

ДВНЗ «Донецький національний технічний університет»
Гірничий факультет
Кафедра природоохоронної діяльності

«До захисту допущено»

Завідувач кафедри

Віктор КОСТЕНКО

(підпис)

(ініціали, прізвище)

“ ” _____ 20__ р.

**ВИПУСКНА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
БАКАЛАВРА**

**на тему: «ЗМЕНШЕННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА
ІНШИХ ПОЛЮТАНТІВ НА ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТІВ»**

Виконав: студентка 4курсу, групи ТЗС-18

напрямку підготовки: 184 Технології захисту навколишнього середовища

Карина МАТВЄЄВА

(прізвище та ініціали)

(підпис)

Керівник доц. каф. ПД, к.т.н., доц Олексій КУТНЯШЕНКО

(посада, науковий ступінь, вчене звання, прізвище та ініціали)

(підпис)

Рецензент _____

(посада, науковий ступінь, вчене звання, прізвище та ініціали)

(підпис)

Нормоконтроль:

Олексій КУТНЯШЕНКО

(підпис)

*Засвідчую, що у цій дипломній роботі
немає запозичень з праць інших авторів
без відповідних посилань.*

Студент _____

(підпис)

Луцьк –2022

ДВНЗ «Донецький національний технічний університет»

Гірничий факультет

Кафедра «Природоохоронна діяльність»

Освітньо-кваліфікаційний рівень - бакалавр

Напрямок підготовки 183 Технології захисту навколишнього середовища

ЗАТВЕРДЖУЮ:

Завідувач кафедри, д.т.н., проф.

Віктор КОСТЕНКО.

_____. _____ 20__ року

ЗАВДАННЯ
на кваліфікаційну роботу бакалавра
Карини МАТВЄЄВОЇ

1. Тема роботи: «Зменшення негативного впливу важких металів та інших поллютантів на фізико-хімічні властивості ґрунтів»

керівник роботи доц., к.т.н., доц.каф.ПД Олексій КУТНЯШЕНКО

затверджені наказом вищого навчального закладу від 29.04.2022 р. №165

2. Строк подання студентом роботи 10.06.2022р

3. Вихідні дані до проекту: відомості про забруднення міста Миколаїв; результати оцінки стану ґрунтів міста Одеса; матеріали розробки моделі цифрового картографування; та ін. матеріали переддипломної практики.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити): 1 Аналіз впливу на людину і навколишнє середовище забруднюючих речовин; 2 Аналіз впливу важких металів на властивості ґрунтів; 3 Цифрове картографування властивостей ґрунтів щодо поллютантів; 4 Охорона праці та зниження впливу важких металів на персонал видобувних підприємств.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень):
мультимедійна презентація на форматі А4

6. Консультанти розділів проекту (роботи)

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
Розділ 1	Олексій КУТНЯШЕНКО		
Розділ 2	Олексій КУТНЯШЕНКО		
Розділ 3	Олексій КУТНЯШЕНКО		
Розділ 4	Олексій КУТНЯШЕНКО		
Додаток А			
Нормоконтроль	Олексій КУТНЯШЕНКО		

7. Дата видачі завдання 30.04.2022 р.

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

Найменування видів робіт	Термін виконання	Форма звітності	Відмітка наукового керівника
Розділ 1 Аналіз впливу на людину і навколишнє середовище забруднюючих речовин	10.05.2022	Рукопис	
Розділ 2 Аналіз впливу важких металів на властивості ґрунтів	14.05.2022	Рукопис	
Розділ 3 Цифрове картографування властивостей ґрунтів щодо полютантів	22.05.2022	Рукопис	
Розділ 4 Охорона праці та зниження впливу важких металів на персонал видобувних підприємств	04.06.2022	Рукопис	
Оформлення пояснювальної записки	10.06.2022	Рукопис	
Підготовка презентації	13.06.2022	Рукопис	

Науковий керівник

Олексій КУТНЯШЕНКО

Студентка

Карина МАТВЄЄВА

АНОТАЦІЯ

Об'єкт дослідження – вплив важких металів та інших забруднювачів на властивості ґрунтів.

Предмет дослідження – залежність вмісту гумусу, ємності поглинання та родючості ґрунтів від вмісту важких металів.

Робота присвячена актуальному питанню зменшення негативного впливу важких металів та поліутантів на фізико-хімічні властивості ґрунтів. Ґрунт є потужним поглиначем багатьох хімічних елементів. Вони утримуються у поверхневому, родючому шарі. Ґрунти здатні знижувати токсичність металів та забруднювачів за рахунок своєї буферності, але швидкість її самоочищення знижується пропорційно до погіршення її властивостей та втрати родючості. Особливо актуальна ця проблема для зрошуваних земель, оскільки відомо, що без проведення профілактичних заходів, спрямованих на зниження вилуговування кальцію та збагачення ґрунтів органікою, родючість при зрошенні знижується і забрудненість прогресує. У деяких таких ґрунтах відзначено збільшення хрому в 2 рази, свинцю в 1,8 раза, міді, ванадію та нікелю – в 1,4 раза, цинку – в 1,2 раза.

На підставі інформації з відкритих джерел було проведено аналіз техногенного забруднення південних областей країни. Дані області були обрані через те, що саме південні території України, завдяки особливостям клімату, рельєфу та складу ґрунтів, відіграють вагомую роль у агропромисловій системі держави. А забруднення та зміна фізико-хімічних властивостей та якості ґрунтів у цих регіонах може призвести до значних наслідків. На основі проведеного дослідження було розроблено рекомендації щодо зменшення негативного впливу важких металів на ґрунти України.

