбільшою негативною дією, тобто за принципом обмежувального чинника. Завдяки цьому об'єктивність оцінювання ймовірної токсичності ґрунту для насаджень істотно підвищується, адже відомо, що вплив забруднювачів на ріст коренів та паростків у різних видів рослин істотно різниться [40; 169]. Зокрема, Mahmood et al. було показано, що забруднення міддю не впливало на ріст паростків ячменю та рису, але пригнічувало пшеницю, а цинк, навпаки, стимулював ріст паростків, але пригнічував корені [188].

4.1.3 Ранжування фітотоксичного ефекту

Для обґрунтування вибору найбільш доцільних градацій кількісного оцінювання фітотоксичності міських ґрунтів впродовж 2015 – 2016 рр. нами було проведено 150 вимірювальних експериментів, що дозволило сформувати статистично достатню вибірку експериментального матеріалу (рис. 4.1). Це

було висвітлено у багатьох працях [68; 71; 72; 74; 75; 76; 77; 78; 84; 85; 86; 87; 89].

Як впливає з наведеної діаграми, 45 % досліджених проб показали зміни довжини коренів та паростків у межах ± 20 %, що можна вважати відсутністю фітотоксичного ефекту. У 26 % проб зменшення індикаторних показників складало від 20 до 40 %, що можна трактувати як слабе погіршення умов життєдіяльності для рослин. Істотне погіршення цих умов спостерігалось у 29 % випадків, коли пригнічення ростових процесів складало 40 % та більше.

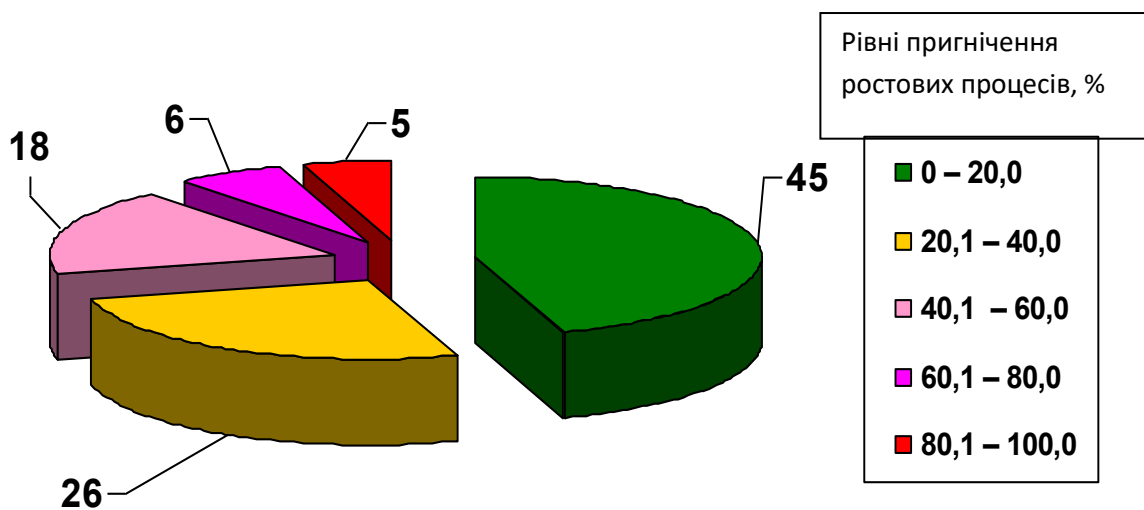


Рис. 4.1 Частота проявів фітотоксичної дії ґрунтів у міському середовищі у відсотках

На основі цього розподілу нами було визначено градації ранжування ступенів забрудненості ґрунтів відповідно до рівнів пригнічення ростових процесів (табл. 4.1). Для подальшого усереднення фітотоксичного ефекту на двох обраних нами тест-культурах запропоновано кількісну характеристику ступеня забрудненості — коефіцієнт забрудненості ґрунтів ($K_{зг}$).

Таблиця 4.1

**Градації ступенів забрудненості ґрунтів за рівнем пригнічення
ростових процесів**

Ступінь забруднення	Фітотоксичний ефект, %	Коефіцієнт забрудненості ґрунтів
Незабруднені	0-20,0	1,1
Слабко забруднені	20,1-40,0	1,2
Помірно забруднені	40,1-60,0	1,3
Сильно забруднені	60,1-80,0	1,4
Дуже сильно забруднені	80,1-100,0	1,5

Перевага запропонованого способу порівняно з іншими полягає у тому, що за його допомогою можна визначити не тільки наявність або відсутність фітотоксичного ефекту, але й кількісно оцінити ймовірність пригнічення або загибель рослинності, а за отриманою інтегральною оцінкою (для різних видів, різних органів) запропонувати диференційований підхід до екологічної якості земель у межах міста або до розподілу видатків на заходи з детоксикації ґрунтів [67].

4.1.4 Оцінка пропорційності росту паростків та коренів

Внаслідок великої специфічності реакцій різних видів рослин на штучне збільшення концентрації окремих хімічних речовин у ґрунті передбачити наслідки усіх можливих ефектів неможливо. Наприклад, як було показано А. Sen et al. (2013), концентрації нікелю до 4 ppm стимулюють ріст коренів гірчиці індійської, а аналогічна дія на паростки спостерігається лише до 1 ppm [199]. Таким чином, в інтервалі від 1 до 4 ppm відбувається значний дисбаланс ростових процесів, який неодмінно позначатиметься у подальшому на розвитку рослин. Збалансованість раннього гетеротрофного етапу росту рослин дуже

важлива для раціонального використання пластичних речовин насінини і тому дуже сильно позначається на подальшому розвитку, у т. ч. мінеральному живленні [196] або стійкості до посухи [178]. Дослідження впливу різноманітних забруднювачів на ріст рослин на ранніх стадіях їхнього розвитку часто показують дисбаланс ростових процесів та, як наслідок, порушення варіаційної кривої [3; 168; 179]. Співвідношення росту коренів та паростків є також хорошим діагностичним показником інших розладів, наприклад дефіциту живлення [171].

Таким чином, якщо на початковій стадії порівнювати дві рослини, одну із нормальним співвідношенням коренів та паростка, а іншу із диспропорціональним, то ймовірність того, що перша з них буде мати кращий розвиток у подальшому та більшу стійкість до абіотичних стресів, значно вища. На наш погляд, ці відмінності доцільно відобразити у кінцевій оцінці фітотоксичності ґрунту. Статистичний аналіз усієї вибірки даних щодо біотестування досліджених нами проб показує, що 56 % мають значення коефіцієнта варіації (C_v) реакції коренів та паростків від 0 до 50 %, у 23 % спостережень цей показник знаходиться у інтервалі від 50 до 100 %, і ще 20 % спостережень мають C_v в межах від 100 до 300 % (рис. 4.2).

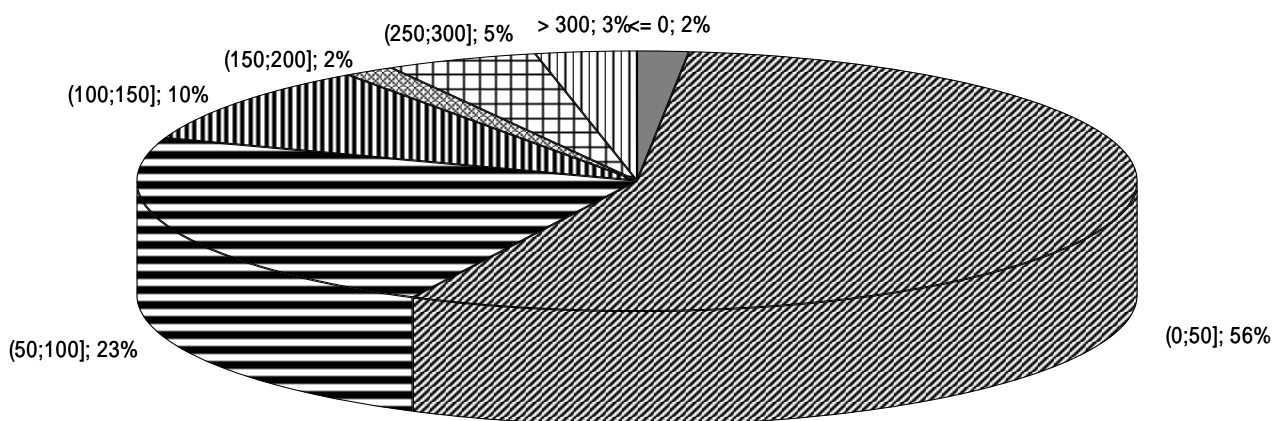


Рис. 4.2 Частота проявів дисбалансу розвитку коренів та паростків

Враховуючи цей розподіл, а також те, що за слабого ступеня дисбалансу росту враховувати його мало сенсу, а за дуже високого ступеня було б логічним наблизити загальну оцінку фітотоксичності до наступного вищого ступеня, ми пропонуємо визначати ступінь дисбалансу росту шляхом введення відповідного коефіцієнту дисбалансу росту $K^{ДР}$ (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Градації ступенів дисбалансу ростових процесів

Ступінь дисбалансу росту	Коефіцієнт варіації пригнічення росту коренів та паростків, %	Коефіцієнт дисбалансу росту
Немає дисбалансу	0 – 50,0	0
Слабкий	50,1 – 100,0	0,02
Помірний	100,1 – 300,0	0,04
Сильний	300,1 – 1000,0	0,06
Дуже сильний	понад 1000,1	0,08

4.1.5 Оцінка загальної фітотоксичності ґрунтів

Кінцевою метою робіт із визначення фітотоксичності ґрунтів, як правило, є обґрунтування відповідної стратегії використання земель, враховуючи можливі екологічні та господарські ризики, необхідність ремедіації (у т.ч. доцільність фіторемедіації), фінансово-економічні аспекти (у т.ч. цільові відрахування, земельні податки, економічне стимулювання тощо). В усіх цих випадках потрібна узагальнююча оцінка ступеню забруднення ґрунтів, яка має бути основою для диференціації певних заходів. У зв'язку з цим, нами пропонується алгоритм підсумкового узагальнення шляхом розрахунку сумарного показника фітотоксичності Z_f згідно з формулою (4.1), а саме:

$$Z_f = \sqrt[n]{(K_1^{ЗГ} + K_1^{ДР}) \times (K_2^{ЗГ} + K_2^{ДР}) \times \dots \times (K_n^{ЗГ} + K_n^{ДР})}, \quad n \geq 2; \quad (4.1)$$

де $K^{зг}$ – коефіцієнт забрудненості згідно табл. 4.1;

$K^{др}$ – коефіцієнт дисбалансу росту;

n – кількість тест-культур для біодіагностики.

Запропонований нами алгоритм розрахунку Z_f є дуже близьким до відомого сумарного показника забруднення Z_c , що широко використовується для оцінки забруднення за даними хіміко-аналітичних досліджень. Поряд з цим, сумарний показник фітотоксичності позбавлений таких вад Z_c , як необхідність визначення дуже широкого переліку хімічних речовин, встановлення їх фонових концентрацій, врахування буферної дії ґрунтів тощо. Градації Z_f , що пропонуються нами, наведено в табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Градації ступеня загальної фітотоксичності ґрунтів за сумарним показником фітотоксичності

Ступінь фітотоксичності ґрунту	Сумарний показник фітотоксичності Z_f
Дуже слабкий	1,11-1,15
Слабкий	1,16-1,25
Помірний	1,26-1,35
Сильний	1,36-1,46
Дуже сильний	понад 1,46

4.2 Біодіагностика забруднення ґрунтів в урбанізованих ландшафтах міста Маріуполь

Дослідження прояву фітотоксичності ґрунтів урболандшафтів проводили на території селітебних та рекреаційних зон міста Маріуполь, що знаходяться під сумісним впливом таких потужних джерел емісії важких металів, як комбінат ім. Ілліча, комбінат «Азовсталь», ОАО «Маркохім», а також локальних стаціонарних та пересувних забруднювачів місцевої інфраструктури. Вибір саме Маріуполя в якості об'єкта за цим напрямом досліджень був зумовлений значно вищим рівнем техногенного навантаження, ніж у

Бердянську, що дозволяло одержувати достовірні відмінності між окремими моніторинговими площадками в межах селітебних та рекреаційних зон.

4.2.1 Біодіагностика забруднення ґрунтів селітебних зон

Дослідження проводили на території селітебних зон чотирьох районів міста: Лівобережного (Орджонікідзевського), Центрального (Жовтневого), Кальміуського (Іллічівського) та Приморського. Серед них найбільш населеним є Центральний район (184 тис. мешканців). У Лівобережному районі проживає 125 тис. населення, у Кальміуському – 101 тис., у Приморському – 70 тис. осіб. Відповідно до структури забудови в межах цих районів та наявності земельних ділянок, придатних для довгострокового моніторингу ґрунтів, було намічено 13 моніторингових площадок.

Біодіагностика за допомогою тест-рослин *Zea mays* L. на восьми моніторингових площадках показала відхилення від контролю на 20 % і більше, тобто наявність фітотоксичного ефекту за нашою градацією (табл. 4.4). Найбільш забрудненим виявився Лівобережний район, який безпосередньо прилягає до комбінату «Азовсталь»: на трьох з чотирьох площадок фітодіагностика виявила ступінь забрудненості ґрунтів від помірної до дуже сильної. Помірний рівень зафіксовано також на Приморському бульварі, розташованому в районі морського порту.

Таблиця 4.4

Визначення фітотоксичності ґрунтів селітебної зони міста Маріуполь за допомогою тест-рослин *Zea mays* L.

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	Зменшення довжини відносно контролю, %			Ступінь забрудненості	Коефіцієнт варіації	Дисбаланс росту
		корені	па-ростки	най-більше			
Лівобережний	Вулиця Азовстальська	69,9	66,6	69,9	сильний	3	немає

Продовження таблиці 4.4

	Проспект Ленінградський	15,5	-41,7	15,5	немає	309	сильний
	Вулиця Київська	86,2	92,4	92,4	дуже сильний	5	немає
	Вулиця Олімпійська	71,6	40,4	71,6	сильний	39	немає
Центральний	Вулиця 9-ї Авіадивізії	-32,9	-18,9	-18,9	немає	38	немає
	Вул. Грушевського	33,8	31,4	33,8	слабкий	5	немає
	Вул. Нижні Аджахи	54,4	57,5	57,5	помірний	4	немає
	Вулиця Нахімова	4,1	-40,1	4,1	немає	174	помірний
Приморський	Вулиця Бахчиванджи	17,0	52,5	52,5	помірний	72	слабкий
	Вулиця Лавицького	23,6	49,0	49,0	помірний	49	немає
	Вулиця Маріупольська	29,6	36,7	36,7	слабкий	15	немає
	Селище Іллічівське	-10,6	-191,7	-10,6	немає	127	помірний
	Приморський бульвар	49,6	58,1	58,1	помірний	11	немає
Кальміуський	Проспект Гурова	17,6	33,23	33,23	слабкий	43	немає
	Вул. Новотрубна	42,1	44,8	44,8	помірний	4	немає
	Вулиця Шишова	-26,0	-100,0	-26,0	немає	83	слабкий

Ґрунти на п'яти площадках, а саме на вул. 9-ї Авіадивізії, вул. Нахімова, вул. Шишова, пр. Ленінградському та в сел. Іллічівському, виявилися повністю придатними для нормального росту та розвитку тест-культур. Однак на трьох з них (вул. Нахімова, пр. Ленінградському та в сел. Іллічівському) виявився дисбаланс ростових процесів, оскільки реакція кореневої системи не відповідала реакції паростків або була навіть протилежною.

Оцінка фітотоксичності ґрунтів селітебної зони міста Маріуполь за допомогою тест-рослин *Raphanus sativus* L. показала істотно відмінні результати (табл. 4.5).

На моніторингових площадках по вул. Азовстальській і Київській та на Приморському бульварі, де за тест-рослинами *Zea mays* L. спостерігався

фітотоксичний ефект від помірного до дуже сильного, реакція тест-рослин *Raphanus sativus* L. була в межах слабого пригнічення, а по вул. Олімпійській, де за тест-рослинами *Zea mays* L. спостерігався помірний фітотоксичний ефект, пригнічення тест-рослин *Raphanus sativus* L. було зовсім незначним.

Таблиця 4.5

**Визначення фітотоксичності ґрунтів селітебної зони міста Маріуполь
за допомогою тест-рослин *Raphanus sativus* L.**

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	Зменшення довжини відносно контролю, %			Ступінь забрудненості	Коефіцієнт варіації	Дисбаланс росту
		корені	па-ростки	най-більше			
Лівобережний	Вулиця Азовстальська	33,6	37,1	37,1	слабкий	7	немає
	Проспект Ленінградський	9,4	5,0	9,4	немає	43	немає
	Вулиця Київська	34,6	31,6	34,6	слабкий	6	немає
	Вулиця Олімпійська	10,2	4,9	10,2	немає	50	немає
Центральний	Вулиця 9-ї Авіадивізії	27,6	29,2	29,2	слабкий	4	немає
	Вул. Грушевського	25,9	27,7	27,7	слабкий	7	немає
	Вул. Нижні Аджахи	49,6	58,2	58,2	помірний	11	немає
	Вулиця Нахімова	39,9	32,1	39,9	слабкий	15	немає
Приморський	Вулиця Бахчиванджи	29,3	30,3	30,3	слабкий	2	немає
	Вулиця Лавицького	29,5	29,7	29,7	слабкий	0	немає
	Вулиця Маріупольська	-3,1	-27,1	-3,1	немає	112	помірний
	Селище Іллічівське	45,1	14,7	45,1	помірний	72	немає
	Приморський бульвар	11,3	29,6	29,6	слабкий	63	немає
Кальміуський	Проспект Гурова	41,3	43,4	43,4	помірний	4	немає
	Вул. Новотрубна	42,1	44,9	44,9	помірний	5	немає
	Вулиця Шишова	23,2	-8,3	23,2	слабкий	299	помірний

З іншого боку, біодіагностика за допомогою тест-рослин *Raphanus sativus* L. виявила ознаки забруднення там, де тест-рослини *Zea mays* L. не відчували пригнічення, а саме: на вул. 9-ї Авіадивізії, вул. Нахімова та в селищі Іллічівському, а у ґрунті на вул. Шишова відзначено дисбаланс ростових процесів. Вищезазначені розбіжності між результатами біодіагностики ґрунтів за допомогою різних тест-культур підтверджують правильність обраного нами комплексного підходу. В табл. 4.6 наведено підсумкову оцінку забруднення ґрунтів досліджуваних моніторингових площадок. Згідно з цим узагальненням, на площадках по вул. Азовстальській, Олімпійській, Бахчиванджи, Лавицького, у сел. Іллічівському, на пр. Гурова та Приморському бульварі відзначається помірний ступінь забрудненості ґрунтів, а решта площадок класифікуються як слабо забруднені.