Ключові слова: ВАЖКІ МЕТАЛИ, ҐРУНТИ, ПОЛЮТАНТИ, ЗАБРУДНЕННЯ, ЦИФРОВЕ КАРТОГРАФУВАННЯ

ANNOTATION

The object of research is the influence of heavy metals and other pollutants on soil properties.

The subject of research is the dependence of humus content, absorption capacity and soil fertility depending on the content of heavy metals.

The work is devoted to the topical issue of reducing the negative impact of heavy metals and pollutants on the physicochemical properties of soils. Soil is a powerful absorber of many chemical elements. They are kept in a superficial, fertile layer. Soils are able to reduce the toxicity of metals and contaminants due to their buffering, but the rate of self-cleaning decreases in proportion to the deterioration of its properties and loss of fertility. This problem is especially relevant for irrigated lands, as it is known that without preventive measures aimed at reducing calcium leaching and enriching the soil with organic matter, fertility under irrigation is reduced and pollution progresses. In some of these soils there was a 2-fold increase in chromium, a 1.8-fold increase in lead, a 1.4-fold increase in copper, vanadium and nickel, and a 1.2-fold increase in zinc.

Based on information from open sources, an analysis of man-made pollution in the southern regions of the country was conducted. These oblasts were chosen because the southern territories of Ukraine, due to the peculiarities of climate, relief and soil composition, play an important role in the agro-industrial system of the state. And pollution and changes in the physico-chemical properties and quality of soils in these regions can lead to significant consequences. Based on the study, recommendations were developed to reduce the negative impact of heavy metals on the soils of Ukraine.

Keywords: HEAVY METALS, SOILS, POLYUTANTS, POLLUTION, DIGITAL MAPPING

ЗМІСТ

ВСТУП.....	7
1 АНАЛІЗ ВПЛИВУ НА ЛЮДИНУ І НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН.....	9
1.1 Оцінка забруднення південних областей України.....	10
1.1.1 Оцінка техногенного забруднення з прикладу Миколаїва.....	10
1.1.2 Оцінка вмісту важких металів у ґрунтах Одеси.....	16
1.2 Висновки за розділом.....	29
2 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТІВ.....	31
2.1 Оцінка небезпеки важких металів для ґрунтів та рослин.....	31
2.2 Забруднення важкими металами придорожньої смуги.....	35
2.3 Оцінка впливу важких металів на фізико-хімічні властивості ґрунтів.....	43
2.4 Прийоми та механізми зниження забруднення ґрунтів.....	51
2.5 Висновки за розділом.....	55
3 ЦИФРОВЕ КАРТОГРАФУВАННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ҐРУНТІВ ЩОДО ПОЛЮТАНТІВ.....	57
3.1 Висновки за розділом.....	70
4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА ЗНИЖЕННЯ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ПЕРСОНАЛ ВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ.....	72
4.1 Висновки за розділом.....	78
ВИСНОВКИ.....	80
ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	85
ДОДАТОК А Перелік зауважень нормоконтролера.....	88

ВСТУП

Біосфера - це середовище життєпроживання людини та стан будь-якого її компонента впливає на благополуччя та здоров'я людей. Техногенне забруднення навколишнього середовища, що надає негативний вплив на кількісні та якісні показники сільськогосподарської продукції, набуває глобального характеру та ставить людство на межу екологічної катастрофи.

Нагромадження ВМ у ґрунті - це збільшення їх вмісту, а й наростання екологічно небезпечних наслідків, створюють загрозу здоров'ю людини.

Найбільш гостро проблеми, пов'язані з надходженням важких металів (ВМ) у ґрунти, стоять у регіонах з великим ступенем концентрації виробництва та населення. Забруднення ґрунтів від газопилових викидів промислових підприємств та ГЕС, особливо працюючих на вугіллі, від викидів автомобілів, від внесення високих доз різних видів добрив, гербіцидів, пестицидів за інтенсивної системи землеробства є більш небезпечним у порівнянні з іншими видами деградації ґрунтів.

Посушливість клімату південних областей України призводить до збільшення випаровуваності з поверхні ґрунту та підвищення концентрації у верхньому гумусовому горизонті цілого ряду важких металів. Іншим фактором, що сприяє їх акумуляції, є засолення.

Ґрунт є потужним поглиначем багатьох хімічних елементів. Вони утримуються у поверхневому, родючому шарі. Ґрунти здатні знижувати токсичність металів та забруднювачів за рахунок своєї буферності, але швидкість її самоочищення знижується пропорційно до погіршення її властивостей та втрати родючості. Особливо актуальна ця проблема для зрошуваних земель, оскільки відомо, що без проведення профілактичних заходів, спрямованих на зниження вилуговування кальцію та збагачення ґрунтів органікою, родючість при зрошенні знижується і забрудненість прогресує. У деяких таких ґрунтах

відзначено збільшення хрому в 2 рази, свинцю в 1,8 рази, міді, ванадію та нікелю – в 1,4 рази, цинку – в 1,2 рази.

Незважаючи на активні попередні дослідження, багато питань з розробки способів інактивації важких металів вивчені недостатньо, деякі з них для зрошуваних ґрунтів неприйнятні (внесення вапна або додаткове підلужування ґрунтів), що визначає актуальність цієї роботи, спрямованої на розробку прийомів санації ґрунтів, технологічно ефективних, економічно рентабельних та екологічно безпечних при невисоких рівнях забруднення.

1 АНАЛІЗ ВПЛИВУ НА ЛЮДИНУ І НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН

Багато міст України схильні до значного впливу різноманітних забруднюючих речовин (ЗР) [1]. Серед них можна виділити основні антропогенні забруднювачі атмосферного повітря: діоксид сірки (SO_2), діоксид азоту (NO_2), оксид вуглецю (CO), тверді частинки (пил, сажа, зола), бенз(а)пірен. На їхню частку припадає близько 98% викидів шкідливих речовин в атмосферу.

Всі ці забруднювачі утворюються внаслідок діяльності промислових та залізничних підприємств, об'єктів енергетики, автотранспорту та залізничного транспорту.

Серед небезпечних здоров'ю речовин важкі метали та його сполуки займають особливе місце, оскільки є постійними супутниками у житті. Важкі метали (ВМ) вже зараз займають друге місце за ступенем небезпеки, поступаючись пестицидам і суттєво переганяючи такі вільно відомі забруднювачі, як двоокис вуглецю та сірки. У майбутньому вони можуть стати небезпечнішими, ніж відходи атомних електростанцій та тверді відходи.

Грунт є одним з найбільш схильних до антропогенного впливу компонентів навколишнього середовища. Потрапивши в ґрунт або ґрунтові води, дані речовини здатні не тільки забруднювати безпосередньо, а й накопичуватися у ґрунті та воді. Під впливом вітрів у містах з ґрунту може утворюватися дрібнодисперсний пил, вдихання якого з атмосферним повітрям призводить до розвитку різних захворювань у населення.

Контроль рівня забруднення атмосферного повітря територій здійснюється за допомогою дискретних вимірювань разових концентрацій ЗР з інтервалом часу 20-30 хв, а також безперервного відбору проб протягом доби.

Внаслідок чого визначаються – максимальна разова $C_{\text{мр}}$ та середньодобова $C_{\text{ср}}$ концентрації ЗР.

Дані концентрації характеризують специфіку біологічного впливу забруднюючих речовин на організм людини: Резорбтивне та рефлекторне.

Резорбтивна дія означає можливість розвитку ембріотоксичних, мутагенних, загальнотоксичних, гонадотоксичних, канцерогенних та інших біологічних ефектів, прояв яких залежить як від концентрації ЗР повітря, так і від тривалості вдихання забрудненого повітря. Рефлекторна дія передбачає реакцію на короткочасний вплив забруднювача з боку рецепторів верхніх дихальних шляхів.

Потенційна загроза здоров'ю населення зумовлює необхідність контролю та оцінки забруднення токсичними речовинами природних середовищ.

Вплив атмосферних полутантів та різноманітних техногенних забруднень розглянуто на прикладі м.Миколаїв, що є адміністративним центром області з розвиненою інфраструктурою, промисловими об'єктами, а також є одним із основних аграрних центрів України.

1.1 Оцінка забруднення південних областей України

На підставі інформації з відкритих джерел було проведено аналіз техногенного забруднення південних областей країни. Дані області були обрані через те, що саме південні території України, завдяки особливостям клімату, рельєфу та складу ґрунтів, відіграють вагомую роль у агропромисловій системі держави. А забруднення та зміна фізико-хімічних властивостей та якості ґрунтів у цих регіонах може призвести до значних наслідків.

1.1.1 Оцінка техногенного забруднення з прикладу Миколаїв

Оцінка ступеня техногенного забруднення атмосферного повітря передбачає використання відповідних нормативних показників: гранично

допустимої максимальної разової та гранично допустимої середньодобової концентрацій шкідливої речовини у повітрі населених місць – відповідно ГДК_{мр} та ГДК_{сс}. З зазначених показників розробляються санітарно-гігієнічні нормативи, природоохоронні заходи, засоби інженерного захисту довкілля.

Вплив забруднюючих речовин на організм людини при функціонуванні забруднюючого об'єкта досить тривалий час і становить роки і десятки років. Тому найбільш об'єктивною характеристикою негативного впливу техногенного забрудненого повітря може бути сумарна (проінтегрована за часом) концентрація за певний період.

Також середньорічну концентрацію в точках з координатами r та φ можна визначити шляхом опосередкування розрахункових середньомісячних концентрацій:

$$\bar{C}(r, \varphi) = \frac{1}{T} \int_0^T C(r, \varphi, t) dt$$

$$\bar{C}(r_i, \varphi_j) = \frac{1}{12} \sum_m \bar{C}_m(r_i, \varphi_j)$$

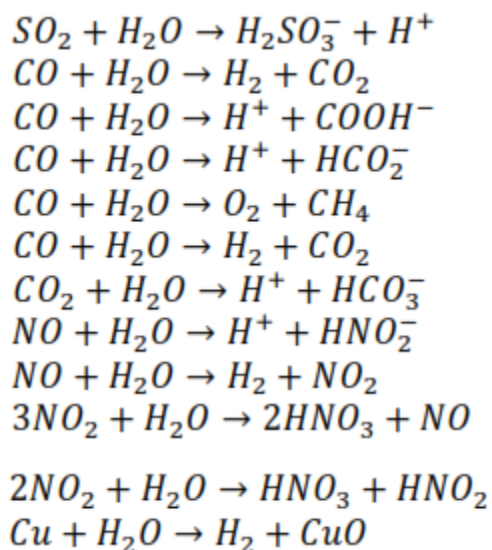
де $\bar{C}(r, \varphi)$ – середньорічна концентрація,

(r, φ, t) – виміряна або розрахункова концентрація ЗР у момент часу t у точці з полярними координатами

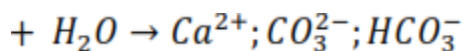
r і φ щодо джерела, поміщеного на початок координат, t – період впливу,

T – Тривалість року.