Таблиця 4.6

**Загальна оцінка забруднення ґрунтів селітебної зони міста Маріуполь
за різними тест-рослинами**

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	K ^{зг} + K ^{др}		Сумарний показник Z _f	Ступінь загальної фітотоксичності
		<i>Zea mays</i>	<i>Raphanus sativus</i>		
Лівобережний	Вул. Азовстальська	1,40	1,20	1,30	помірний
	Пр. Ленінградський	1,16	1,10	1,13	дуже слабкий
	Вул. Київська	1,50	1,20	1,34	помірний
	Вул. Олімпійська	1,40	1,10	1,24	слабкий
Центральний	Вул. 9-ї Авіадивізії	1,10	1,20	1,15	дуже слабкий
	Вул. Грушевського	1,20	1,20	1,20	слабкий
	Вул. Нижні Аджахи	1,30	1,30	1,30	помірний
	ул. Нахімова	1,14	1,20	1,17	слабкий
Приморський	Вул. Бахчиванджи	1,32	1,20	1,26	помірний
	Вул. Лавицького	1,30	1,20	1,25	слабкий
	Вул. Маріупольська	1,20	1,24	1,22	слабкий

Продовження таблиці 4.6

	Сел. Іллічівське	1,14	1,30	1,22	слабкий
	Приморський бульвар	1,30	1,20	1,25	слабкий
Кальміуський	Пр. Гурова	1,20	1,30	1,25	слабкий
	Вул. Новотрубна	1,30	1,30	1,30	помірний
	Вул. Шишова	1,12	1,24	1,18	слабкий

Отриману за вищенаведеним алгоритмом комплексну оцінку фітотоксичності ґрунтів на моніторингових площадках у селітебних зонах міста Маріуполь ми порівняли з іншим показником, що також має комплексний характер, а саме з індексами інтегральної фітотоксичності ІФ. Для визначення ІФ підраховують сумарні відхилення довжини коренів та паростків тест-об'єктів, а також енергії проростання насіння у контрольному та досліджуваному зразках. Після логарифмування цієї суми за формулою 2.2 отримують інтегральний показник, який має відображати загальну фітотоксичність середовища для цього тест-об'єкта. Значення ІФ, що дорівнюють або є нижчими за нуль, вважаються ознакою токсичності, а вище нуля – навпаки.

Результати інтегральної фітотоксичності проб ґрунту для тест-об'єктів *Zea mays* L та *Raphanus sativus* L. наведено у табл. 4.7. Як свідчать наведені показники, оцінка фітотоксичності не збігається на ділянках по пр. Ленінградському, вул. 9-ї Авіадивізії та в сел. Іллічівському. За розробленим нами методом на цих ділянках спостерігалось пригнічення ростових процесів хоча б за одним критерієм, а саме: у першому випадку за дисбалансом ростових процесів, у двох інших – за ростом *Raphanus sativus* L. Ці розбіжності нівелюються за розрахунку індексу фітотоксичності, унаслідок цього ІФ не повністю відображує можливість виникнення негативних явищ щодо росту та розвитку вищих рослин.

На відміну від методу розрахунку індексу інтегральної фітотоксичності запропонований нами алгоритм оцінювання загальної фітотоксичності є більш

об'єктивним та інформативним, адже він дозволяє перейти від якісної оцінки (так/ні) до кількісної та враховує не тільки інтенсивність ростових процесів, але й їх гармонійний розвиток.

Таблиця 4.7

**Індекси інтегральної фітотоксичності ґрунтів селітебної зони міста
Маріуполь за різними тест-рослинами**

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	Індекси фітотоксичності			Фітотоксичність
		<i>Zea mays</i> L.	<i>Raphanus sativus</i> L.	Найнижчий	
Лівобережний	Вул. Азовстальська	-0,50	-0,18	-0,50	є
	Пр. Ленінградський	0,12	0,05	0,05	немає
	Вул. Київська	-0,92	-0,18	-0,92	є
	Вул. Олімпійська	-0,16	-0,04	-0,16	є
Центральний	Вул. 9-ї Авіадивізії	0,07	Не визн.	0,07	немає
	Вул. Грушевського	-0,06	Не визн.	-0,06	є
	Вул. Нижні Аджахи	-0,11	Не визн.	-0,11	є
	ул. Нахімова	-0,02	0,10	-0,02	є
Приморський	Вул. Бахчиванджи	-0,14	Не визн.	-0,14	є
	Вул. Лавицького	-0,16	Не визн.	-0,16	є
	Вул. Маріупольська	-0,16	0,03	-0,16	є
	Сел. Іллічівське	0,05	0,05	0,05	немає
	Приморський бульвар	-0,31	-0,07	-0,31	є
Кальміуський	Пр. Гурова	-0,11	Не визн.	-0,11	є
	Вул. Новотрубна	-0,12	Не визн.	-0,12	є
	Вул. Шишова	-0,11	Не визн.	-0,11	є

4.2.2 Біодіагностика забруднення ґрунтів рекреаційних зон

Дослідження проводили на території паркових зон, що знаходяться у різних районах міста та в сукупності характеризують стан ґрунтів на тій частині міста, що зазнала найменшого пошкодження ґрунтового покриву (рис. 4.3).



Рис. 4.3 Розміщення рекреаційних зон міста Маріуполь та моніторингових площадок на них.

Приморський парк є найбільшим за площею – 721000 м². На території парку переважають верби, тополі, акації. Міський сад (60100 м²) – найстаріший парк міста, який було закладено понад 150 років тому. У цьому парку поєднано різноманітні багаторічні рослини – акацію, клен та горіх, іноді зустрічаються хвойні. У парку імені Петровського (101200 м²) зростають клен, туя, піхта, каштани. На території парку імені Лепорського (155700 м²), який розміщено поблизу розташування металургійного комбінату «Азовсталь», висаджено широколистяні рослини – горіх, клен та каштан. Інші рекреаційні об'єкти менші за площею, але кожному з них притаманні свій ґрунтовий та рослинний покрив та різна відстань від джерел емісії поллютантів. У зв'язку з цим ми дослідили усі об'єкти міста, що мають рекреаційне значення (усього – 15) та на яких можна було закласти моніторингові ділянки згідно зі встановленими вимогами.

Результати біодіагностики за допомогою тест-рослин *Zea mays L.* наведено в табл. 4.8.

Таблиця 4.8

**Визначення фітотоксичності ґрунтів рекреаційних зон міста
Маріуполь за допомогою тест-рослин *Zea mays L.***

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	Зменшення довжини відносно контролю, %			Ступінь забрудненості	Коефіцієнт варіації	Дисбаланс росту
		корені	паростки	найбільше			
Лівобережний	Парк ім. Лепорського	-25,3	-65,9	-25,3	немає	63	слабкий
	Парк «Азовсталь»	25,7	38,8	38,8	слабкий	29	немає
	Дитячий парк «Веселка»	16,0	12,7	16,0	немає	16	немає
Центральний	Парк ім. Петровського	-25,2	-65,6	-25,2	немає	63	слабкий
	Міський парк	7,4	-2,6	7,4	немає	295	помірний
	Зелена зона центральної площі	22,4	5,0	22,4	слабкий	90	слабкий
	Сквер по бул. Шевченка	11,9	10,3	11,9	немає	10	немає
	Зелена зона на просп. Миру	12,7	0,5	12,7	немає	131	помірний
	Сквер «Лукомор'я»	23,5	4,5	23,5	слабкий	96	слабкий
	Театральний сквер	2,7	0,0	2,7	немає	141	помірний
Приморський	Сквер «Приморський»	46,5	18,5	46,5	помірний	61	слабкий
	Приморський парк	-20,5	-92,4	-20,5	немає	90	слабкий
	Санаторій «Чайка»	7,3	-2,6	7,3	немає	298	помірний
Кальміуський	Парк культури ім. Гурова	20,8	7,5	20,8	слабкий	66	слабкий
	Лугопарк	21,4	33,8	33,8	слабкий	32	немає

Як свідчать наведені дані, фітотоксичний ефект спостерігався у слабкому ступені на п'яти ділянках (парк «Азовсталь», центральна площа, сквер

«Лукомор'я», парк ім. Гурова та Лугопарк) та у помірному – тільки на території Приморського парку. Загалом це можна оцінити як ознаку меншої забрудненості ґрунтів рекреаційних зон, аніж селітебних районів. Поряд з цим, дисбаланс росту рослин кукурудзи спостерігався у 73 % випадків, що вказує на ймовірність пригнічення злаків у подальшому. Помірний ступінь дисбалансу росту коренів та паростків, який виникає, коли відбувається пригнічення перших на фоні стимуляції других, зафіксовано на території міського парку, зеленої зони по просп. Миру, театрального скверу та санаторію «Чайка».

Схожа ситуація спостерігається і за іншою тест-культурою *Raphanus sativus* L. (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Оцінка фітотоксичності ґрунтів рекреаційних зон міста Маріуполь за допомогою тест-рослин *Raphanus sativus* L.

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	Зменшення довжини відносно контролю, %			Ступінь забрудненості	Коефіцієнт варіації	Дисбаланс росту
		корені	паростки	найбільше			
Лівобережний	Парк ім. Лепорського	26,9	-25,4	26,9	слабкий	4930	дуже сильний
	Парк «Азовсталь»	26,8	29,9	29,9	слабкий	8	немає
	Дитячий парк «Веселка»	18,0	9,3	18,0	немає	45	немає
Центральний	Парк ім. Петровського	17,8	-46,8	17,8	немає	315	сильний
	Міський парк	-2,9	-58,9	-2,9	немає	128	помірний
	Зелена зона центральної площі	47,2	30,8	47,2	помірний	30	немає
	Сквер по бул. Шевченка	39,3	23,0	39,3	слабкий	37	немає
	Зелена зона на просп. Миру	42,4	21,5	42,4	помірний	46	немає
	Сквер «Лукомор'я»	1,6	3,3	3,3	немає	49	немає
	Театральний сквер	17,5	16,7	17,5	немає	3	немає

Продовження таблиці 4.9

Приморський	Сквер «Приморський»	35,6	10,9	35,6	слабкий	75	слабкий
	Приморський парк	-7,8	-36,5	-7,8	немає	92	слабкий
	Санаторій «Чайка»	-5,2	-98,3	-5,2	немає	127	помірний
Кальміуський	Парк культури ім. Гурова	42,2	18,2	42,2	помірний	56	слабкий
	Лугопарк	22,9	28,3	28,3	слабкий	15	немає

На п'яти ділянках було визначено слабкий ступінь забрудненості (парк ім. Лепорського, парк «Азовсталь», сквер по бул. Шевченка, сквер «Приморський» та Лугопарк), а на трьох – помірний (зелена зона центральної площі та просп. Миру, а також парк ім. Гурова). На трьох ділянках спостерігався дисбаланс росту слабого ступеня (сквер «Приморський», Приморський парк та парк ім. Гурова), на двох – помірного (міський парк та санаторій «Чайка»), у парку Петровського – сильного, а в парку ім. Лепорського – дуже сильного ступеня.

Наведені результати біотестування ще раз підтверджують необхідність використання щонайменше двох різних тест-культур, якщо ми прагнемо досягти об'єктивності у прогнозуванні ймовірного пригнічення насаджень вищих рослин у зонах з підвищеним техногенним навантаженням. Порівняння зведених коефіцієнтів забрудненості K^{zt} та дисбалансу росту K^{dp} , наведене у табл. 4.10, показує, що на одних об'єктах більше пригнічується редька (6 з 15), а на інших – кукурудза (3 з 15). На ділянках, які знаходяться у парку «Азовсталь», дитячому парку «Веселка», міському парку, Приморському парку, санаторії «Чайка» та Лугопарку, оцінка фітотоксичності за обома тест-культурами збіглася повністю.

Загалом за результатами біодіагностики лише на території дитячого парку «Веселка» можна впевнено стверджувати про відсутність забруднення ґрунтів у концентраціях, що позначаються на розвитку вищих рослин.

Таблиця 4.10

**Загальна оцінка забруднення ґрунтів рекреаційних зон міста
Маріуполь за даними біодіагностики**

Райони міста	Місця відбирання проб ґрунту	K ^{зг} + K ^{др}		Сумарний показник Z _t	Ступінь загальної фітотоксичності
		<i>Zea mays</i> L.	<i>Raphanus sativus</i> L.		
Лівобережний	Парк ім. Лепорського	1,12	1,28	1,20	слабкий
	Парк «Азовсталь»	1,20	1,20	1,20	слабкий
	Дитячий парк «Веселка»	1,10	1,10	1,10	немає
Центральний	Парк ім. Петровського	1,12	1,16	1,14	дуже слабкий
	Міський парк	1,14	1,14	1,14	дуже слабкий
	Зелена зона центральної площі	1,22	1,30	1,26	помірний
	Сквер по бул. Шевченка	1,10	1,20	1,15	дуже слабкий
	Зелена зона на просп. Миру	1,14	1,30	1,22	слабкий
	Сквер «Лукомор'я»	1,22	1,10	1,16	слабкий
	Театральний сквер	1,14	1,10	1,12	дуже слабкий
Приморський	Сквер «Приморський»	1,32	1,22	1,27	помірний
	Приморський парк	1,12	1,12	1,12	дуже слабкий
	Санаторій «Чайка»	1,14	1,14	1,14	дуже слабкий
Кальміуський	Парк культури ім. Гурова	1,22	1,32	1,27	помірний
	Лугопарк	1,20	1,20	1,20	слабкий

Ще на шести об'єктах рекреації (парк ім. Петровського, Міський парк, сквер по бул. Шевченка, Театральний сквер, Приморський парк та санаторій «Чайка») ступінь загальної фітотоксичності ми оцінили як дуже слабкий. Найгірша ситуація із загальною фітотоксичністю притаманна зеленій зоні центральної площі, скверу «Приморський» та парку ім. Гурова. Саме на цих об'єктах необхідно в першу чергу проваджувати заходи з детоксикації ґрунтів для збереження належного стану зелених насаджень.

РОЗДІЛ 5. ОРГАНІЗАЦІЯ КОМПЛЕКСНОГО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Як свідчать наші дослідження та роботи інших вчених, ґрунтовий покрив сучасних міст представлений вкрай великою різноманітністю: від слабо перетворених зональних і азональних різновидів на периферії або в зонах рекреації до сильно видозмінених урбоземів і техноземів у районах тривалого поселення і промислових зонах [126; 140]. Це ускладнює проектування репрезентативної мережі моніторингу, адже природні закономірності структури ґрунтового покриття в урболандшафтах дуже порушені.

З іншого боку, загострення екологічних проблем у містах стимулює підвищену зацікавленість органів місцевого самоврядування в отриманні об'єктивної інформації про стан ґрунтового покриття та прогнозованих ризиках для населення. В першу чергу, це питання вартісної оцінки земель з урахуванням їх екологічного стану, а також перспективне планування міської інфраструктури, озеленення території, контроль екологічної безпеки тощо. Разом з тим методика моніторингу міських ґрунтів вельми далека від досконалості. Як переконливо було показано В. Б. Ільїним, особливу складність для моніторингу важких металів у великих промислових містах представляють питання правильного вибору ґрунтового фону і встановлення асоціації елементів-забруднювачів [57]. Оскільки для адекватної оцінки рівня забруднення та організації моніторингу необхідна оцінка місцевого фонового вмісту важких металів, для цієї мети різними вченими пропонується використовувати дані обстеження великих парків [117] або регіональні параметри, диференційовані для груп ґрунтів різного гранулометричного складу [151]. Диференціація фонових показників вмісту важких металів у ґрунтах та рівня їх допустимого забруднення – це вимушений, але необхідний крок, оскільки природне варіювання складу і буферних властивостей ґрунтів сягає десяти і більше разів [156]. Крім того, моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами повинен враховувати типи спеціалізованого призначення

функціональних міських зон, які значно різняться за джерелами, рівнем та складом забруднення, що відповідає сучасній європейській практиці моніторингу важких металів у міському середовищі [154; 187; 190]. Окрім того, для репрезентативності моніторингових ділянок важливо врахувати фізичні властивості ґрунтів, які значною мірою визначають екологічні функції ґрунтів та їхню стійкість до забруднення [35; 57].

Таким чином, екологічні проблеми розвитку міських територій, які загострюються, вимагають проведення не тільки моніторингу стану атмосферного повітря та природних вод, але й ґрунтів. З іншого боку, організація такого моніторингу стикається з низкою методичних проблем, без вирішення яких результати спостережень можуть давати недостатньо об'єктивну характеристику змін якісного стану ґрунтового покриву. У попередніх розділах було обґрунтовано необхідність врахування місцевого геохімічного фону, функціонального призначення земель, різної буферності ґрунтів, полікомпонентного характеру забруднення та його фітотоксичної дії. Кінцевою метою дисертаційного дослідження є поєднання усіх вищезазначених аспектів у новому методичному підході до організації моніторингу ґрунтів міст.