В атмосферне повітря такого міста, як, наприклад, Миколаїв, надходить велика кількість різноманітних шкідливих речовин. Повсюдно викидаються такі шкідливі речовини, як пил (зважені речовини), діоксид сірки, діоксид та оксид азоту, оксид вуглецю, які прийнято називати основними, а також різні специфічні речовини, що викидаються окремими виробництвами, підприємствами, цехами. Дія цих речовин також призводить до зміни рН атмосферних опадів і, як наслідок, може позначитись як на ґрунті, так і на організмі людини.



частинки пилю



Рівень забруднення атмосфери у м. Миколаїві за період з 2005 по 2019 р. характеризується як підвищений. Так, значення індексу забруднення атмосфери становить $>5,8$. Він визначається концентраціями формальдегіду, бенз(а)пірена, завислих речовин, оксиду вуглецю та фенолу.

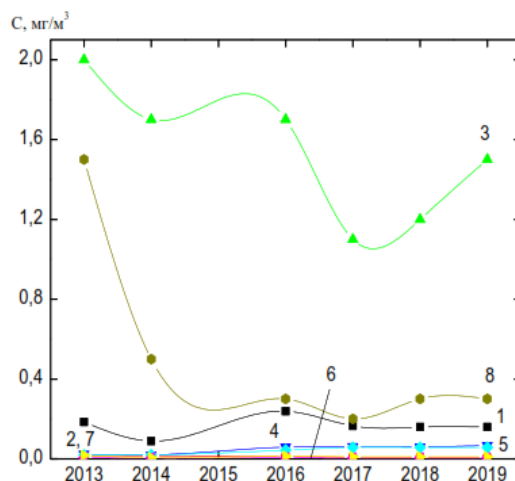


Рисунок 1.1 – Середньорічні концентрації забруднюючих речовин на стаціонарному посту №1 м. Миколаїв: 1 – зважені речовини; 2 – SO₂; 3 – CO; 4 – NO₂; 5 – NO; 6 – C₆H₅OH; 7 – CH₂O; 8 – C₂₀H₁₂

Результати спостережень (рис. 1, 2) за розглянутий період показують, що для Миколаєва пріоритетними забруднювачами повітряного басейну є формальдегід, фенол і бенз(а)пірен, є також загальна запиленість (зважені речовини). Всі зареєстровані речовини завдають шкоди організму людини, тому бенз(а)пірен – це канцерогенна речовина, 1 класу небезпеки, яку медики розцінюють як однозначно провокуючу ракові захворювання. Фенол – один із промислових забруднювачів, досить токсичний для тварин, людини та багатьох мікроорганізмів. Викликає порушення функцій нервової системи. Пил, пари та розчин фенолу подразнюють слизові оболонки очей, дихальних шляхів, шкіру. Має яскраво виражену канцерогенну дію. Формальдегід – дратівливий газ, що має загальну отруйність. Він має загальнотоксичну дію. Викликає ураження центральної нервової системи, легенів, печінки, нирок, органів зору. Можлива шкірно-резорбтивна дія. Формальдегід має алергенну, мутагенну, сенсibiliзуючу та канцерогенну дію. Гранично допустимі концентрації розглянутих речовин представлені у табл. 1.1.

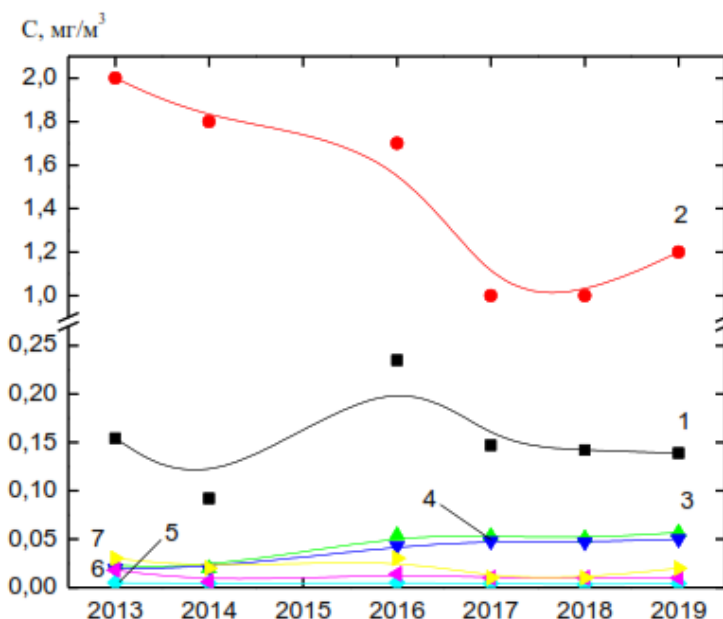


Рисунок 1.2 – Середньорічні концентрації забруднюючих речовин м. Миколаїв: 1 – зважені речовини; 2 – CO; 3 – NO₂; 4 – NO; 5 – C₆H₅OH; 6 – CH₂O; 7 – Cu

Таблиця 1.1 -ГДК мг/м³

	Перечень веществ	ПДК _{мр}	ПДК _{сс}
1	взвешенные вещества	0,5	0,15
2	SO ₂	10	0,05
3	CO	20	3
4	NO ₂	5	0,04
5	NO	0,4	0,06
6	C ₆ H ₅ OH	0,01	0,003
7	CH ₂ O	0,035	0,003
8	Cu	0,003	0,004

Рівень забруднення ґрунтового покриву м. Миколаєва є середнім, що говорить про те, що спостерігається підвищення рівня загальної захворюваності населення.