5.1 Суміщення даних хіміко-аналітичного контролю та біодіагностики на прикладі репрезентативної вибірки моніторингових площадок у м. Маріуполь

Як показали наші дослідження, вкрай високий рівень латеральної та радіальної неоднорідності ґрунтового покриву, часта зміна меж земельних ділянок і постійні порушення будови та морфології ґрунтових тіл внаслідок будівельних, ремонтних та інших робіт, велика щільність пересувних джерел забруднення – все це у сукупності робить практично неможливим застосування усталених методів моніторингу для об'єктивної характеристики змін якості ґрунтів у часі. Не є виключенням і спостереження в містах Маріуполь та Бердянськ. Незважаючи на достатньо детальний опис та прив'язку

моніторингових площадок, зроблені у 2007 – 2008 рр., через п'ять років майже в половині випадків виявилось неможливим повторити їхнє місце розташування та контури. Не можна відкидати й вплив суб'єктивного фактора, адже якщо навіть за агрохімічної паспортизації похибку пробовідбирання оцінюють в 30 % [99], то в антропогенно перетвореному ландшафті вона ще збільшуватиметься. З цієї причини більш коректно проводити моніторингові спостереження одразу на сукупності декількох об'єктів з належною статистичною оцінкою достовірності відхилень. Окрім того, як показано в розділі 4, остаточну відповідь на питання щодо шкідливості ґрунтів для біологічних об'єктів у випадку їх полікомпонентного забруднення можуть дати тільки методи біотестування, адже експертним шляхом дуже важко врахувати і токсичність окремих забруднюючих речовин, і їхню поведінку в ґрунті, і буферні властивості останнього, не говорячи вже про можливість синергізму чи антагонізму хімічних елементів.

Таким чином, під час виконання дисертаційного дослідження ми дійшли висновку про необхідність комплексного підходу до організації моніторингу, зокрема суміщення хіміко-аналітичних методів і методів біодіагностики [73]. Для перевірки гіпотези про перевагу такого підходу було сформовано вибірку з 13 моніторингових площадок на території міста Маріуполь, яка характеризується значною варіабельністю параметрів показників основних властивостей ґрунтів (рис. 5.1). Водночас вибірка охоплює земельні ділянки різного функціонального призначення з різним рівнем техногенного навантаження (табл. 5.1 – 5.3).

Сформована таким чином вибірка рівною мірою представляла промислові території, житловий сектор (багатоповерхівки, старі комунальні будівлі та приватні будинки) та об'єкти рекреації і відпочинку громадян. Як свідчать наведені дані, ґрунти на моніторингових площадках були як забрудненими важкими металами, так і різною мірою засоленими водорозчинними солями. Однак прояви фітотоксичності на моніторингових площадках (3 із 13) не були пов'язані з меншою буферністю ґрунту, оскільки вміст гумусу та рН майже

однакові. Поряд з цим, у ґрунтах із відсутністю фітотоксичного ефекту спостерігався явно менший вміст водорозчинних солей, які також нарівні з важкими металами та іншими ксенобіотиками можуть пригнічувати ріст та розвиток вищих рослин.

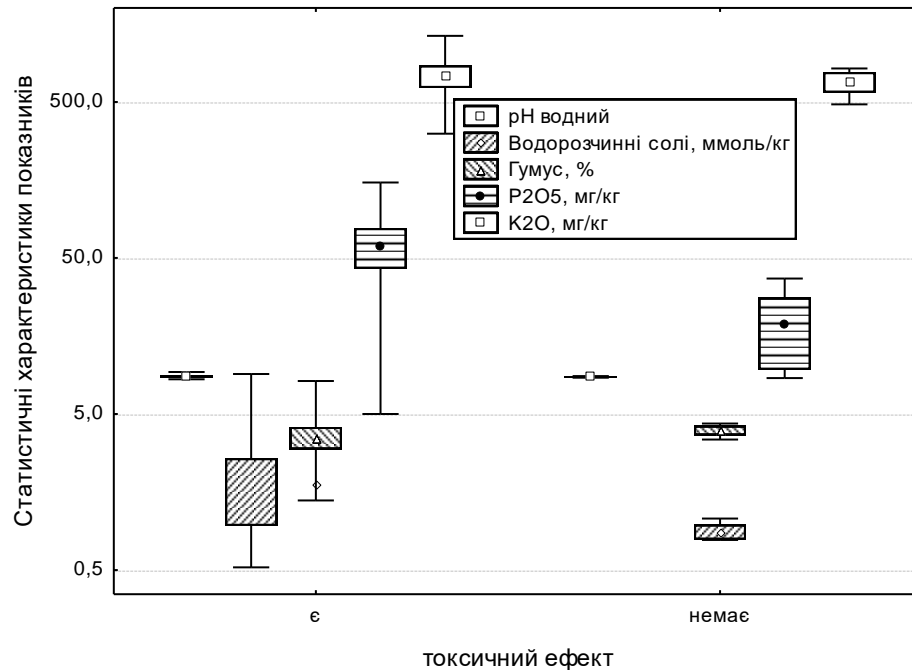


Рис. 5.1 Статистична характеристика варіабельності показників властивостей ґрунту на моніторингових площадках (позначено середнє арифметичне, стандартну похибку та розмах коливань значень)

Кореляційний аналіз результатів вимірювань фітотоксичного ефекту на обраних тест-культурах показує найбільш тісний зв'язок із рухомими формами Mn ($r = 0,52 - 0,76$), Ni ($r = 0,52 - 0,65$), Pb ($r = 0,52 - 0,72$), Zn ($r = 0,52 - 0,64$). Із кислоторозчинними формами важких металів зв'язок виявився менш тісним, що очевидно пов'язано із підвищеною лужністю ґрунтів, для яких нові стандарти не рекомендують застосовувати витяжку 1 н HCl [49]. Статистично значимим на рівні $p = 0,005$ виявився зв'язок фітотоксичного ефекту з Pb ($r = 0,45 - 0,60$), Zn ($r = 0,37 - 0,61$), Cr ($r = 0,44 - 0,67$).

Достатньо високий рівень взаємозв'язку між прямим визначенням фітотоксичності та її предикторами дозволяє провести більш об'єктивне ранжування ґрунтів на моніторингових площадках за рівнем забруднення.

Таблиця 5.1

Вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах пробних площадок (Маріуполь, 2013 р.)

Місцезнаходження площадок спостережень	Вміст рухомих форм важких металів, мг/кг ґрунту								
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Вул. 9-ї Авіадивізії	0,16	0,18	0,08	0,62	1,28	39,4	0,54	3,62	2,88
Комбінат Азовсталь	0,02	0,17	2,57	0,78	88,90	51,8	0,67	7,19	29,35
Комбінат ім. Ілліча	0,12	0,12	1,24	0,50	3,69	40,0	0,78	3,54	5,47
Завод «Азовмаш»	0,02	0,11	0,10	0,42	27,54	52,0	0,62	3,99	30,50
Вул. Лавицького	0,04	0,62	0,02	0,54	0,64	51,5	0,71	3,48	24,43
Вул. Бахчиванджи	0,005	0,99	0,46	0,20	0,96	67,4	1,08	5,32	22,28
Проспект Гурова	0,005	0,08	0,35	0,26	0,96	32,4	0,64	2,02	5,70
Житлова забудова	0,01	0,09	0,31	0,42	0,70	9,8	0,25	1,5	0,62
Парк ім.Лепорського	0,10	0,44	0,19	0,74	1,04	52,7	0,29	4,26	22,46
Парк ім.Петровського	0,21	0,26	0,36	0,62	1,36	10,3	0,34	3,62	7,04
Приморський парк	0,02	0,06	0,37	0,17	0,60	11,4	0,23	1,36	0,58
Міський сад	0,02	0,02	0,21	0,40	0,59	39,8	0,11	1,78	1,48
Вул. Маріупольська	0,03	0,27	0,25	0,52	0,87	44,6	0,63	4,44	6,46

Таблиця 5.2

Вміст міцнофіксованих форм важких металів у ґрунтах пробних площадок (Маріуполь, 2013 р.)

Місцезнаходження площадок	Вміст міцнофіксованих форм важких металів, мг/кг ґрунту								
	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Вул. 9-ої Авіадивізії	0,50	4,54	0,94	7,60	601	105	6,65	15,2	17,5
Комбінат «Азовсталь»	0,70	1,51	14,82	30,65	613	105	2,67	43,4	60,0
Комбінат ім. Ілліча	0,34	4,50	3,59	7,13	594	103	5,77	13,6	40,7
Завод «Азовмаш»	0,24	1,82	11,82	9,11	599	115	2,58	14,9	61,3
Вул. Лавицького	0,20	5,15	2,20	8,42	650	109	7,99	14,4	60,0
Вул. Бахчиванджи	0,02	5,12	2,20	8,90	653	105	7,78	24,7	69,9
Проспект Гурова	0,02	5,49	1,87	8,71	591	111	7,50	15,2	48,3
Житлова забудова	0,03	3,84	1,16	6,97	594	109	7,07	9,5	8,3
Парк ім.Лепорського	0,29	5,06	3,81	11,71	649	111	6,58	22,3	71,0
Парк ім.Петровського	0,49	4,98	2,59	8,52	599	110	6,09	15,2	52,3
Приморський парк	0,05	4,06	1,03	6,14	552	109	7,42	8,0	7,8
Міський сад	0,04	5,25	0,86	6,95	652	119	6,65	12,5	11,6
Вул. Маріупольська	0,06	4,67	2,70	17,36	650	120	5,70	20,3	46,1

Таблиця 5.3

Вміст водорозчинних солей у ґрунтах пробних площадок (Маріуполь, 2013 р.)

Місце знаходження площадок	Вміст іонів, ммоль/кг (над рисою), масова частка, % (під рисою)								
	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Сума катіонів, ммоль/кг
Вул. 9-ої Авіадивізії	-	6,0 0,037	1,2 0,004	0,7 0,003	5,1 0,010	1,6 0,002	0,7 0,002	0,5 0,0019	7,9
Комбінат Азовсталь	1,0 0,003	2,8 0,017	0,7 0,002	0,7 0,003	2,8 0,006	1,4 0,002	0,6 0,001	0,4 0,0016	5,2
Комбінат ім. Ілліча	-	3,8 0,023	0,37 0,013	82,7 0,40	65,0 0,130	18,5 0,022	6,1 0,014	0,6 0,0023	90,2
Завод «Азовмаш»	1,3 0,004	3,1 0,019	0,9 0,003	1,2 0,006	4,1 0,008	1,0 0,001	0,5 0,001	0,9 0,003	6,5
Вул. Лавицького	-	5,0 0,031	0,1,3 0,004	2,2 0,001	5,3 0,011	1,9 0,002	1,0 0,002	0,3 0,0012	8,5
Вул. Бахчиванджи	-	5,0 0,031	0,1,1 0,004	3,5 0,017	5,1 0,010	1,4 0,002	1,2 0,003	1,9 0,007	9,6
Проспект Гурова	-	6,3 0,039	0,0,9 0,003	2,3 0,011	4,9 0,010	1,4 0,002	1,4 0,003	1,8 0,007	9,5
Житлова забудова	-	4,5 0,027	0,1,3 0,004	2,4 0,011	5,1 0,010	1,6 0,002	1,2 0,003	0,3 0,0012	8,2
Парк ім.Лепорського	-	5,5 0,034	0,4,0 0,014	13,4 0,064	12,1 0,024	3,7 0,004	3,5 0,008	3,6 0,014	22,9
Парк ім.Петровського	-	5,5 0,034	0,0,7 0,002	4,5 0,022	6,3 0,013	2,4 0,003	0,8 0,002	0,9 0,003	10,7
Приморський парк	-	4,3 0,026	0,1,5 0,005	2,1 0,010	5,1 0,010	1,3 0,001	1,2 0,003	0,3 0,0012	7,9
Міський сад	-	4,0 0,024	0,1,1 0,004	2,7 0,013	4,6 0,009	1,7 0,002	0,5 0,001	1,0 0,004	7,8
Вул. Маріупольська	-	5,0 0,031	0,0,9 0,003	3,6 0,017	5,1 0,010	2,6 0,003	0,8 0,002	1,0 0,004	9,5

Оскільки у більшості випадків забруднення важкими металами є поліелементним, а ступінь прояву токсичної дії кожного з них залежить від буферності ґрунту до нього, передбачити результуючу фітотоксичність вкрай складно. Тому виділення кластерів за сукупністю параметрів фітотоксичного ефекту та аналітичного визначення рухомих форм важких металів та водорозчинних солей, на наш погляд, є найбільш об'єктивним способом розподілу території за рівнями забруднення (рис. 5.2).

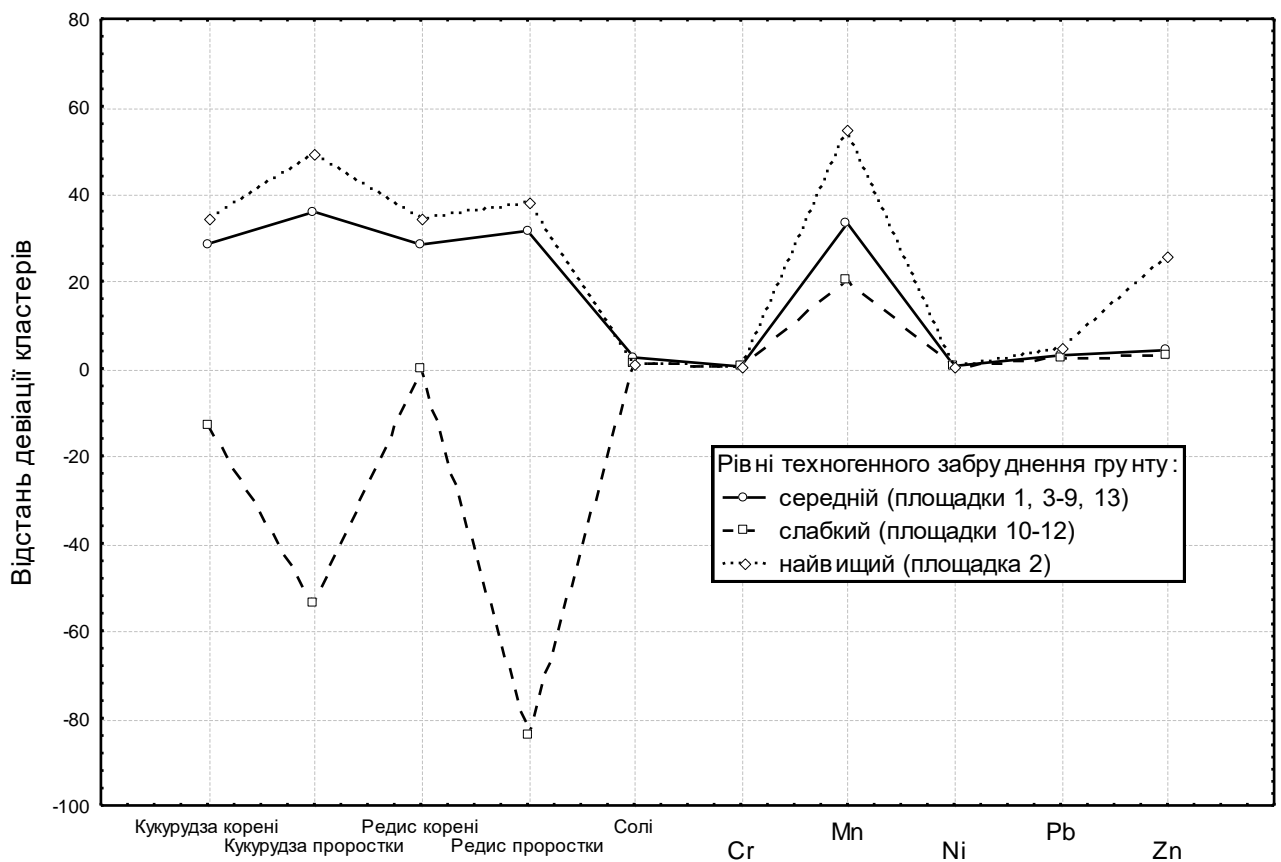


Рис. 5.2 Кластеризація моніторингових площадок за результатами прямих вимірювань фітотоксичності та вмісту рухомих форм важких металів

За вищепереліченими ознаками, негативний вплив техногенного забруднення найбільшою мірою проявляється навколо комбінату «Азовсталь», де внаслідок накопичення, в першу чергу, рухомих сполук цинку та марганцю в ґрунті майже вдвічі (на 40 – 50 %) уповільнюються ростові процеси вищих

рослин. Найменшою мірою ознаки техногенного забруднення проявляються на штучних газонах у центральній частині міста (Приморський бульвар, Міський сад, парк ім. Петровського), де відбувалося завезення ґрунту зовні для забезпечення належної щільності трав'яного покриву. На відміну від цього на більшості моніторингових площадок як поблизу промислових підприємств, так і на території міської забудови спостерігається фітотоксичний ефект на рівні 30-відсоткового пригнічення ростових процесів.

Результати тестування показують відсутність принципової різниці між обраними видами рослин та їх органами за реакцією на токсичність водної витяжки з ґрунту. Більш чутливими виявилися проростки обох видів, а виявлений токсичний ефект в усіх випадках підтверджувався обома фітотестами. Тому можна вважати, що усереднений показник фітотоксичності, наведений у табл. 5.4, об'єктивно відображує рівень техногенного забруднення на моніторингових площадках.

Порівняно з ним розраховані сумарні показники забруднення, хоча й є достатньо близькими ($r = 0,55 - 0,69$), не дозволяють надійно прогнозувати реакцію вищих рослин. Наприклад, у районі житлової забудови фітотоксичність присутня за $Z = 1,0$, а у парку Петровського, навпаки, за більше ніж триразове перевищення фонового вмісту важких металів ($Z_{\text{фон}} = 3,9$) спостерігалася стимуляція росту рослини.

Очевидно, що для ґрунтів міських урболандшафтів, що знаходяться під сукупною дією різних забруднювачів, не достатньо оцінювати рівень забруднення тільки за перевищенням вмісту важких металів. Недоліки такого підходу доведено у численних роботах вітчизняних та закордонних вчених, які віддають перевагу різноманітним біодіагностичним методам [6; 20; 92; 96; 131; 189; 197; 201]. Про це свідчать також і наші результати вимірювань інших показників якості ґрунту, які інколи мають аномальні значення, не сумісні з нормальним станом ґрунту.