Отримані нами усереднені дані за розглянутий період (2005-2019 р.) середньорічної троянди вітрів для м. Миколаєва показали, що роза вітрів має основний напрямок вітру на південь, захід та південний захід (рис. 1.3). У цій частині міста розташована частина промзони, включаючи Миколаївський суднобудівний завод, а також автомобільні траси, якими спостерігається інтенсивний рух як легкового, так і вантажного транспорту. Внаслідок чого можна говорити про те, що відбувається накопичення забруднюючих речовин у ґрунті і як наслідок – призводить до збільшення захворюваності населення.

Отримані дані свідчать про те, що спостерігається зростання захворювань у населення міста, пов'язаних із хворобами органів дихання, шкіри, нервової системи, очей та порушенням обміну речовин (табл. 1.2). Розрахунки показали, що на хвороби ендокринної системи, розлади харчування та порушення обміну речовин за період з 2005 по 2019 р. найбільший вплив мають зважені речовини, діоксид азоту та бенз(а)пірен.

На хвороби нервової системи та хвороби шкіри, підшкірної клітковини найбільший вплив мають оксид вуглецю, оксид та діоксид азоту, формальдегід та бенз(а)пірен.

На хвороби ока та його придаткового апарату найбільший вплив мають діоксид сірки, оксид вуглецю та фенол. На хвороби органів дихання сильний

вплив мають наступні речовини: діоксид сірки та азоту, оксид вуглецю та азоту, а також бенз(а)пірен.

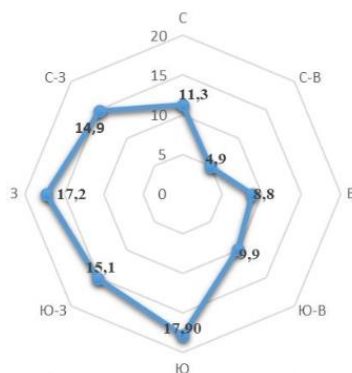


Рисунок 1.3 – Середньорічна роза вітрів для м. Миколаїв

Таблиця 1.2 -Захворюваність на 1000 осіб населення за основними класами хвороб

Год	Болезни эндокринной системы, расстройства питания и нарушения обмена веществ	Болезни нервной системы	Болезни глаза и его придаточного аппарата	Болезни кожи и подкожной клетчатки	Болезни органов дыхания
2005	12,6	15,8	41,8	56,3	371,5
2010	9,8	15,0	49,8	55,4	418,4
2011	10,1	14,5	56,6	56,6	440,3
2012	10,7	14,5	62,1	62,3	443,1
2013	10,3	14,6	57,1	57,1	461
2014	11,7	11,5	58,1	56,4	458,4
2015	11,2	9,5	21,0	47,5	463,2
2016	16,8	9,8	71,2	48,1	478,3
2017	12,5	10,8	43,6	49,5	500,3
2018	11,6	10,5	46,9	50,4	499,5
2019	13,5	12,1	50,4	51,1	510,1

Таблиця 1.3 -Регресійні моделі

Перечень веществ	Модель	C, мг/м ³
Взвешенные вещества	$y = 4,9374 \ln(x) - 37,402$	0,18
Диоксид серы	$y = 4E-05x^3 - 0,2411x^2 + 486,15x - 326761$	0,021
Оксид углерода	$y = 2E+61e^{-0,07x}$	0,85
Диоксид азота	$y = -0,0012x^2 + 4,8706x - 4917,9$	0,041
Оксид азота	$y = -0,0009x^2 + 3,5113x - 3546,7$	0,048
Фенол	$y = -0,25 \ln(x) + 1,9098$	0,0034
Формальдегид	$y = -1,29 \ln(x) + 9,8276$	0,0061
Бенз(а)пирен	$y = 1E+213e^{-0,244x}$	0,0085
Медь	$y = 5E+102e^{-0,119x}$	0,0078

Аналізуючи отримані дані майже за 20 років за середньорічними концентраціями забруднюючих речовин на стаціонарних постах м. Миколаєва, було підібрано регресійні моделі, які найефективніше б відображали зміну концентрацій забруднюючих речовин у м. Миколаєві. Крім того, на підставі кореляційно-регресійного аналізу зроблено прогноз концентрацій забруднюючих речовин у м. Миколаїв на 2024 р. Отримані результати представлені у табл. 1.3. Усі представлені моделі отримані з коефіцієнтом детермінації $>0,94$.

Таким чином отримані дані свідчать про те, що розглянуті забруднюючі речовини впливають на організм людини, тим самим викликаючи різні захворювання у нього.

Підібрано математичні моделі, що відображають зміну концентрацій забруднюючих речовин, а також побудовано прогноз даних концентрацій на 2024 рік.

1.1.2 Оцінка вмісту важких металів у ґрунтах Одеси

Міські ґрунти – досить специфічний об'єкт досліджень, якому ще двадцять років тому ґрунтознавці приділяли мало уваги. Об'єктами досліджень виступали природні ґрунти та процеси, що протікають у них. За відносно короткий термін накопичилася велика кількість інформації про основні властивості міських ґрунтів, їх відмінності від природних аналогів, особливості формування, еволюції та трансформації в умовах міста [10, 19, 24].