Таблиця 5.4

Оцінка рівня забруднення ґрунтів за результатами біотестування та сумарними геохімічними показниками

Місцезнаходження площадок спостережень	Фітотоксичність за паростками та коренями $K^{зг} + K^{др}$		Сумарний показник фітотоксич ності Z_f	Сумарний показник забруднення Z	
	<i>Zea mays</i> L	<i>Raphanus sativus</i> L		відносно фону*	відносно ГДК
Вул. 9-ї Авіадивізії	1,10	1,20	1,15	3,1	1,7
Комбінат Азовсталь	1,30	1,30	1,30	8,1	2,4
Комбінат ім. Ілліча	1,25	1,20	1,22	3,6	1,7
Завод «Азовмаш»	1,30	1,30	1,30	6,9	2,3
Вул. Лавицького	1,30	1,20	1,25	6,5	2,2
Вул. Бахчиванджи	1,32	1,20	1,26	6,8	2,9
Проспект Гурова	1,20	1,30	1,25	2,1	1,3
Житлова забудова	1,20	1,20	1,20	1,0	1,0
Парк ім.Лепорського	1,12	1,28	1,20	6,6	2,3
Парк ім.Петровського	1,12	1,16	1,14	3,9	1,0
Приморський парк	1,12	1,12	1,12	1,0	1,0
Міський сад	1,14	1,14	1,14	1,6	1,6
Вул. Маріупольська	1,20	1,24	1,22	3,0	1,9

Наприклад, у ґрунті моніторингових площадок на вулиці Бахчиванджи, пр. Гурова та парку Лепорського спостерігається аномальне підвищення вмісту рухомого фосфору (до 100 – 150 мг/кг) та калію (до 1100 – 1325 мг/кг) за Мачигінім, біля комбінату «Азовсталь» та заводу «Азовмаш» – підвищення рН до 9,25 – 9,3 (табл. 5.5). Як показано вище в табл. 5.4, на території комбінату Ілліча спостерігається накопичення водорозчинних солей хлористого кальцію. На жаль, ці впливові чинники не враховуються сумарними геохімічними

показниками, а тому часто випадають з поля зору за традиційного хіміко-аналітичного контролю забруднення.

Таблиця 5.5

Деякі показники властивостей ґрунтів пробних площадок

Місцезнаходження площадок	рН водний	С органічний, %	Вміст рухомих форм, мг/кг	
			P ₂ O ₅	K ₂ O
Вул. 9-ї Авіадивізії	8,70	1,55	39,8	506
Комбінат Азовсталь	9,25	4,72	5,0	458
Комбінат ім. Ілліча	8,35	0,81	10,8	313
Завод «Азовмаш»	9,30	1,15	12,6	554
Вул. Лавицького	8,75	1,80	53,1	434
Вул. Бахчиванджи	8,80	2,24	138,5	1253
Проспект Гурова	8,40	1,74	152,3	1108
Житлова забудова	8,55	2,17	9,2	482
Парк ім.Лепорського	8,50	2,11	100,3	1325
Парк ім.Петровського	8,75	1,99	10,8	723
Приморський парк	8,65	2,33	8,5	482
Міський сад	8,55	2,52	36,9	819
Вул. Маріупольська	8,70	2,33	79,0	915

Таким чином, розмаїття забруднюючих хімічних речовин у міському середовищі настільки велике, що практично неможливо визначити стан здоров'я ґрунту, спираючись на результати хіміко-аналітичного контролю. І навпроти, вимірювання фітотоксичності на тест-культурах кукурудзи *Zea mays* та редьки посівної *Raphanus sativum* відобразили сумарний рівень техногенного забруднення ґрунтів та істотно доповнили результати хіміко-аналітичного контролю, що підвищує рівень надійності моніторингу ґрунтів в урболандшафтах. За винятком штучно створених газонів у центральній частині

міста, досліджені ґрунти в урболандшафтах Маріуполя мають підвищену фітотоксичність, пов'язану із накопиченням окремих важких металів (Mn, Zn, Ni, Pb, Cr), мінеральних сполук, підвищеним рН.

У зв'язку з вищевикладеним прями вимірювання фітотоксичності мають бути обов'язковою складовою ґрунтово-екологічних обстежень міських територій, оскільки це суттєво уточнює оцінку реальної небезпеки та допоможе уникнути помилок під час проектування об'єктів озеленення, сприятиме раціональному використанню ґрунтового покриву міста загалом [108].

1.2 Методичні підходи до організації комплексного моніторингу ґрунтів урбанізованих територій

Узагальнюючи досвід, набутий під час проведення моніторингових досліджень ґрунтів Маріуполя та Бердянська та підготовки дисертаційної роботи, ми спробуємо сформулювати основні методичні підходи до організації моніторингу ґрунтів урбанізованих територій взагалі.

Перш за все, на етапі підготовчих робіт обов'язково необхідно оцінити ступінь геоморфологічної та літологічної однорідності території, що відображується і у складності ґрунтового покриву, і у геохімічних особливостях ґрунтів. На наш погляд, за наявності (що є найбільш ймовірним) на досліджуваній території супераквальних ландшафтів доцільно розташовувати моніторингові ділянки саме на них, оскільки саме в геохімічно підпорядкованих елементах ландшафту в першу чергу відбувається накопичення більшості забруднюючих речовин, а через близькість підґрунтових вод небезпека низхідної міграції є найбільшою. Окрім того, визначення однорідності території та встановлення найбільш типових геоморфологічних та літологічних (насамперед – за гранулометриєю та мінералогією) умов необхідно для правильного підбору місць для визначення геохімічного фону на прилеглий до міста території.

Основну інформацію для правильної організації моніторингу можна отримати тільки під час базового обстеження. При цьому варто проводити його як на території населеного пункту, так і поза його межами. Відбирання проб ґрунтів, що сформувалися в аналогічних умовах ґрунтоутворення, але на відстані не менше за 15 – 20 км від основних центрів техногенної емісії забруднюючих речовин, дозволяє сформувати вибірку для визначення їхнього фонового вмісту. Варто зауважити, що на цей час, згідно з Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20 січня 2016 року № 94-р «Про визнання такими, що втратили чинність, та такими, що не застосовуються на території України, актів санітарного законодавства» та рішенням Державної регуляторної служби України від 15.07.2014 р. № 33, в Україні з 1 січня 2017 року припинено дію актів санітарного законодавства, що затверджували ГДК забруднюючих речовин у ґрунті. За цих обставин єдиним шляхом встановлення фактів техногенного забруднення ґрунтів залишається порівняння із фоновими величинами вмісту окремих хімічних речовин.

На нашу думку, базове обстеження ґрунтового покриву населеного пункту краще за все проводити за мережею, максимально наближеною до рівномірної, із розташуванням пробних площадок на місцях із відкритим ґрунтовим покривом та функціональним призначенням, що переважає в межах цієї комірки мережі. Це дозволяє, по-перше, пропорційно відобразити співвідношення земель різного функціонального призначення, а по-друге, максимально об'єктивно відобразити загальний урбанізований фон, притаманний населеному пункту. Окрім того, на підставі даних базового обстеження за рівномірною мережею можна легко виділити зони з найбільшим рівнем техногенного забруднення ґрунтів, а також ті, де накопичення забруднюючих речовин у ґрунтах мінімальне.

З метою підвищення об'єктивності оцінки стану ґрунтів урбанізованих територій біотестування слід починати проводити вже на етапі базового обстеження. Окрім цього, у пробах ґрунтів важливо визначити основні показники, що визначають їхню буферність до забруднення, а саме: рН водний

чи сольовий, вміст часточок фізичної глини або гранулометричний склад взагалі, вміст гумусу (органічного вуглецю). Іншою причиною бажаності проведення біотестування на усіх ділянках базового обстеження є корисність цієї інформації для планування зелених насаджень у міському господарстві. У випадку виявлення істотного фітотоксичного ефекту доцільно знайти його причину (важкі метали, солі, рН або інше) та рекомендувати відповідні заходи з детосикації ґрунту.

Щодо вмісту важких металів у ґрунтах, то кращою формою визначення ми вважаємо рухому (ацетатно-амонійний буферний розчин з рН 4,8), оскільки ступінь вилучення кислоторозчинних (міцнозв'язаних) форм сильно залежить від рН та вмісту карбонатів, а для оцінки небезпеки забруднення за валовою кількістю хімічних елементів необхідно більш глибоке вивчення буферності ґрунтів. Як показали наші дослідження, ґрунтам урбанізованих територій притаманне поліелементне забруднення важкими металами, тому навіть обмежена їх кількість певною мірою вже відображає загальний рівень техногенного навантаження на ґрунтовий покрив взагалі. Зрозуміло, що слід намагатися визначати якомога більшу кількість елементів, але у випадку обмеженої матеріально-технічної бази можна у першому наближенні обійтися й чотирма-п'ятьма елементами.

Одержавши дані базового обстеження ґрунтового покриття, можемо переходити до проектування моніторингової мережі. Виходячи з результатів нашого дисертаційного дослідження, для належної репрезентативності моніторингова мережа повинна:

- більш-менш рівномірно відображати землі промислової, селітебної, рекреаційної та адміністративно-культурної зон;
- представляти ґрунти з різною буферністю до забруднення, але віддавати перевагу ґрунтам підпорядкованих геохімічних ландшафтів;
- бути прив'язаною до основних джерел емісії забруднюючих речовин, із перевагою розташування з підвітряного боку або на лінії переважного лінійного стоку від них;

- складати не менше ніж 10 – 15 % від кількості пробних площадок базового обстеження, але не менше за 5 площадок для кожного виду функціональних зон, враховуючи ймовірність вилучення цих місць під забудову, нові транспортні шляхи та інші об'єкти.

Площа моніторингових ділянок може бути різною, але не занадто малою, що погіршує репрезентативність та ідентифікацію меж у випадках відсутності чітких орієнтирів для прив'язки на місцевості. З іншого боку, занадто велика площа моніторингових ділянок створює проблеми щодо відтворюваності результатів повторних вимірювань, адже збільшується ймовірність впливу випадкових чинників. З урахуванням цього ми вважаємо найкращою площею моніторингової ділянки інтервал від 50 до 250 м². Через складну конфігурацію міського планування території форма ділянки може бути різною, але дуже слушно прив'язати її крайні точки до певних орієнтирів зі сталим місцем розташування: доріг, будинків тощо.

Географічну прив'язку моніторингових ділянок у системі координат ми вважаємо за найкраще робити у їхньому центрі, який визначають як середину осьової лінії уздовж найбільшої довжини.

Дуже важливим питанням є кількість індивідуальних ґрунтових проб, які складають репрезентативну змішану пробу ґрунту. Результати наших досліджень показують, що відбирання під час базового обстеження 12 – 15 індивідуальних проб на ділянках, які розташовані на землях промислових підприємств та прилеглих територіях, відповідно до методики ґрунтово-геохімічних обстежень урбанізованих територій [39], не забезпечує надійної відтворюваності даних. Необхідно або одразу збільшити кількість індивідуальних проб не менше ніж вдвічі, або повторно відбирати проби на ділянках, що визначені в якості моніторингових, із щільністю 20 – 40 індивідуальних проб для складання змішаної проби.

Наші спостереження в період виконання дисертаційного дослідження показують, що через численні впливові чинники, кількість яких у межах урбанізованих територій вища, ніж на прилеглих землях

сільськогосподарського, лісогосподарського або іншого цільового призначення, краще проводити більш детальні дослідження за широким набором показників, ніж робити щорічні вимірювання декількох індикаторів на обмеженій кількості ділянок. Причин цього багато, а саме: повільний характер змін властивостей ґрунту через його буферність, велика ймовірність випадкового забруднення ґрунту з пересувних джерел, порушеність профілю ґрунтів на більшості відкритих ділянок у межах промислових, селітебних та культурно-адміністративних зон міст, різноманіття забруднюючих речовин та їх переважна концентрація у верхньому п'ятисантиметровому шарі ґрунту й ін. Через ці обставини ми вважаємо, що періодичність проведення моніторингу ґрунтів на території міста має бути диференційованою: спостереження за найбільш динамічними показниками (рН, вміст водорозчинних солей та рухомих форм пріоритетних забруднюючих речовин, визначених під час базового обстеження) доцільно проводити раз на п'ять років, а за усім переліком показників моніторингу – раз на десять років.

З іншого боку, для оперативних заходів попередження техногенного забруднення необхідні регулярні біоіндикаційні дослідження, які здатні охарактеризувати склад атмотехногенних надходжень на земну поверхню, уточнити локалізацію міст, що найбільш інтенсивно забруднюються, оцінити якість рослинної продукції, що вирощується на землях приватної забудови, тощо. Як зазначає Л. М. Бортнік, дослідження за вмістом важких металів у рослинності може бути корисним для планування розміщення сільськогосподарських угідь навколо промислових об'єктів та визначення територій, де повинні бути обмеження на вирощування сільськогосподарської продукції [13].

Для цього ми пропонуємо проводити спостереження за накопиченням важких металів у наземній рослинності, обравши за індикатори атмотехногенних надходжень однорічні та багаторічні злакові трави, що зростають майже повсюдно. Представники цієї родини, як вважає Т. М. Мислива із співавторами, здатні найбільшою мірою концентрувати

кадмій і цинк, тому навіть за мінімального перевищення вмісту цих елементів у ґрунті накопичують їх у тканинах [21]. Відомо, що поглинанню важких металів з ґрунту та атмосфери притаманна певна видова специфічність. Зокрема, для злакових трав Ю. В. Лихолатом встановлено чіткі видові відмінності між накопиченням та зміною морфологічних показників під впливом важких металів для костриці червоної *Festuca rubra* L. та пажитниці багаторічної *Lolium perenne* L. [91]. Тому, одержані за біоіндикаційних досліджень результати лише приблизно відображують забрудненість ґрунтів. У наших дослідженнях за можливості вибору ми віддавали перевагу пирію повзучому як одному з найбільш поширених видів злаків, що мало зменшити вплив видового різноманіття на результати біоіндикації. При цьому було узято до уваги доведений факт, що для пирію повзучого *Elitrigia repens* L. у накопиченні важких металів домінує саме аеральна, а не ґрунтова складова [133]. Якщо ж за моніторингу ставиться задача відобразити зв'язок між накопиченням важких металів у ґрунті та рослинах, то перевагу слід надавати іншим видам, для яких притаманні найбільші значення коефіцієнту відносного накопичення елементів. Такими видами є кульбаба лікарська *Taraxacum officinale* Wigg. – для Mn, Fe, Pb, Ni, Cr, полин звичайний *Artemisia vulg* для aris L. – для Mn, Fe, Cu, Ni, Cr, Ti, подорожник середній *Plantago media* L. – для Cu, Zn, Mo, Ni, Cr, Ti, Pb, спориш звичайний *Polygonum aviculare* L. – для Mn, Cu, Mo, Pb [9; 38].

Важливим аспектом біоіндикаційних досліджень з метою моніторингу забруднення ґрунтового покриву є період відбирання проб рослин. Як зазначає Л. М. Бортнік, якщо у період активного росту накопичення важких металів у тканинах відстає від нарощування фітомаси, то наприкінці вегетаційного періоду забруднення на одиницю маси є найбільшим [13]. Отже, для характеристики надходження важких металів на земну поверхню проби рослин краще відбирати, починаючи з другої половини літа.

Під час проведення досліджень на моніторингових площадках в м. Бердянськ у 2012 р. та в м. Маріуполь в 2013 р. майже на половині з них було відібрано проби надземної частини злакових трав, де вони були присутні у

достатній кількості. Період відбирання проб складав від початку серпня до кінця вересня. Оскільки це самий посушливий період, то вимивання важких металів опадами ми не брали до уваги.

Результати вимірювань вмісту важких металів у сухій речовині надземної маси рослин наведено в табл. 5.6. Оскільки у переважній більшості випадків це було практично висухла при корені сіно, то для оцінки одержаних даних ми використали гранично допустимі рівні у грубих й соковитих кормах для сільськогосподарських тварин [39].

Таблиця 5.6

**Вміст важких металів у злакових рослинах на території
моніторингових площадок**

Об'єкти	Показники	Вміст елементів, мг/кг сухої речовини								
		Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Бер- дянськ	межі коливань	0,05- 0,5	0,07- 0,47	1,2- 37,0	0,3- 4,1	32,5- 255	12,0- 80,0	0,35- 10,7	0,5- 3,7	4,2- 50,0
	середнє арифметичне	0,1	0,30	3,9	1,6	138	42,9	1,76	1,3	12,5
	середнє геометричне	0,07	0,25	4,8	1,3	111	36,8	1,04	1,2	10,4
Марі- уполь	межі коливань	0,01- 0,8	0,05- 2,2	1,5- 13,0	1,1- 45,0	180- 800	27,5- 100	0,7- 5,8	0,6- 25	4,8- 330
	середнє арифметичне	0,37	1,46	4,3	14,6	325	73,7	3,15	6,8	64,7
	середнє геометричне	0,35	1,37	3,7	7,2	270	68,8	2,98	6,3	40,2
Максимально допустимий рівень [39]		0,3	1,0	0,5	30,0	100,0	-	3,0	5,0	50,0

Як свідчать наведені дані, рівень накопичення кадмію, кобальту, міді, заліза, марганцю, нікелю, свинцю та цинку у злаковій трав'янистій рослинності на площадках спостережень у Маріуполі значно вищий, ніж у Бердянську. Це є ще одним свідченням поступового посилення техногенного забруднення ґрунтового покриву, яке з часом стане помітним і за результатами хіміко-

аналітичного моніторингу. За середньогеометричними значеннями, які зменшують вплив аномально високих показників на окремих ділянках, свинцю, міді, кадмію та кобальту у 5,2 – 5,5 разів вище в Маріуполі, цинку – вчетверо, заліза та марганцю – в 2,4 – 2,8 рази. Вміст важких металів у багатьох пробах рослин значно перевищував гранично допустимі показники, що виключає використання трав'яної продукції для відгодівлі тварин.