Активно вивчаються процеси накопичення, трансформації та динаміки утримання важких металів у міських ґрунтах різних функціональних зон [21-23].

У разі урбанізації ґрунту перебувають під антропогенним впливом, у результаті змінюються їх фізико-хімічні властивості, збільшується концентрація небезпечних хімічних речовин (важких металів, нафтопродуктів, компонентів викидів промислових підприємств) [8, 15]. Змінюється кислотно-лужний баланс,

розвиваються процеси засолення, солонцюватості внаслідок техногенного привнесення солевмісних матеріалів. На цьому фоні підвищується екологічна небезпека збільшення рухливості важких металів та їх проникнення у суміжні середовища. Таким чином, дослідження, спрямовані на отримання інформації про рівні вмісту токсичних речовин у міських ґрунтах, є дуже актуальними.

З метою зниження антропогенного навантаження на ґрунти міста, оперативного аналізу екологічної безпеки, вченими розробляються технічні рішення, спрямовані на зниження забруднюючих речовин у навколишньому середовищі [13].

Створюються просторові бази даних геохімічних показників міських ґрунтів, що є ефективним інструментом моніторингу та оцінки екологічного стану урбоєкосистем [12]. Визначено основні напрямки моніторингу міських ґрунтів з обґрунтуванням доцільності даного спостереження, виділено основні проблеми на шляху до створення єдиної універсальної методології ґрунтових досліджень у місті та запропоновано шляхи вирішення цих питань [7].

При визначенні рівнів вмісту важких металів у ґрунтах міста Одеси було використано порівняльно-географічний, морфолого-генетичний (профільний), системний, статистичний та картографічний методи дослідження. На підготовчому етапі на вибір ключових ділянок проведено комплексний аналіз різних вихідних матеріалів (картографічних, літературних, фондových). Вибрані ключові ділянки відображають різноманітність міських ґрунтів з урахуванням функціонального зонування міста (промислові зони, парки та сквери, селітебні зони одно- та багатоповерхової забудови у різних частинах міста, землі резерву та сільськогосподарського призначення) та положення в системі природно-ландшафтного районування території (табл. 1.4).

Таблица 1.4 – Розташування ключових ділянок (з урахуванням функціонального зонування міста Одеси)

Ключевой участок		Функциональная территория города	№ разреза (Р), прикопки (П)
шифр	адрес		
1	2	3	4
Класс «Естественные почвы». 1. Черноземы южные			
1-ЛД55-Д	ул. Люстдорфская дорога, 55-Д	Земли сельскохозяйственного назначения, транспортной инфраструктуры, запаса	P25
2-МАО	ООО "Международный аэропорт "Одесса"		P43, P45-P49, P59-P64
3-А364	ул. Академика Заболотного, 64		P55
2. Луговые и лугово-болотные почвы			
4-Лок.	ул. Локомотивная, 21	территории, свободные от застройки; спецназначения; производственной застройки	P11
5-ПЗ	бывшие поля фильтрации		P12, P13, P14
6-МД307	ул. Николаевская дорога, 307		П14
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Антропогенные поверхностно-преобразованные почвы». 1. Урбочерноземы южные			
8-ЧМП	ул. М. Грушевского угол ул. Академика Воробьева,	территории, свободные от застройки; спецназначения	P21, P22, P23, P26
9-МАО	ООО "Международный аэропорт "Одесса"		P50, P51
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Антропогенные глубоко-преобразованные почвы». 1. Рекреаземы			
10-ОР	сквер Областного Совета		P3, P4
1	2	3	4
11-ПДС	парк "Дюковский сад"	ландшафтно-рекреационная и озелененная территория	P6
12-М411ББ	Мемориал 411 береговой батареи		P7
13-ПА	парк "Аэропорт"		P8
14-ПП	парк "Победы"		P9
15-ПГ	парк им. Горького		П1
16-ППШ	парк им. Шевченко		П2
2. Хиллземы			
19-ССЧ	склон, санаторий им. Чкалова	территории неупорядоченных многолетних насаждений береговых склонов	P1
21-13стВФ	склон, 13 станция Большого Фонтана		P65
3. Урбаноземы			
22-ДК5	ул. Дача Ковалевского, 5	селитебные зоны одно- и многоэтажной застройки	P30
23-протК2	переулок Курортный, 2		P33
24-КЗД2-А	ул. 2-й Куликовский переулок, 2-А		P38
25-АГ17-А	проспект Академика Глушко, 17-А		P40
26-БС	ул. Балковская угол ул. Средней		П4-П7
27-А335-А	ул. Академика Заболотного, 35-А		П8-П13
29-ФБ67	ул. Французский бульвар, 67		P56
30-Ген.	ул. Генуэзская		P58
33-А11	ул. Армейская, 11		П20-П24
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Техногенные почвы». Техноземы			
35-ТР	ул. Разкидайловская, 69	территории транспортной инфраструктуры; производственной застройки; спецназначения	P5
36-ЧМП	ул. М. Грушевского угол ул. Академика Воробьева,		P24

На ключових ділянках було закладено 40 ґрунтових розрізів та 18 прикопів. Під час польового етапу проведено дослідження морфологічних властивостей ґрунтів та відібрано зразки по генетичних горизонтах. Для характеристики забруднення об'єктів довкілля використано коефіцієнт концентрації (K_c) та сумарний показник забруднення (Z_c) [6]. По коефіцієнту концентрації визначають співвідношення між кількістю хімічного елемента об'єктах, порівнюваних між собою.

Величина коефіцієнта концентрації свідчить про активність процесів вилуговування ($K_c < 1$) та накопичення ($K_c > 1$) катіонів та аніонів хімічних елементів у генетичних горизонтах ґрунту. Оцінка екологічного стану ґрунту проводилася за градацією: $K_c \geq 5$ – незадовільний стан, $K_c 3,0-5,0$ – задовільний, $K_c 1,0-2,9$ – нормальний, $K_c \leq 1,0$ – оптимальний [16].

Класифікація природних ґрунтів проведена за загальноприйнятою класифікацією [5], міських ґрунтів – за [18]. Індексація горизонтів природних ґрунтів проводилася за [4], міських ґрунтів – за [17].

Угрупування ґрунтів за змістом рухомих форм важких металів проведено згідно з методичними рекомендаціями [20].

Усі отримані цифрові аналітичні дані статистично обробляли з використанням комп'ютерного програмного пакета Microsoft Office Excel 2003 за загальноприйнятими методиками [1, 2] з обчисленням середньої арифметичної та її похибки ($M \pm m$), рівня достовірності (P) за таблицею Ст'юдента ($P \geq 0, 95$; $P \geq 0,99$; $P \geq 0,999$) для коефіцієнта кореляції r .

Представлені у роботі картографічні матеріали створені автором за допомогою ГІСтехнологій у настільному програмному пакеті QGIS 2.18.

Згідно з фізико-географічним районуванням України, територія міста Одеси знаходиться в межах південно-західної частини Східно-Європейської рівнини, у Чорноморсько-Лиманському районі Дністровсько-Бузької низовинної області середньостепової підзони степової зони [9, 11]. Місто Одеса займає

вигідне економіко-географічне становище, є найбільшим морським портом країни, має розвинену промисловість, курортно-рекреаційний комплекс, транспортну, фінансову та соціальну інфраструктуру.

Одеса розташована на північно-західному узбережжі Чорного моря, межує з Овідіопольським, Біляївським та Лиманським районами Одеської області. Протяжність міста з півночі (від житлового масиву ім. Котовського) на південь (до селища Чорноморка) 40 км. уздовж узбережжя Одеської затоки. Зі сходу та південного сходу місто межує з Чорним морем, з південного заходу – Сухим лиманом, з північного сходу – Хаджибеївським та Куяльницьким лиманами, які відокремлені від моря пересипами.

Зональними ґрунтами в межах водороздільного прибережного плато є чорноземи південні переважно малогумусні важкосуглинисті з різним ступенем еродованості. У глибоких річкових долинах і балках, передусьєві ділянки яких переглиблені, підтоплені морем і зайняті довгими затоками (лиманами), розвинені лучні, чорноземно-лугові та лучно-болотні ґрунти. На території міста виділено такі групи типів ґрунтів: природні ґрунти, антропогенні поверхнево- та глибокоперетворені та техногенні ґрунти (рис. 1.4).

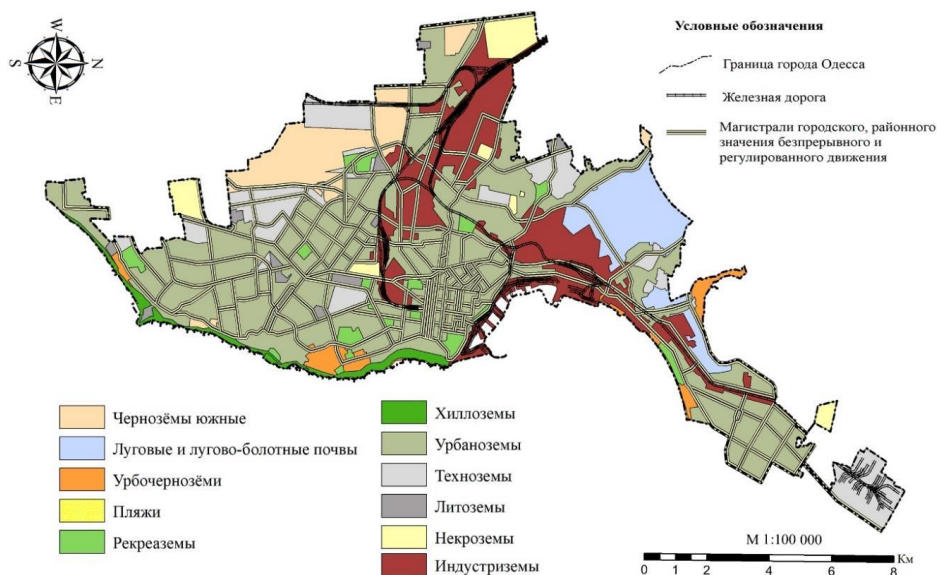


Рисунок 1.4 - Карта-схема розповсюдження природних та антропогенно перетворених ґрунтів міста Одеси

Ґрунти міста характеризуються середнім (у лугових та лучно-болотних ґрунтах міститься $2,83 \pm 1,01$ % гумусу, в урбаноземах – $2,86 \pm 0,28$ %, хіллоземах – $2,79 \pm 0,67$ %) та підвищеним (у чорноземах південних – $3,36 \pm 0,15$ %, в урбочорноземах – $3,72 \pm 0,94$ %, у рекреаземах – $3,28 \pm 0,30$ %, у техноземах – $2,96 \pm 1,34$ %) рівнем вмісту гумусу у верхніх генетичних горизонтах.

Просторовий розподіл органічної речовини представлений методом інтерполяції за допомогою алгоритму зворотних (зважених) відстаней (IDW), відтвореним у програмі QGIS.