Таким чином, наші спостереження за вмістом важких металів у трав'янистій рослинності, що зростає на моніторингових площадках, підтверджують доцільність проведення регулярної біоіндикації з метою оперативного прогнозування трендів розвитку процесів техногенного забруднення ґрунтів. Поєднання ґрунтової та рослинної діагностики забруднення сприятиме більшій об'єктивності моніторингу земель урбанізованих територій та вжиттю своєчасних запобіжних заходів.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі представлено теоретичне обґрунтування нового вирішення наукової задачі діагностики забруднення ґрунтів важкими металами та удосконалення моніторингу ґрунтів урбанізованих територій Приазов'я України на прикладі міст Маріуполь та Бердянськ, що дозволило сформулювати такі висновки:

1. Регіональна специфіка мікроелементного складу ґрунтів на території Приазовської рівнини обумовлена карбонатністю профілю і слабо лужною реакцією середовища, з одного боку, та природною збагаченістю приморських геохімічних ландшафтів і впливом техногенної емісії важких металів – з іншого. Для автоморфних ґрунтів на лесових відкладах Приазов'я встановлено фоновий вміст рухомих форм важких металів (мг/кг): Zn – $0,81 \pm 0,11$, Cd – $0,19 \pm 0,02$, Ni – $1,48 \pm 0,59$, Co – $1,37 \pm 0,23$, Fe – $2,53 \pm 0,31$, Mn – $10,7 \pm 3,8$, Pb – $1,87 \pm 0,72$, Cu – $0,45 \pm 0,13$. Максимум рухомих і потенційно доступних (міцнозв'язаних) форм важких металів спостерігається у верхній частині профілю, а також у горизонтах акумуляції карбонатів.

2. У структурі ґрунтового покриву підвищеної частини Бердянська та Маріуполя переважають чорноземи звичайні малогумусні в комплексі зі слабо солончакуватими різновидами, які здатні акумулювати значну кількість важких металів у профілі. У низинній частині переважають дернові малорозвинені ґрунти піщаного, глинисто-піщаного і супіщаного складу в комплексі зі слабогумусованими пісками, в яких вміст важких металів низький через схильність до «скидання» їх у підґрунтові води вже за слабого забруднення. Через це першочергового захисту від техногенного забруднення потребують малобуферні ґрунти низинної частини міст.

3. Виявлено, що статистичний розподіл вмісту важких металів у ґрунтах території досліджень відрізняється від нормального та має здебільшого логнормальний характер, що спричинено техногенними аномаліями. Для характеристики рівня техногенного забруднення на території міст

запропоновано розраховувати урбанізований фон як середнє геометричне значення вмісту рухомих форм важких металів у верхньому шарі ґрунтів. Для ґрунтів Маріуполя урбанізований фон рухомих форм важких металів складає (мг/кг): Zn – 5,2, Cd – 0,28, Ni – 2,50, Co – 2,08, Fe – 5,5, Mn – 23,1, Pb – 8,7, Cu – 0,77, Cr – 0,71. Для ґрунтів Бердянська урбанізований фон рухомих форм важких металів дорівнює (мг/кг): Zn – 3,3, Cd – 0,12, Ni – 0,91, Co – 1,04, Fe – 2,2, Mn – 16,7, Pb – 4,5, Cu – 0,62, Cr – 0,85.

4. Запропоновано репрезентативну мережу моніторингових ділянок на території Бердянська та Маріуполя, яка представлена землями різного функціонального призначення, ґрунтами різної буферності та ступеня техногенного забруднення. Встановлено, що наслідки господарської діяльності виявляються у стані ґрунтів цих міст за п'ятирічний період, причому може спостерігатися як концентрація важких металів, так і їх розсіювання. У зв'язку з інтенсивною діяльністю підприємств чорної металургії та інших джерел емісії важких металів у Маріуполі на землях промисловості, в житлових кварталах і парках міста рівень сумарного забруднення збільшився на 8 – 18 %, причому інтенсивніше акумулюються рухомі форми цинку, марганцю і свинцю, вміст яких на окремих майданчиках перевищує гранично-допустимий рівень. У промислових зонах Бердянська відбувається поступове зниження рівня забруднення ґрунтів, а в зонах житлової забудови, культурно-адміністративних місцях і, особливо, об'єктах рекреації – їх накопичення.

5. Підвищена фітотоксичність ґрунтів урболандшафтів Маріуполя може пояснюватися як накопиченням окремих важких металів (Mn, Zn, Ni, Pb, Cr), так і впливом мінеральних солей та інших речовин за підвищення рН ґрунту до 9,2 – 9,3. Тому для ґрунтів урбанізованих територій, що знаходяться під сукупною дією різних забруднювачів, недостатньо оцінювати рівень забруднення тільки за значеннями перевищення вмісту важких металів, але необхідно поєднувати методи хіміко-аналітичних досліджень із методами біодіагностики, зокрема біотестування. Це збільшує об'єктивність діагностування забруднення, забезпечує інтегральну оцінку його впливу на

рослини та підвищує рівень надійності моніторингу ґрунтів урбанізованих територій.

6. На більшості моніторингових площадок поблизу промислових підприємств та на території міської забудови спостерігається фітотоксичний ефект щодо тестових культур кукурудзи *Zea mays* L. та редьки посівної *Raphanus sativus* L. на рівні 30 % пригнічення ростових процесів. Найбільше негативний вплив техногенного забруднення на тест-культури проявився навколо комбінату «Азовсталь», де внаслідок накопичення рухомих сполук цинку та марганцю у ґрунті ростові процеси досліджуваних рослин уповільнюються майже вдвічі (на 40 – 50 %).

7. Використання для біотестування двох тест-культур забезпечує надійнішу оцінку фітотоксичності, ніж тільки однієї з них. У зв'язку із можливим дисбалансом ростових процесів на ранніх стадіях розвитку рослин під впливом забруднення, що виражається у порушенні співвідношення коренів та паростків, у загальній оцінці фітотоксичності ґрунту необхідно враховувати ступінь дисбалансу росту. Для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами доцільно використовувати показник «ступінь забрудненості ґрунтів» відповідно до визначених рівнів пригнічення ростових процесів, кількісна характеристика якого виражається коефіцієнтом забрудненості ґрунтів ($K_{зг}$).

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алексеенко В. А., Алексеенко А. В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов-на-Дону : Изд-во ЮФУ, 2013. 380 с.
2. Алексеенко В. А., Суворинов А. В., Алексеенко В. А., Бофанова А. Б. Металлы в окружающей среде. Почвы геохимических ландшафтов Ростовской области: учебное пособие. Москва, Логос, 2002. 312 с.
3. Алиева З. М., Самедова Н. Х., Юсуфов А. Г. Реакция растений на стрессы на начальных этапах онтогенеза. *Аридные экосистемы*. 2013. Т 19. № 1. С. 59 – 66.
4. Андрюк Е. И., Иутинская Г. А., Валагурова Е. В. Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1997. № 12. С. 1491 – 1496.
5. Ачасова А. О. Грунтово-екологічні умови формування просторової неоднорідності вмісту важких металів у ґрунтах Лівобережного Лісостепу України: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Харків. ННЦ ІГА. 2003. 20 с.
6. Бакина Л. Г., Бардина Т. В., Маячкина Н. В. К методике фитотестирования техногенно загрязненных почв и грунтов. *Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: мат. межд. конф.* Апатиты, 31 августа – 3 сентября 2004 г. Апатиты : Изд-во Кольского научного центра РАН. 2004. Ч. 1. С. 167 – 169.
7. Балюк С. А., Мірошніченко М. М., Фатєєв А. І. Звіт про науково-дослідну роботу. Екологічні дослідження забруднення ґрунтів на території м. Бердянськ. Харків. ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського», 2002. 123 с.
8. Бардина Т. В., Чугунова М. В., Бардина В. И., Изучение экотоксичности урбаноземов методами биотестирования. *Живые и биокосные системы*. 2013. № 5. URL : <http://www.jbks.ru/archive/issue-5/article-8>.
9. Безсонова В. П. Морфо-функциональные исследования растений в

условиях загрязнения среды тяжелыми металлами : автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16. Днепропетровск. 1991. 35 с.

10. Біланич М. М. Свинець, кобальт і цинк у ґрунтах Закарпатської області. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. 2008. № 2. С. 19 – 26

11. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учеб. пособ. для студ. высш. учебн. заведений / О. П. Мелехова, Е. И. Сарапульцева, Т. И. Евсеева и др. ; под ред. О. П. Мелеховой и Е. И. Сарапульцевой. 2-е изд., испр. Москва : Академия, 2008. 288 с.

12. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды : учеб.-метод. пособие / А. Г. Бубнов, С. А. Буймова, А. А. Гушин и др. ; под общ. ред. В. И. Гриневича ; Иван. гос. хим.-технол. ун-т. Иваново, 2007. 112 с.

13. Бородіна Я. В., Фатєєв А. І., Жолудєва І. Д., Ситіна О. М. Порівняльний аналіз екстрагентів для вилучення рухомих форм важких металів з чорноземів звичайних з метою нормування їхнього вмісту. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Харків: ННЦ «ІГА ім. О. Н. Соколовського». 2011. № 74. С. 63 – 68.

14. Бортнік Л. М. Екологічна оцінка урболандшафтів за вмістом важких металів у системі ґрунт-рослина (на прикладі міста Харкова) : автореф. дис... канд. біол. наук за спец. 03.00.16 «Екологія». Дніпропетровськ : держ. університет, 1999. 20 с.

15. Булгаков Н. Г. Контроль природной среды как совокупность методов биоиндикации, экологической диагностики и нормирования // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов: Обзорная информация. ВИНТИ. 2003. № 4. С. 33 – 70.

16. Важенин И. Г. Применение метода вариационной статистики в почвенно-агрохимических исследованиях. *Почвоведение*. 1963. № 2. С. 83 – 89.

17. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти) / С. П. Кармазиненко, І. В. Кураєва, А. І. Самчук та ін. Київ : Інтерсервіс, 2014. 168 с.

18. Вайнерт Э. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. Москва : Мир, 1998. 350 с.
19. Вальков В. Ф. Почвенная экология сельскохозяйственных растений. Москва : Агропромиздат, 1986. 206 с.
20. Вальков В. Ф., Колесников С. И., Казеев К. Ш. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема. *Агрoхимия*. 1997. № 6. С. 50 – 55.
21. Ведення сільськогосподарського виробництва у приватному секторі в умовах посиленого антропогенного впливу на навколишнє середовище / Т. М. Мислива, П. П. Надточій, Л. О. Герасимчук та ін. ; за ред. Т. М. Мисливої. Житомир, 2011. 50 с.
22. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов. Москва : Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.
23. Виноградов А. П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры. *Геохимия*. 1962. Вып. 7. С. 555 – 571.
24. Вовк О. Б. Антропогенні ґрунти Розточчя-Опілля та їх спроможність щодо екологічних функцій : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Дніпропетровськ, 2003. 19 с.
25. Волкова Т. П., Попова Ю. С., Омельченко А. А. Эколого-геологическая характеристика особенностей накопления химических элементов в почвах Приазовья // Наукові праці ДонНТУ. Серія : Гірничо-геологічна. 2005б, Вип. 96. С. 84 – 90.
26. Волкова Т. П., Сніжок І. С. Аналіз та оцінка впливу металургійних підприємств на забруднення ґрунтів Донецької області // Наукові праці ДонТУ. Сер. «Гірничо-геологічна». 2012. Вип. 16(206). С. 73 – 78.
27. Впровадження результатів токсикологічного моніторингу в систему екологічного менеджменту басейну р. Дніпро. Звіт на проект № 9112 для Міжнародного центру розвитку наукових досліджень / Український науково-дослідний інститут екологічних проблем. Харків, 1999. 61 с.

28. Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках. Москва : Госагропром СССР, ГУ ветеринарии, 1987. 4 с.

29. Галиулин Р. В., Галиулина Р. А. Ферментативная индикация загрязнения почв тяжелыми металлами. *Агрoхимия*. 2006. № 11. С. 84 – 95.

30. Гармаш Г. А. Распределение тяжелых металлов в почвах в зоне воздействия металлургических предприятий. *Почвоведение*. 1985. № 2. С. 27 – 32.

31. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Саев, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. Москва : Недра, 1990. 335 с.

32. Глазовская М. А. Методологические основы эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. Москва : Изд-во Моск. ун-та, 1997. 102 с.

33. Глухов О. З., Сазонов А. І., Хижняк Н. А. Фітоіндикація метал пресингу в антропогенно трансформованому середовищі. Донецьк : Норд-Прес, 2006. 360 с.

34. Гончаренко Т. П., Жицька Л. І. Дослідження якості міських ґрунтів (м. Черкаси). *Вісник Черкаського державного технічного університету*. 2014. № 4. С. 89 – 94.

35. Горбань В. А. Діагностичне значення фізичних властивостей ґрунтів лісових біогеоценозів степової зони України. *Екологія і ноосферологія*. 2018. № 29(2)ю. С. 83 – 88.

36. Горбов С. Н. Почвы урболандшафтов г. Ростов-на-Дону, их экологическое состояние и оценка загрязнения : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ростов-на Дону : Ростовский гос. ун-т, 2002. 20 с.

37. ГОСТ 17.4.3.06-86 Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ.

38. Гришко В. М., Сишиков Д. В., Піскова О. М. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека. Донецьк : Донбас, 2012. 303 с.
39. Ґрунтово-геохімічне обстеження урбанізованих територій. Методичні рекомендації. Харків : ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», 2004. 56 с.
40. Гуральчук Ж. З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії. Київ : Логос, 2006. 208 с.
41. Гуцуляк В. М. Ландшафтно-геохімічна екологія : навч. посіб. Вид. 2-ге, допов. Чернівці : Рута, 2001. 248 с.
42. ДБН Б.1-3-97 Склад, зміст, порядок розроблення, погодження та затвердження генеральних планів міських населених пунктів.
43. Дмитраков Л. М., Пинский Д. Л. Микроэлементный состав природных и техногенных потоков в ландшафтах Центральной Лесостепи. *Почвоведение*. 2002. № 12. С. 1501 – 1508.
44. Дмитрук Ю. М. Еколого-геохімічний аналіз ґрунтового покриву агроєкосистем. Чернівці : Рута, 2006. 328 с.
45. Дмитрук Ю. М. Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах : монографія. Чернівці : Чернівецький національний університет, 2012. 220 с.
46. Добровольский В. В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1999. № 5. С. 639 – 645.
47. Донченко В. К. Актуальные проблемы изучения техногенного загрязнения окружающей среды. *Экологическая безопасность*. 2007. № 1 – 2. С. 4 – 24.
48. ДСТУ 7243:2011 Якість ґрунту. Землі техногенно забруднені. Обстеження та використання.
49. ДСТУ 7831:2015 Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в однонормальній солянокислій витяжці методом атомно-абсорбційної спектrophотометрії.

50. Дядькова К. Л., Козловський В. І. Важкі метали в грунтах зелених зон міста Мелітополя (Запорізька область, Україна). *Грунтознавство*. 2012. т. 13. № 1 – 2. С.79 – 83.

51. Єгорова Т. М. Наукові основи еколого-геохімічних процесів в агроландшафтах України : автореф. дис. ... докт. с.-г. наук. Київ: Інститут агроекології і природокористування НААН, 2015. 48 с.

52. Жовинский Э. Я., Маничев В. И., Кураева И. В. Эколого-геохимические исследования природных сред в условиях городской агломерации. Киев, 1991. 57 с.

53. Жовинский Э. Я., Кураева И. В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. Киев, Наук. думка, 2002. 213 с.

54. Жуков М. Н., Кураева И. В., Войтюк Ю. Ю. Комплексна оцінка стану забруднення ґрунтів м. Маріуполь методом головних компонент. *GEOINFORMATIKA*. 2015. № 3. С. 60 – 67.

55. Зырин Н. Г. Распределение и варьирование содержания микроэлементов в почвах Русской равнины. *Почвоведение*. 1967. № 7. С. 77 – 87.

56. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. Изд. 2-е. Москва : Гидрометеиздат, 1984. 560 с.

57. Ильин В. Б. Мониторинг тяжелых металлов применительно к крупным промышленным городам. *Агрохимия*. 1997. № 4. С. 81 – 86.

58. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск : Наука, 1991. 133 с.

59. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. Москва : Мир, 1989. 439 с.

60. Карпачевский Л. О. Зеркало ландшафта. Москва : Мысль, 1983. 156 с.

61. Клименко М. О., Трушева С. С., Гроховська Ю. Р. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, екологія, управління) : монографія. Рівне, 2004. 211 с.

62. Клименко М. О., Трушева С. С., Гроховська Ю. Р. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, екологія, управління). Рівне, 2004. Т.ІІІ. 211с. /Klimenko M. O., Trusheva S. S., Grokhovs'ka Yu.R. Vidnovna gidroekologiya porushenykh richkovykh ta ozernykh system (gidrokhimiya, gidrobiologiya, gidrologiya, ekologiya, upravlinnya). Rivne, 2004. T. III. 211s./

63. Ковальський В. В., Андрианова Г. А. Микроэлементы в почвах СССР. Москва, 1970. 179 с.

64. Колесников С. И., Кязеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами. *Почвоведение*. – 2002. № 12. С.1509 – 1514.

65. Кондрахин И. П. Алиментарные и эндокринные болезни животных. Москва : Агропромиздат, 1989. 256 с.

66. Крайнюк О. В., Буц Ю. В. Техногенне забруднення сполуками свинцю ґрунтів міста Харкова. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2007. Вип. 6. С. 79-86.

67. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Удосконалення способу визначення ступеня забрудненості ґрунтів методом біотестування. *Вісник ЗГУ. Біологічні науки*. 2018. №. 1. С. 83 – 90.

68. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Еколого-токсикологічна оцінка впливу хімічного підприємства на ґрунтовий покрив. *Екологія та ноосферологія*. 2019. № 30 (1). С. 39 – 43.

69. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Стан нормативно-правового забезпечення оцінки екологічної небезпеки вуглеводневого забруднення компонентів екосистеми. *Молодий вчений*. 2017. №1. С. 29 – 32.

70. Крайнюкова А. М. Біотестування – метод оцінки токсичних властивостей компонентів природного середовища та джерел їх забруднення. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків: Райдер, 2006. Вип. XXVIII. С. 15 – 33.

71. Кривицька І. А. Біологічний моніторинг ґрунтів рекреаційних зон м. Маріуполь. *Екологічні науки*. Київ, 2019. № 1(24). с. 66 – 70.

72. Кривицька І. А. Вплив підприємства машинобудівельного профілю на екологічний стан ґрунтового покриву суміжних територій. *Екологічні науки*. 2019. № 2(25). С. 89 – 93.

73. Кривицька І. А., Крайнюков А. О. Моделювання взаємозв'язку даних біотестування і аналітичного контролю в технологіях системного екологічного аналізу. *Євроінтеграція екологічної політики України*: зб. наук. праць. Одеса, 2019. С. 64 – 65.

74. Кривицька І. А., Іванов О. В., Стріян К. О. Екологічна оцінка антропогенно перетворених ґрунтів м. Харкова. *Young Scientist*. 2018. № 4 (56). С. 395 – 399.

75. Кривицька І. А., Пшенічна А. А. Оцінка рівня забруднення ґрунтів та рослинності у зоні Аульської хлорпереливної станції. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 58 – 59.

76. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення токсичності ґрунтів промислових територій м. Маріуполь. Охорона довкілля: зб. наукових статей XI Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 169 – 172.

77. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Екотоксикологічна оцінка лугопарку ім. Гурова (м. Маріуполь Донецької області). Охорона довкілля: зб. наукових статей XI Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 163 – 165.

78. Кривицька І. А., Бехтер А. А. До питання організації рекреаційних зон на урбанізованих територіях задля збереження біорізноманіття / Матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2014. С. 18 – 23.

79. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Оцінка екологічної цінності та оптимальності форми рекреаційних зон міста Маріуполь Донецької області.

Проблеми екологічної безпеки: матеріали конференції. Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. К., 2014. С. 38.

80. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення індексу інтегральної фітотоксичності антропогенно перетворених ґрунтів (на прикладі м. Маріуполь). Охорона довкілля: матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна. С. 235 – 239.

81. Кривицька І. А., Якушева А. В. Флуктуюча асиметрія як один із методів біоіндикації для виявлення рівня забруднення ландшафтно-рекреаційних територій міста Харкова. Охорона довкілля: матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна. С. 295–298.

82. Кривицька І. А., Гартнер В. Ю. Порівняння особливостей накопичення хімічних елементів у овочевій продукції, що вирощена в умовах урбоекосистем та сільськогосподарських систем Закарпатської області / Матеріали XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (19-23 вересня 2011 р.). Львів, 2011. С. 156–162.

83. Кривицька І. А., Самойленко М. О. Особливості хімічного складу рослинної продукції, що вирощується на різних геоморфологічних рівнях великого міста. Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України: зб. ст. IV науково-практичної конференції. Запоріжжя, 2008. С. 198-200.

84. Кривицька І. А., Пантюх О. В. Екотоксикологічна оцінка ґрунтів різних функціональних зон м. Зіньків Полтавської області. *Охорона довкілля*: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19 – 22 квітня 2017 р.). Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 55 – 57.

85. Кривицька І. А. Екотоксикологічна оцінка якості ґрунтів м. Маріуполь *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*. Серія Біологія. 2017. вип. 29. С. 175 – 181.

86. Кривицька І. А., Тонкошкур Н. О. Фітотоксичні властивості ґрунтового покриву міста Вовчанськ. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 94 – 97.

87. Кривицька І. А., Чижик Н. В. Визначення фітотоксичних властивостей ґрунтів придорожніх територій Шевченківського району м. Харків. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 99 – 102.

88. Кривицька І. А., Якушева А. В. Оцінка забруднення важкими металами ґрунтів придорожніх ділянок саду імені Т. Г. Шевченка. Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво: зб. тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення екологічного факультету. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 235-237.

89. Кривицька І. А., Черкашина Ю. Ю., Чижик Н. В. Екологічна оцінка забруднення ґрунтів м. Дергачі Харківської області важкими металами. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 63 – 64.

90. Криштоп Є. А., Волощенко В. В. Міські ґрунти як невід’ємний елемент урбанізованих і техногенно забруднених територій. *Вісник ХНАУ*. 2013. № 2. С. 201 – 206.

91. Лихолат Ю. В. Еколого-фізіологічні основи формування дернових покривів в умовах степової зони України (стійкість, динаміка, теїхногенез) : автореф. дис. ... д-ра біол. н. : спец. 03.00.16 «Екологія». Чернівці, 2003. 42 с.

92. Марфенина О. Е. Микробиологические аспекты охраны почв. Москва : Изд-во МГУ, 1991. 118 с.

93.Медведєва О. В. Досвід класифікації міських ґрунтів степової частини України. *Ґрунтознавство*. 2004. т. 5. № 1 – 2. С. 34 – 39.

94.Медведев В. В. Неоднородность почв и точное земледелие. Часть 1 : Введение в проблему. Харьков : 13 типография, 2007. 296 с.

95.Медведев В. В. Мониторинг почв Украины. Концепция. Итоги. Задачи : монография. Харьков, 2012. 536 с

96.Мелехова О. П., Егорова Т. И. Евсеева Е. И. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование : учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений. Москва : Академия, 2007. 288 с.

97.Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. ФР.1.39.2006.02264.

98.Методика выполнения измерений интегрального уровня загрязнения почвы техногенных районов методом биотестирования. РД 52.18.344-93. Москва : 1993. 24 с.

99.Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / за ред. І. П. Яцука, С. А. Балюка. Київ, 2013. 101 с.

100. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве (Утверждены Гл. сан. врачом СССР 15 мая 1990 г. № 5174-90) / Б. А. Ревич, Ю. Е. Саэт, Р. С. Смирнова. Москва : ИМГРЭ, 1990. 17 с.

101. Методические указания по агрохимическому обследованию и картографированию почв на содержание микроэлементов. / И. Г. Важенин. Москва, 1976. 80 с.

102. Методические указания по оценке загрязнения городских почв и снежного покрова тяжелыми металлами / В. А. Большаков, Ю. Н. Водяницкий, Т. И. Борисочкина, З. Н. Кахнович, В. В. Мясников. Москва : Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева, 1999. – 32 с.

103. Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г. Состав соединений тяжелых металлов в почвах. Ростов-на-Дону : Эверест, 2009. 208 с.
104. Мирова реферативная база почвенных ресурсов 2014. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Испр. и доп. версия 2015 / науч. ред. М. И. Герасимова, П. В. Красильников. Москва : FAO и МГУ, 2017. 206 с.
105. Мирошниченко Н. Н., Кривицкая И. А., Гладких Е. Ю. Мониторинг тяжелых металлов в городских почвах в условиях различной техногенной загрузки. *Экологический вестник*. 2017. № 2 (40). С. 87 – 93.
106. Мислива Т. М. Екотоксикологічна оцінка компонентів агро- та урболандшафтів Житомирського Полісся за вмістом ряду важких металів : автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук. Київ : НУБІП, 2012. 46 с.
107. Мірошниченко М. М., Фатеев А. І. Агрогеохімія мікроелементів в ґрунтах України. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Спецвипуск до VIII з'їзду УТГА. Книга перша. С. 98 – 107.
108. Мірошниченко М. М., Кривицька І. А. Фітотоксичність міських ґрунтів в урболандшафтах міста Маріуполь. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2016. вип. 87. С. 6 – 11.
109. Мірошниченко М. М., Круглов О. В., Кривицька І. А. Комплексний моніторинг забруднення ґрунтового покриву урбанізованої території (на прикладі міста Маріуполь). Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (12 березня 2019 р., м. Київ). 2019. С. 110 - 111
110. Мотузова Г. В. Устойчивость почв к химическому воздействию. Москва : МГУ, 2000. 57с.
111. Мотузова Г. В., Безуглова О. С. Экологический мониторинг почв. Москва : Академический Проект; Гаудеамус, 2007. 237 с.
112. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2013 році. URL : <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf>.

113. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2010 році. Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2011б. – 254 с.

114. Некос А. Н., Пелихатый Н. М., Крайнюков А. Н., Буц Ю. В., Кривицкая И. А. Современные экологические исследования на территории Украины: состояние и перспективы. Экологические проблемы. Евразийское пространство: монография / под ред. В. А. Садовниченко и др. (серия: «Евразийские университеты XXI века»). М., 2014. С. 364 – 379.

115. Никитюк Н. В. Подвижность тяжелых металлов в черноземных карбонатных почвах и способы ее оценки : автореф. дис. ... канд. с.-х. наук. Краснодар : КГАУ, 1998. 18 с.

116. Огурцов А. Н., Бахматова К. А. Интегральная оценка и пространственный анализ потенциальной устойчивости почвенного покрова урбанизированной территории к загрязнению тяжелыми металлами : Материалы Международной конференции «ИнтерКарто/ИнтерГИС». 2016. Том 22(2). С. 232 – 243. URL : <https://doi.org/10.24057/2414-9179-2016-2-22-232-243>.

117. Обухов А. И., Лепнева О. М. Биогеохимия тяжелых металлов в городской бредде. *Почвоведение*. 1989. № 5. С. 65 – 73.

118. Панас Р., Маланчук М. Класифікація техногенних ґрунтів: сучасні методичні підходи. *Геодезія, картографія і аерофотознімання*. 2009. Вип. 72. С. 122 – 127.

119. Пилипенко Ю. В., Скок С. В. Оцінка рівня забруднення ґрунту важкими металами в межах міської системи (на прикладі м. Херсон). *Біологія та Валеологія*. Зб. наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г. С. Сковороди. 2015. вип. 17. С. 138 – 145.

120. Плохинский Н. А. Биометрия. Москва : МГУ, 1970. 367 с.

121. Польшина С. М. Регуляторна функція лісопаркових насаджень в урбопедогенезі. *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т.17. № 1 – 2. С.122 – 128.

122. Полупан М. І., Величко В. А. Номенклатура та діагностика еколого-генетичного статусу ґрунтів України для великомасштабного їхнього дослідження / за ред. М. І. Полупана. Київ : Аграрна наука, 2014. 496 с.

123. Постанова Кабінету Міністрів України «Про внесення змін до Порядку ведення Державного земельного кадастру», від 23 листопада 2016 р. № 1058.

124. Почва, город, екологія / под ред. Г. В. Добровольского. Москва, 1997. 320 с.

125. Природный и антропогенный фон микроэлементов в черноземах обыкновенных Приазовья и Нижнего Дона / Т. М. Минкина, Н. Н. Мирошниченко, А. И. Фатеев, Г. В. Мотузова, И. А. Кривицкая. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012. № 3–4 С. 96 – 102.

126. Прокофьева Т. В., Герасимова М. И., Безуглова О. С. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России. *Почвоведение*. 2014. № 10. С. 1155 – 1164.

127. Профіль міста Бердянська. Аналітично-описова частина до Стратегії розвитку міста на період до 2027 року. Бердянськ : Проект «ПРОМІС». 30 с. Електронний документ. URL : <http://pleddg.org.ua/wp-content/uploads/2018/09/Strategiya-Berdyansk.pdf>.

128. Розанов Б. Г. Морфология почв. Москва : Изд-во МГУ, 1983. 320 с.

129. Самохвалова В. Л., Фатеев А. И. Тяжелые металлы как фактор техногенного воздействия на почвенные микроорганизмы. *Ґрунтознавство*. 2006. Т. 7. № 1 – 2. С. 88 – 95.

130. Селивановская С. Ю., Латыпова В. З. Создание тест-системы для оценки токсичности многокомпонентных образований, размещаемых в природной бреде. *Екологія*. 2004. № 1. С. 21 – 24.

131. Семенова И. Н., Кужина Г. Ш., Серегина Ю. Ю. и др. Использование растительных тест-систем для оценки токсичности донных обложений. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2015. № 10. С. 232 – 235.

132. Сердюк С. Н. Диагностика загрязнения тяжелыми металлами почвенного покрова индустриально-урбанизированных территорий. *Екологія та ноосферологія*. 2007. Т. 18. № 3 – 4. С. 133 – 138.

133. Ситіна О. М. Міграція важких металів у системі ґрунт-рослина техногенних ландшафтів (на прикладі м. Луганська) : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Харків, 2010. 22 с.

134. Скок С. В. Просторова неоднорідність забруднення ґрунтів міських систем важкими металами. *Наукові доповіді НУБІП України*. 2018. № 3(73). URL : <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/dopovidi2018.03.005/9852>.

135. Состояние мировых земельных и водных ресурсов для производства продовольствия и ведения сельского хозяйства. Управление системами, находящимися под угрозой. ФАО, 2012. 285 с.

136. Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів: пат. 113560 Україна: МПК G01N 33/24 U 201605283 заявл. 16.05.16; опубл. 10.02.2017, бюл. № 3. 5 с.

137. Спосіб визначення фітотоксичності фактора середовища: пат. 58614 Україна: МПК (2011) G01N 33/24 U 200702855 заявл. 19.03.2007; опубл. 26.04.2011, бюл. № 8. 4 с.

138. Строганова М. Н., Мягкова А. Д. Влияние негативных экологических процессов на почвы города (на примере Москвы). *Вестник Московского университета*. Сер. 17. 1996. № 4. С. 37 – 45.

139. Строганова М. Н., Мягкова А. Д., Прокофьева Т. В. Городские почвы: генезис, классификация, функции. *Почва. Город. Экология* : за ред. Г. В. Добровольского. Москва, 1997. С. 15 – 85.

140. Строганова М. Н., Прокофьева Т. В., Прохоров А. Н. Экологическое состояние городских почв и стоимостная оценка земель. *Почвоведение*. 2003. № 7. С. 867 – 875.

141. Теоретические вопросы биотестирования / за ред. В. И. Лукьяненко. Волгоград : Волгоградская правда, 1983. 200с.

142. Тихоненко Д. Г., Горін М. О. Ґрунти населених пунктів: проблеми класифікації, діагностики, картографії, експертних оцінок. *Агрохімія і ґрунтознавство* : міжвідом. темат. наук. зб. Спец. вип. до ІХ з'їзду УТГА (30 червня – 4 липня 2014 р., м. Миколаїв). Кн. 2: *Ґрунтознавство і меліорація ґрунтів*. Харків, 2014. С. 84 – 87.

143. Тітенко Г. В. Особливості функціонування та геоecологічна роль міських ґрунтів (на прикладі м. Харкова) : автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Харків, 2002. 20 с.

144. Тітенко Г. В., Клещ А. А. Особливості геохімічної міграції елементів та сполук у природних та природно-антропогенних комплексах річкової долини р. Лопань. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. № 1 – 2. С. 35 – 45.

145. Тютюнник Ю. Г. Генезис, різноманіття і екологія міських ґрунтів (на прикладі парку «Феофанія», м. Київ). *Ґрунтознавство*. 2014. Вип 15. № 3 – 4. С. 64 – 73.

146. Тютюнник Ю. Г., Горлицкий Б. А. Факторный анализ геохимических особенностей почв городов Украины. *Почвоведение*. 1998. № 1. С. 100- 109.

147. Фатеев А. И., Пащенко Я. В. Загрязнение почв в зоне воздействия Змиевской ГРЭС и Балаклеевского цементно-шиферного комбината. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2001. Вип. 61. С. 160 – 168.

148. Фононий вміст мікроелементів у ґрунтах України / за ред. А. І. Фатєєва, Я. В. Пащенко. Харків : Друкарня № 13, 2003. 117 с.

149. Хохрякова А. І. Ґрунти міст: особливості генезису, класифікації та діагностики. *Вісник Одеського національного університету. Серія Географічні та геологічні науки*. 2016. Т. 21. Вип. 1. С. 110 – 125.

150. Цаценко Л. В., Филипчук О. Д. Фитоиндикация загрязнения воды и почвенной витяжки. *Почвоведение*. 1999. № 1. С. 90 – 93.

151. Чернова О. В., Белецкая О. В. Допустимые и фоновые концентрации загрязняющих веществ в экологическом нормировании (тяжелые

металлы и другие химические элементы). *Почвоведение*. 2011. № 9. С. 1102 – 1113.

152. Шейкіна О. Ю. Екологічна оцінка забруднення міських ґрунтів важкими металами вздовж основних транспортних магістралей міста Черкаси. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2008. №1. С. 61 – 65.

153. Шеховцова О. Г. Еколого-біологічна оцінка едафотопов урбоекосистем міста Маріуполя : автореф. дис. ... канд. біол. наук. Дніпро, 2016. 21 с.

154. Шиббаева И. Н., Япенга Ян. Критерии качества почв как инструмент расчета критических нагрузок. *Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение*. 2001. № 1. С. 7 – 13.

155. Яковишина Т. Ф. Класифікація антропогенно перетворених ґрунтів урбоекосистеми м. Дніпропетровськ. *Вісник Придніпровської державної академії будівництва та архітектури*. 2015. № 12 (213). С. 65 – 70.

156. Яковлев А. С., Евдокимова М. В. Экологическое нормирование почв и управление их качеством. *Почвоведение*. 2011. С. 582 – 596.

157. Яцук І. П., Дегтярьов В. В., Горін М. О. Моніторинг ґрунтів природних та агрооекосистем як наукова основа збереження ґрунтового різноманіття. *Агроекологічний журнал*. 2016. № 4. С. 57 – 66.

158. Alekseenko A. V., Pashkevich M. A. Novorossiysk agglomeration landscapes and cement production: geochemical impact assessment. *IOP Conference. Series: Earth and Environmental Science*. 2016. Vol. 43. 012050 DOI: 10/1088/1755-1315/43/1/012050.

159. Antisari L. V., Orsini F., Vitanello G., Gianquinto G. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. *Agronomy of sustainable Development*. 2015. Vol. 35. P. 1139 – 1147.

160. Arora Sh., Jain C. K., Lokhande R. S. Review of Heavy Metal Contamination in Soil. *International Journal of Environmental Science and Natural Resources*. 2015. Vol. 3. Is. 5. P. 1 – 6. DOI: 10.19080/IJESNR2017.03.555625.

161. Astel A. M., Chepanova L., Simeonov V. Soil contamination interpretation by the Use of Monitoring Data Analysis. *Water and Air Pollution*. 2011. Vol. 216. P. 375 – 390. DOI: 10.1007/s11270-010-0539-1.
162. Baran A., Jasiewicz C., Antonkiewicz J. Testing toxicity of oily grounds using phytotoxkit tests. *The First Joint PSE-SETAC Conference on Ecotoxicology. Book of Abstracts*. Poland, 2009, poster.
163. Biologische Testverfahren. Eds. K. G. Steinhauser, P. D. Hansen. Stuttgart. Gustav-Fisher Verlad, 1992. 884 s.
164. Bockheim J. G. Nature and properties of highly-disturbed urban soils. Philadelphia, Pennsylvania. Paper presented before Division S-5, Soil Genesis, Morphology and Classification, Annual Meeting of the Soil Science Society of America, Chicago, IL. 1974.
165. Bo L. I., Ji-Fang Li.U., Jun-Xing Yang. Comparison of phytotoxicity of copper and nickel in soils with different Chinese plant species. *Journal of Integrative Agriculture*. 2015. Vol. 14. Issue 6. P. 1192 – 1201.
166. Brinkmann R. Lead pollution in soils adjacent to homes in Tampa, Florida. *Environmental Geochemistry and Health*. 1994. Vol. 16 (2). P. 59 – 64.
167. Burghardt W., Morel J. L., Zhang G.-L. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA) // *Soil Science and Plant Nutrition*. 2015. v. 61. P. 3-21.
168. Cheung Y. H., Wong M. H, Tam N. F. Y. Root and shoot elongation as an assessment of heavy metal toxicity and Zn Equivalent Value of edible crops. *Hydrobiologia*. 1989. Vol. 188/189. P. 377 – 383.
169. Chen T. B., Wong J. W. C., Zhou H. Y. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution* 1997. Vol. 96 (1). P. 61 – 68.
170. Chirenje T., Ma L. Q., Reeves M. Lead distribution in near-surface of two Florida cities: Gainesville and Miami. *Geoderma*. 2004. Vol. 119. P. 113 – 120.
171. Clark R. B., Nicole Reinhard. Effect of soil temperature on root and shoot growth traits and iron deficiency chlorosis in sorghum genotypes grown on a

low iron calcareous soil. *Iron nutrition and interactions in plants*, by eds. Y. Chem and Y. Hadar. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1991. P.127 – 133.

172. Craul P. J. A description of urban soils and desired characteristics. *Journal of Arboriculture*. 1985. 11 (11). P. 330 – 339.

173. Croquer A., Bone D., Bastidas C. Monitoring coastal pollution associated with the largest oil refinery complex of Venezuela. *PeerJ*. 2016. 4:e2171. DOI 10.7717/peerj.2171.

174. Elbagermi M. A., Edwards H. G. M., Alajtal A. I. Monitoring of Heavy Metals Content in Soil Collected from City Centre and Industrial of Misurata, Libya. *International Journal of Analytical Chemistry*. Volume 2013. Article ID 312581. 5 p. URL: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/312581> (дата звернення: 6.06.2018).

175. Effland W. R., Pouyat R. V. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas. *Urban Ecosystem*. 1997. № 1. P. 217 – 228.

176. FAO. 2018. Proceedings of the Global Symposium on Soil Pollution 2018. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 976 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

177. Galuškova I., Borůvka L., Drábek O. Urban Soil Contamination by Potentially Risk Elements. *Soil and Water Research*. 2011. Vol. 6(2). P. 55 – 60.

178. Gargallo-Garrida A., Sardans J., Perez-Trujillo M. Opposite metabolic responses of Shoots and roots to drought. *Scientific reports*. 2014. Vol. 4. 6829. DOI: 10.1038/srep06829.

179. Gaskin Sh., Soole K., Bentham R. Screening of Australian native Grasses for Rhizoremediation of Aliphatic Hydrocarbon-Contaminated Soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. P. 378 – 389. DOI: 10.1080/15226510802100465.

180. Holm S. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*. 1979. Vol. 6. № 2. P. 65 – 70.

181. ISO 11269-1995 Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 1. Method for the measurement of inhibition of root growth.

182. ISO 11269-1995 Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 1. Method for the measurement of inhibition of root growth.

183. ISO 11269-1995 Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora – Part 2. Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants.

184. Kryvytska I. A., Sayapina I. A., Cherkashyna N. I. The impact of «Azovstal» ironworks on the soil in Mariupol city. Охорона довкілля: зб. наукових статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (16 – 17 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 178 – 179.

185. Laker M. G. Urban Soils. Land use, land cover and soil science. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. 2007. Vol. VII. URL: <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C12/E1-05-07-12.pdf> (дата звернення: 6.06.2018).

186. Li G., Sun G.-X., Ren Y. Urban soil and human health: a review. *European journal of Soil Science*. 2018. Vol. 69. P.196 – 215.

187. Linde M., Bengtsson H., Öborn I. Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2001. Focus 1. p. 83–101 URL: <http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/mg/linde.pdf> (дата звернення: 6.06.2018).

188. Mahmood T., Islam K. R., Muhammad S. Toxic effects of heavy metals on early growth and tolerance of cereal crops. *Pakistan Journal of Botany*. 2007. Vol. 39 (2). P. 451 – 462.

189. Manual for the Evaluation of Laboratories Performing Aquatic Toxicity Tests. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA/600/4-90/031. Cincinnati, 1991. 108 p.

190. Marjanović, Vukčević, Antonović Heavy metals concentration in soils from parks and green areas in Belgrade. *Journal of Serbian Chemical Society*. 2009.

198. Rossiter D. G. Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources (5 pp). *Journal of Soil and Sediments*. 2007. Vol. 7. Is. 2. P. 96 – 100.
199. Sen A., Shukla K. K., Singh S. Impact of heavy metals on Root and Shoot Length of Indian Mustard: An Initial Approach for Phytoremediation. *Science Secure Journal of Biotechnology*. 2013. Vol. 2. Is. 2. P. 48 – 55.
200. Status of the World's Soil Resources. FAO/ITPS. 2015. P. 357.
201. Steinhauser K. G., Hansen P. D. Biologische Testverfahren. Stuttgart : Gustav-Fisher Verlad. 1992. 884 s.
202. Valerio M. E., Garsia J. F., Peinado F. M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of total Environment*. 2007. № 378 (1-2). P. 63 – 66.
203. Vasenev V. I., Van Oudenhoven A. P., Romzaykina O. N. The ecological functions and ecosystem services of urban and technogenic soils: from theory to ptactice (a review). *Eurasian Soil Science*. 2018. Vol. 51. № 10. P. 1119 – 1132.
204. Urban Soil Geochemistry of Glasgow – Main Report. Edinburg: British Geological Survey. 2012. 374 s. URL: http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/18009/3/App3-6_OR08002.pdf (дата звернення 10.07.2018).
205. Zimova M., Duris M., Spevackova V. Health risk of urban contaminated by heavy metals. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*. 2001. Vol. 14. № 3. P. 231 – 234.

ДОДАТКИ

Додаток А
Довідки про впровадження результатів дисертаційної роботи



**МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
(Мінприроди)**

вул. Митрополита Василя Липківського, 35, м. Київ, 03035, тел.: (044) 206-31-15; (044) 206-33-02
факс: (044) 206-31-07; E-mail: minprirody@menvr.gov.ua; Код ЄДРПОУ 37552996

№
на № 01-07/517 б/п 10.07.2019

**Національний науковий центр
«Інститут ґрунтознавства
та агрохімії імені
О.Н. Соколовського» НААН**

Щодо використання результатів
наукових досліджень

Міністерство екології та природних ресурсів України на лист Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» НААН (далі - ННЦ ІГА) щодо використання результатів наукових досліджень Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна і зокрема його здобувача Кривицької І.А., а також ННЦ ІГА з питань моніторингу забруднення ґрунтів на землях населених пунктів повідомляє.

Отримані результати будуть враховуватися та у межах компетенції по можливості використовуватися Мінприроди у подальшій роботі, включаючи впровадження Національного плану дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 30.03.2016 № 271-р, що серед іншого передбачає забезпечення належного функціонування і вдосконалення системи моніторингу земель та ґрунтів.

Мінприроди висловлює подяку ННЦ ІГА за плідну співпрацю та сподівається на її подальший розвиток.

Заступник Міністра

В.Ю. Полуйко

16/1
206 31 48

M2 Мінприроди
№5/4.1-16/9645-19 від 29.08.2019





ХАРКІВСЬКА ОБЛАСНА РАДА
КОМУНАЛЬНЕ ПІДПРИЄМСТВО
"РЕГІОНАЛЬНИЙ ЦЕНТР
ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ ТА ЕКОЛОГІЇ"



Україна, 61022, м. Харків, м-н Свободи, 5, Держпром, 6 під., 4 пов., тел. 755-81-20, (050) 7777-453
Р/р 26007052215627, код ЄДРПОУ 39006778, МФО 351533 ПАТ КБ "ПРИВАТБАНК" у м. Харків
e-mail: ecologykharkiv@gmail.com

Акт
впровадження

м. Харків

10.06.2019

Результати дисертаційної роботи доцента кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти екологічного факультету Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна Кривицької Іветти Анатоліївни «Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами в урбанізованих ландшафтах Приазов'я» впроваджено в практику роботи підприємства при визначенні фітотоксичності фактора середовища за рахунок отримання кількісної оцінки ступеня забрудненості ґрунтів.

Директор
КП ХОР «РЦПРЕ»



Мовчан О.Л.



МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ



НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
"УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ
ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ"
(УКРНДІЕП)

вул. Бакуліна, 6, м. Харків, 61166, тел./ факс: (057) 702-15-92 www.niiep.kharkov.ua, directorniiep@gmail.com

Сертифікати УкрСЕПРО на системи управління якістю ДСТУ ISO 9001:2009
екологічного керування ДСТУ ISO 14001:2006, управління безпекою та гігієною праці ДСТУ-П OHSAS 18001:2006

07.06.2019 № 253
на № _____ від _____

АКТ

впровадження результатів дисертаційного дослідження
Кривицької Іветти Анатоліївни
«Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами
в урбанізованих ландшафтах Приазов'я»

Результати дисертаційної роботи доцента кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти екологічного факультету Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна Кривицької Іветти Анатоліївни впроваджено в практику роботи лабораторії біологічних досліджень та біотестування при визначенні рівня фітотоксичності ґрунтів, що характеризує ступінь антропогенного забруднення ґрунтового покриву екологічно небезпечними хімічними речовинами та може призводити до деградації та зниження родючості ґрунтів.

Заступник директора з наукової роботи
та маркетингу наукових досліджень,
д-р екон. наук, старш. наук. співроб.



Дмитрієва О.О.



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

61022, м. Харків, майдан Свободи, 4, факс +38 057 705-02-41, тел. +38 057 705-12-47, +38 057 707-52-31,
 E-mail: univer@karazin.ua, код ЄДРПОУ 02071205

12.02.2019 № 4301/148-1
 на № _____

ДОВІДКА

щодо впровадження в навчальний процес
 результатів дисертаційного дослідження
Кривицької Іветти Анатоліївни
 «Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами
 в урбанізованих ландшафтах Приазов'я»

Матеріали дисертаційної роботи доцента кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти екологічного факультету ХНУ імені В.Н. Каразіна Кривицької І.А. впроваджуються в навчальному процесі екологічного факультету ХНУ імені В.Н. Каразіна в курсі лекцій і лабораторно-практичних занять з наступних дисциплін: «Ґрунтознавство», «Моніторинг довкілля», «Біоіндикація та біотестування», «Геохімія довкілля», «Екологія ґрунтів», а також у навчальній ландшафтно-екологічній практиці студентів 2-го курсу.

Зокрема, використовуються висвітлені в дисертації Кривицької І.А. питання екологічного стану ґрунтів урболандшафтів, просторового розподілу важких елементів у геохімічному ландшафті, виявлення особливостей проявів ґрунтової фітотоксичності в міських зонах різного функціонального призначення та її застосування для діагностики та моніторингу забруднення ґрунтів урбанізованих територій. Експериментальний матеріал дисертації та узагальнення за досліджуваною темою впроваджені у навчальний процес студентами екологічного факультету за спеціальністю 101. «Екологія».

Декан
 екологічного факультету



Тітенко Г.В.



УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПЕДАГОГІЧНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ імені Г.С. СКОВОРОДИвул. Алчевських, 29, м. Харків, 61002, тел. (057) 700-35-23, факс (057) 700-69-09
e-mail: rector@hnpu.edu.ua, код ЄДРПОУ 02125585Від 06.06.2019 № 04/10-517

На № _____ від _____

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
Кривицької Іветти Анатоліївни
на тему «Діагностика та моніторинг забруднення ґрунтів важкими металами
в урбанізованих ландшафтах Приазов'я»
на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук
зі спеціальності 03.00.18 – ґрунтознавство

Матеріали дисертаційної роботи доцента кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти екологічного факультету ХНУ імені В.Н. Каразіна Кривицької І.А. впроваджуються в навчальному процесі природничого факультету Харківського національного педагогічного університету імені Г.С.Сковороди в курсі лекцій і лабораторно-практичних занять з дисциплін: «Ґрунтознавство», «Біосферологія та біоіндикація», «Охорона природи та заповідна справа».

Зокрема, використовуються висвітлені в дисертації Кривицької І.А. питання особливостей формування хімічного складу ґрунтів урболандшафтів, застосування біологічних методів у моніторингових дослідженнях ґрунтового покриву в зонах різного функціонального призначення урбанізованих територій. Експериментальний матеріал дисертації та узагальнення за темою дослідження впроваджені у навчальний процес студентами природничого факультету за спеціальністю 091 Біологія.

Результати впровадження матеріалів дисертаційного дослідження Кривицької І.А. обговорено та затверджено на засіданні Вченої ради факультету (протокол № 10 від 22 травня 2019 року).

Проректор
з наукової роботи

Ю. Д. Бойчук

Додаток Б
Патенти, розроблені за темою дисертації





ДЕРЖАВНА СЛУЖБА
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ
ВЛАСНОСТІ
УКРАЇНИ

УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **113560** (13) **U**
(51) МПК
G01N 33/24 (2006.01)

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2016 05283	(72) Винахідник(и): Крайнюков Олексій Миколайович (UA), Кривицька Іветта Анатоліївна (UA)
(22) Дата подання заявки: 16.05.2016	
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 10.02.2017	(73) Власник(и): ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ В.Н. КАРАЗИНА, пл. Свободи, 4, м. Харків, 61022 (UA)
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 10.02.2017, Бюл.№ 3	

(54) СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ СТУПЕНЯ ЗАБРУДНЕНOSTІ ҐРУНТІВ

(57) Реферат:

Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів включає визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах. При цьому встановлюють різницю між інтенсивністю росту рослин у водній витяжці з ґрунту (дослід) та у воді, в якій рослини утримуються (контроль). Для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів використовують показник "ступінь забрудненості ґрунтів" у відповідності до визначених рівнів пригнічення ростових процесів; кількісну характеристику ступеня забрудненості виражають коефіцієнтом забрудненості ґрунтів ($K_{зг}$). При цьому коефіцієнт забрудненості ґрунтів диференціюють за рівнями пригнічення ростових процесів.

UA 113560 U

UA 113560 U

Корисна модель належить до біотехнології та може бути використана у природоохоронній діяльності, а саме для визначення ступеня забрудненості ґрунтів.

Найближчим аналогом способу, що заявляється, є спосіб визначення ступеня фітотоксичності фактора [1]. Вищезазначений спосіб полягає у наступному - проводять тестування рослин за дії різних доз фактора. Встановлюють лінійний розмір або масу надземної та кореневої частин, а потім співвідношення відповідних параметрів для цих органів рослин. На основі змін тестового показника визначають дозу фактора за максимального значення співвідношення. При зниженні величини цього співвідношення діагностують підвищення фітотоксичності фактора.

Результати дають можливість прогнозування і диференційної оцінки максимально токсичних концентрацій факторів кореневого живлення на основі аналізу дозових змін діагностичного показника.

Недоліком відомого способу є те, що за його допомогою неможливо здійснити кількісну оцінку фітотоксичності фактора середовища і, як наслідок, - ступінь забрудненості ґрунтів. Також зазначений спосіб передбачає оцінку дозових змін окремих діагностичних показників, що, на відміну від запропонованого авторами способу, унеможливує інтегральність в оцінці якості ґрунтів за допомогою біотестування - методичного прийому, заснованого на використанні в стандартних лабораторних умовах біологічних тест-об'єктів для визначення токсичності ґрунтів шляхом реєстрації зміни відповідних показників їх життєдіяльності під впливом сумісної дії і взаємодії специфічних хімічних токсичних речовин.

В основу корисної моделі поставлена задача вдосконалити спосіб визначення фітотоксичності фактора середовища за рахунок отримання кількісної оцінки ступеня забрудненості ґрунтів.

Поставлена задача вирішується тим, що для визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах встановлюють різницю між інтенсивністю росту рослин у водній витяжці з ґрунту (дослід) та у воді, в якій рослини утримуються (контроль).

Критерієм токсичності є зниження на 20 і більше відсотків довжини проростків і (або) коренів рослин у досліді порівняно з контролем за 96 год. біотестування.

Проби ґрунту для біотестування відбирають згідно з ГОСТ 17.4.3.01-83 та ГОСТ 17.4.4.02-84. Маса загальної проби повинна бути не менше 2 кг.

Проби ґрунту звільняють від сторонніх домішок, подрібнюють, просіюють крізь сито з порами діаметром 1 мм, розподіляють тонким шаром на аркуші паперу або кальки у вигляді квадрата чи прямокутника і поділяють на 4 частини. Дві протилежні частини ґрунту зсипають в одну купу, повторюють вказану операцію до тих пір, доки вага зразка ґрунту не буде дорівнювати 100 г. Наважку ґрунту переносять у колбу з притертою пробкою. Заливають дистильованою водою у співвідношенні 1:1 і збовтують вміст колби за допомогою струшувача протягом 1,5 год. Після цього вміст колби переносять у центрифужні стакани і центрифугують при 2000 об./хв. протягом 10 хв. Після центрифугування водну витяжку з центрифужних стаканів переносять у колбу з притертою пробкою і використовують для біотестування.

За необхідності водні витяжки зберігають у холодильнику за температури $(4\pm 2)^\circ\text{C}$ не більше 24 год.

Перед біотестуванням охолоджені водні витяжки нагрівають до температури $(25\pm 2)^\circ\text{C}$.

Як тест-об'єкт використовують насіння вищих рослин (*Raphanus sativus* L., *Zea mays* L., *Avena sativa* L.).

Водну витяжку з ґрунту об'ємом 10 см^3 наливають у стакан місткістю 100 см^3 (дослід). В інший стакан наливають такий же об'єм дехлорованої питної води (контроль). У кожний стакан вміщують по 35-50 штук насіння редьки. Кількість насіння залежить від його схожості. Вміст кожного стакана ретельно перемішують.

Стакани розташовують у термостаті і витримують за температури $(27\pm 2)^\circ\text{C}$ протягом 24 год.

Після витримання у термостаті насіння розкладають у чашки Петрі таким чином: насіння з дослідних склянок - на фільтрувальний папір, зволожений водною витяжкою, насіння з контрольних склянок - на фільтрувальний папір, зволожений питною водою.

Чашки Петрі розташовують у термостаті і витримують за температури $(25\pm 2)^\circ\text{C}$ протягом 72 год.

Наприкінці біотестування вимірюють довжину коренів і проростків у контролі та досліді.

За результатами вимірювань довжини коренів і проростків вищих рослин розраховують їх середні арифметичні значення в досліді і контролі. Отримані значення використовують для розрахунку різниці довжини коренів і проростків у досліді відносно контролю у відсотках за формулою:

$$A = ((X_k - X_d) / X_k) * 100,$$

UA 113560 U

- де А - довжина коренів (проростків) у досліді відносно контролю, %;
 Хк - середнє арифметичне довжини коренів (проростків) у контролі, см;
 Хd - середнє арифметичне довжини коренів (проростків) у досліді, см.
 Ґрунт виявляє токсичність, якщо А становить 20 і більше відсотків.
- 5 Для визначення придатності насіння вищих рослин до біотестування встановлюють концентрацію розчину еталонної речовини, що викликає зменшення довжини коренів і (або) проростків на 20 % за 96 год. біотестування (ЕК20-96).
- Як еталонну речовину використовують фенол (С₆Н₅ОН) згідно з ГОСТ 6417-72. Вихідний розчин готують з концентрацією 1 г/дм³ С₆Н₅ОН. Для цього використовують дистильовану воду згідно з ГОСТ 6709. З вихідного розчину готують серію розчинів від 100 до 200 мг/дм³ С₆Н₅ОН з інтервалом 25 мг/дм³, використовуючи дехлоровану питну воду. Біотестування розчинів проводять впродовж 96 год. згідно з процедурою, викладеною вище. За результатами розраховують ЕК20-96.
- 10 Якщо одержана величина ЕК20-96 знаходиться в експериментально встановленому діапазоні реагування тест-об'єкта, який дорівнює 89,5-194,5 мг/дм³ С₆Н₅ОН, партія насіння придатна до біотестування.
- Якщо ЕК20-96 С₆Н₅ОН не вміщується у вказаний діапазон реагування, партію насіння замінюють на нову. Рекомендується використовувати насіння зі схожістю 90 %. Схожість насіння визначають згідно з ГОСТ 12038-84.
- 20 Контроль відтворюваності результатів визначення токсичності здійснюють за розбіжністю результатів двох визначень ЕК еталонної речовини (ЕК₁, ЕК₂).
- Результати визначень токсичності задовільні за умови:
 (ЕК₁-ЕК₂)≤Д,
 де Д - норматив оперативного контролю відтворюваності результатів, значення якого при довірчій ймовірності Р=0,95 складає 74 мг/дм³ фенолу.
- 25 Характеристики похибки одиночного визначення токсичності надані в таблиці 1.

Таблиця 1

Характеристики похибки одиночного визначення токсичності

ЕК ₂₀₋₉₆ , мг/дм ³ фенолу	Найбільше можливе значення середнього квадратичного відхилення випадкової складової похибки	Границі інтервалу, в яких похибка визначень токсичності знаходиться з	
		±Δ, мг/дм	±δ, %
142	26,8	52,5	37,0

- 30 Для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів запропоновано використовувати показник "ступінь забрудненості ґрунтів" у відповідності до визначених рівнів пригнічення ростових процесів, кількісна характеристика якого виражається коефіцієнтом забрудненості ґрунтів (К_{зґ}), при цьому коефіцієнт забрудненості ґрунтів диференціюють за рівнями пригнічення ростових процесів.
- У таблиці 2 наведено класифікацію якості ґрунтів за ступенем забрудненості.

35

Таблиця 2

Класифікація якості ґрунтів за ступенем забрудненості

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

- 40 Перевага способу у порівнянні з відомим полягає у тому, що за його допомогою можна визначити не тільки наявність або відсутність фітотоксичного ефекту, а також оцінити небезпеку забруднення ґрунтів токсичними речовинами через кількісну оцінку забрудненості ґрунтів в залежності від рівнів пригнічення ростових процесів.

UA 113560 U

Джерело інформації:

1. Патент України № 58614, МПК G01N 33/24, Феденко В.С., Шемет С.А., Кунат Т.В., дата публікації 26.04.2011 р.

5

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів, що включає визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах, який **відрізняється** тим, що встановлюють різницю між інтенсивністю росту рослин у водній витяжці з ґрунту (дослід) та у воді, в якій рослини утримуються (контроль), причому для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів використовують показник "ступінь забрудненості ґрунтів" у відповідності до визначених рівнів пригнічення ростових процесів; кількісну характеристику ступеня забрудненості виражають коефіцієнтом забрудненості ґрунтів ($K_{зг}$), при цьому коефіцієнт забрудненості ґрунтів диференціюють за рівнями пригнічення ростових процесів.

15

Комп'ютерна верстка О. Рябко

Державна служба інтелектуальної власності України, вул. Василя Липківського, 45, м. Київ, МСП, 03680, Україна

ДП "Український інститут інтелектуальної власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601

Додаток В

Список публікацій здобувача за темою дисертації та відомості про апробацію та впровадження матеріалів дисертації

Список публікацій здобувача за темою дисертації

Наукові праці, в яких опубліковані основні результати дисертації

1. Мірошніченко М. М., Кривицька І. А. Фітотоксичність міських ґрунтів в урболандшафтах міста Маріуполь. Агрохімія і ґрунтознавство. 2016. Вип. 87. С. 6 – 11 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, підготовка статті до друку).
2. Кривицька І. А. Екотоксикологічна оцінка якості ґрунтів м. Маріуполь. Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Біологія». 2017. Вип. 29. С. 175 – 181.
3. Мирощніченко Н. Н., Кривицкая И. А., Гладких Е. Ю. Мониторинг тяжелых металлов в городских почвах в условиях различной техногенной нагрузки. Экологический вестник. 2017. № 2 (40). С. 87 – 93 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх статистичний аналіз, підготовка статті до друку).
4. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Удосконалення способу визначення ступеня забрудненості ґрунтів методом біотестування. Вісник ЗГУ. Біологічні науки. 2018. №. 1. С. 83 – 90 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка статті до друку).
5. Кривицька І. А. Біологічний моніторинг ґрунтів рекреаційних зон м. Маріуполь. Екологічні науки. 2019. № 1(24). С. 66 – 70. Doi:10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-11.
6. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Еколого-токсикологічна оцінка впливу хімічного підприємства на ґрунтовий покрив. Екологія та ноосферологія. 2019. № 30 (1). С. 39 – 43. Doi:10.15421/031907 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка статті до друку).
7. Кривицька І. А. Вплив підприємства машинобудівельного профілю на екологічний стан ґрунтового покриву суміжних територій. Екологічні науки. 2019. № 2(25). С. 89 – 93. Doi: 10.32846/2306-9716-2019-2-25-13.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

8. Miroshnychenko M., Krivitska I., Hladkikh Ye. Monitoring of Urban Soil Contamination under Various Technogenic Impact: Comparison of Two Seaside Cities / EGU General Assambly 2017. Geophysical Research Abstracts. Vol. 19. EGU2017-323 (проведення натурних та аналітичних досліджень, підготовка абстракту).
9. Мірошниченко М. М., Круглов О. В., Кривицька І. А. Комплексний моніторинг забруднення ґрунтового покриву урбанізованої території (на прикладі міста Маріуполь). Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (12 березня 2019 р., м. Київ). 2019. С. 110 - 111 (отримання даних про вміст забруднювачів та фітотоксичність ґрунту, узагальнення матеріалів).
10. Kryvytska I. A., Sayarina I. A., Cherkashyna N. I. The impact of «Azovstal» ironworks on the soil in Mariupol city. Охорона довкілля: зб. наукових статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (16 – 17 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 178 – 179 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка статті до друку).
11. Кривицька І. А., Тонкошкур Н. О. Фітотоксичні властивості ґрунтового покриву міста Вовчанськ. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 94 – 97 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).
12. Кривицька І. А., Чижик Н. В. Визначення фітотоксичних властивостей ґрунтів придорожніх територій Шевченківського району м. Харків. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2018 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 99 – 102

(формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).

13. Кривицька І. А., Якушева А. В. Оцінка забруднення важкими металами ґрунтів придорожніх ділянок саду імені Т. Г. Шевченка. Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво: зб. тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення екологічного факультету. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 235-237. (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
14. Кривицька І. А., Черкашина Ю. Ю., Чижик Н. В. Екологічна оцінка забруднення ґрунтів м. Дергачі Харківської області важкими металами. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 63 – 64 (проведення натурних та аналітичних досліджень, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
15. Кривицька І. А., Пантюх О. В. Екотоксикологічна оцінка ґрунтів різних функціональних зон м. Зіньків Полтавської області. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 55 – 57 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
16. Кривицька І. А., Пшенічна А. А. Оцінка рівня забруднення ґрунтів та рослинності у зоні Аульської хлорпереливної станції. Охорона довкілля: зб. наук. статей XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читань (19–22 квітня 2017 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2017. С. 58 – 59 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).

17. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення токсичності ґрунтів промислових територій м. Маріуполь. Охорона довкілля: зб. наукових статей XI Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 169 – 172 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
18. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Екотоксикологічна оцінка лугопарку ім. Гурова (м. Маріуполь Донецької області). Охорона довкілля: зб. наукових статей XI Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2015. С. 163 – 165 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).
19. Кривицька І. А., Бехтер А. А. До питання організації рекреаційних зон на урбанізованих територіях задля збереження біорізноманіття / Матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, 2014. С. 18–23 (формулювання задач дослідження, постановка експерименту з визначення фітотоксичності ґрунту, інтерпретація результатів).
20. Кривицька І. А., Бехтер А. А. Оцінка екологічної цінності та оптимальності форми рекреаційних зон міста Маріуполь Донецької області. Проблеми екологічної безпеки: матеріали конференції. Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського. К., 2014. С. 38 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів).
21. Кривицька І. А., Тирінова М. Р. Визначення індексу інтегральної фітотоксичності антропогенно перетворених ґрунтів (на прикладі м. Маріуполь). Охорона довкілля: матеріали X Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна.

- С. 235–239 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).
22. Кривицька І. А., Якушева А. В. Флюктуюча асиметрія як один із методів біоіндикації для виявлення рівня забруднення ландшафтно-рекреаційних територій міста Харкова. Охорона довкілля: матеріали Х Всеукраїнських наукових Таліївських читань (17–18 квітня 2014 р.). Харків: Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна. С. 295–298 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
23. Кривицька І. А., Гартнер В. Ю. Порівняння особливостей накопичення хімічних елементів у овочевій продукції, що вирощена в умовах урбоекосистем та сільськогосподарських систем Закарпатської області / Матеріали XIII з'їзду Українського ботанічного товариства (19-23 вересня 2011 р). Львів, 2011. С. 156–162 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, підготовка до друку).
24. Кривицька І. А., Самойленко М. О. Особливості хімічного складу рослинної продукції, що вирощується на різних геоморфологічних рівнях великого міста. Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України: зб. ст. IV науково-практичної конференції. Запоріжжя, 2008. С. 198-200 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, підготовка статті до друку).
- Наукові праці, які додатково відображають результати дисертації*
25. Miroshnychenko M., Krivitska I., Hladkikh Ye., Zakharova M. Dynamic of soil contamination in the cities with different technogenic impact. Journal of Soil Science and Plant Health. 2018. Vol. 2. Iss. 3. P. 1-5. DOI: 10.4172/JSPH.1000117 (проведення натурних та аналітичних досліджень, обговорення результатів, підготовка статті до друку).
26. Кривицька І. А., Іванов О. В., Стріян К. О. Екологічна оцінка антропогенно перетворених ґрунтів м. Харкова. Young Scientist. 2018. 4

- (56). С. 395 – 399 (розробка методології досліджень, узагальнення результатів).
27. Спосіб визначення ступеня забрудненості ґрунтів / О. М. Крайнюков, І. А. Кривицька: пат. 113560 України: МПК G01KN933/24. № у 2016 05283; заявл. 16.05.16 ; опубл. 10.02.17, Бюл. № 3 (проведення натурних та аналітичних досліджень, їх узагальнення, аналіз патентної бази по тематиці дослідження).
28. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Стан нормативно-правового забезпечення оцінки екологічної небезпеки вуглеводневого забруднення компонентів екосистеми. Молодий вчений. 2017. №1. С. 29–32 (проведення аналізу сучасної правової документації з екологічної безпеки, підготовка статті до друку).
29. Природный и антропогенный фон микроэлементов в черноземах обыкновенных Приазовья и Нижнего Дона / Т. М. Минкина, Н. Н. Мирошниченко, А. И. Фатеев, Г. В. Мотузова, И. А. Кривицкая. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2012. № 3–4 С. 96 – 102 (статистичний аналіз даних, підготовка статті до друку).
30. Кривицька І. А., Крайнюков А. О. Моделювання взаємозв'язку даних біотестування і аналітичного контролю в технологіях системного екологічного аналізу. Євроінтеграція екологічної політики України: зб. наук. праць. Одеса, 2019. С. 64–65 (узагальнення експериментальних даних, оформлення висновків).
31. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Оцінка екологічного стану антропогенно перетворених ґрунтів. Сучасні тенденції розвитку освіти й науки : проблеми та перспективи: зб. наук. праць / [упорядник Ю. І. Колісник-Гуменюк]. Київ–Львів–Бережани– Гомель, 2019. Вип. 4: в 2-х томах. Т. 1. С. 248–253 (формулювання задач дослідження, інтерпретація результатів, формулювання висновків).
32. Крайнюков О. М., Кривицька І. А. Апробація методик біотестування задля встановлення максимально допустимих концентрацій. Біологічні

дослідження: зб. наукових праць. Житомир, 2019. С. 329-330 (отримання експериментальних даних та їх узагальнення).

33. Некос А. Н., Пелихатый Н. М., Крайнюков А. Н., Буц Ю. В., Уткина К. Б., Кривицкая И. А. Современные экологические исследования на территории Украины: состояние и перспективы. Экологические проблемы. Евразийское пространство: монография / под ред. В. А. Садовниченко и др. (серия: «Евразийские университеты XXI века»). М., 2014. С. 364–379 (частина розділу з досліджень стану ґрунтового покриву за допомогою біотестування).
34. Яковенко М. Г., Зазимко О. І., Россіхін В. В., Кривицька І. А. Людина та забруднення навколишнього середовища. Наукові праці Чорноморського державного університету імені Петра Могили. Сер. Техногенна безпека. 2013. Т. 210, вип. 198. С. 66–69 (аналіз сучасних наукових досліджень, формулювання висновків).

Відомості про апробацію та впровадження матеріалів дисертації

Результати досліджень та основні положення дисертаційної роботи доповідалися та обговорювалися на науково-практичній конференції з міжнародною участю «Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини» (м. Київ, 12 березня, 2019), XIV Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 16 квітня, 2018), Генеральній асамблеї Європейського Союзу геонаук (м. Відень, 23-28 квітня, 2017), XX Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 10-річчю створення екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна (м. Харків, 19-22 квітня, 2017), XIII Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 19-20 квітня, 2017), XI Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, 16-17 квітня, 2015), XIII Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 8-9 жовтня, 2014), X Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (17-18 квітня, 2014), V Всеукраїнській науково-

практичній конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (м. Запоріжжя, 10–11 грудня, 2009).

Методичні підходи до проведення моніторингу забруднення ґрунтів населених пунктів впроваджено у роботі Міністерства екології та природних ресурсів України для забезпечення належного функціонування і вдосконалення системи моніторингу земель та ґрунтів у рамках Національного плану дій щодо боротьби з деградацією земель та опустелюванням, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 30.03.2016 р. № 271-р (лист № 5/4.1-16/9645-19 від 29.08.2019 р.).

Результати досліджень з удосконалення методів біотестування впроваджено у практику роботи лабораторії біологічних досліджень та біотестування НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» та комунального підприємства «Регіональний центр природних ресурсів та екології» Харківської обласної Ради при визначенні фітотоксичності ґрунтів урбанізованих територій.

Одержані фактичні матеріали з оцінки техногенного забруднення ґрунтів та розроблені методи їх біотестування включено у навчальний процес з викладання дисциплін екологічного спрямування Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна та Харківського національного педагогічного університету імені Г. С. Сковороди.