Відображення інтерполованих поверхонь виконано за допомогою методу кількісного фону (інтенсивність забарвлення пропорційна вмісту гумусу в ґрунтах досліджуваної території), за допомогою якого оцінюється просторовий розподіл показників (зміст органічної речовини у верхніх генетичних горизонтах), вищий за середній (рис. 1.5).

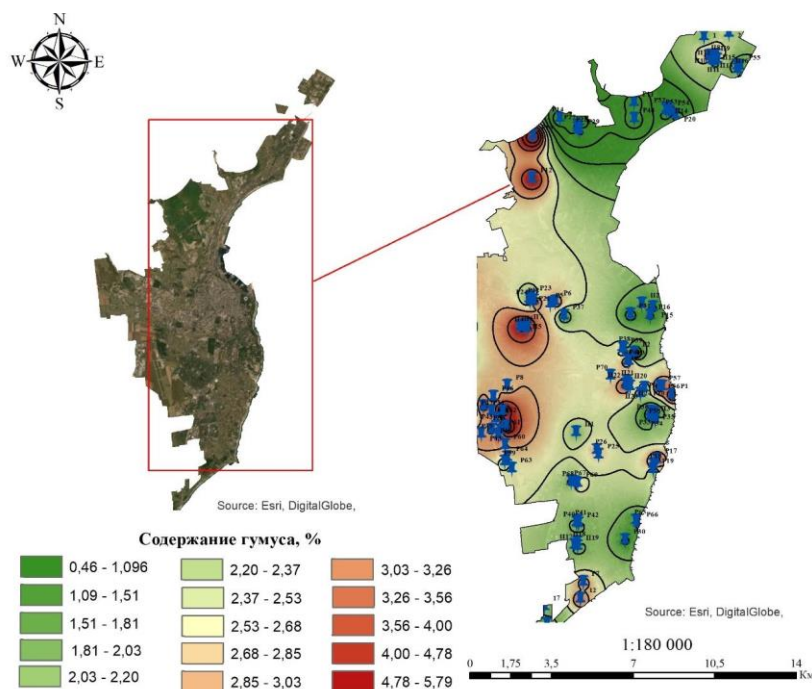


Рисунок 1.5 - Просторовий розподіл органічної речовини у гумусових горизонтах ґрунтів міста Одеса, %

Реакція ґрунтового середовища близька до нейтрального (у лугових та лучно-болотних ґрунтах рНводн. становить 6,7-7,1; у рекреаземах – 6,8-7,1) та середньолужна (у чорноземах південних – 7,6-8,6), в урбочерноземах - 7,0-8,0; в хіллоземах - 7,80-8,1; в техноземах - 7,8-8,6; в урбаноземах - 7,7-8,7).

Лугові та лучно-болотні ґрунти міста за вмістом фізичної глини ($15,78 \pm 5,82$ %) супіщані, техноземи – легкосуглинисті (28,98 %), урбаноземи, рекреаземи та хілоземи – середньосуглинисті ($33,17 \pm 1,76$ %) $32,82 \pm 2,86$ % та $39,48 \pm 1,62$ % відповідно), чорноземи південні та урбочорноземи – важкосуглинисті ($48,21 \pm 2,84$ % та $46,89 \pm 4,16$ % відповідно).

Показники утримання важких металів у гумусових горизонтах ґрунтів міста Одеси мають високу варіативність (табл. 1.5).

Так, максимальний показник вмісту свинцю становить 388,0 мг/кг ґрунту (в 11 разів перевищує ГДК, ключова ділянка 26-БС, прикопування П7), мінімальний вміст 0,10 мг/кг ґрунту (ключова ділянка 1-ЛД55-Д, розріз Р25). Максимальний показник вмісту кадмію становить 25,45 мг/кг ґрунту (перевищення ГДК у 3 рази, ключова ділянка 5-ПО, розріз Р14), мінімальний показник – 0,02 мг/кг ґрунту (ключова ділянка 2-МАО, розріз Р48).

Максимальний показник вмісту цинку становить 1129,0 мг/кг ґрунту (перевищення ГДК у 40 разів, ключова ділянка 5-ПО, розріз Р12), мінімальний показник – 0,19 мг/кг ґрунту (ключова ділянка 2-МАО, розріз Р63).

Максимальний показник вмісту міді становить 80,70 мг/кг ґрунту (перевищення ГДК у 4 рази, ключова ділянка 26-БС, прикопування П6), мінімальний показник – 0,08 мг/кг ґрунту у групуванням чорноземів південних у межах міста за змістом рухомих форм важких металів визначено, що фонові значення вмісту свинцю мають 14 % відібраних зразків, 22 % – слабкий рівень вмісту, по 7 % зразків – від помірного до високого рівня вмісту, 36 % зразків мають дуже високий рівень.

Таблиця 1.5 - Вміст важких металів у гумусових горизонтах ґрунтів міста
Одеси

Шифр ключевого участка	№ разреза (Р) или прикопки (П)	Содержание в почвах, мг/кг почвы			
		тяжелых металлов		микроэлементов	
		Pb	Cd	Zn	Cu
1	2	3	4	5	6
Класс «Естественные почвы». Черноземы южные					
1-ЛД55-Д	P25	0,1	0,07	0,87	0,43
2-МАО	P43	1,18	0,17	0,96	0,23
	P45	3,20	0,064	0,92	0,23
	P46	2,92	0,088	0,69	0,10
	P47	2,02	0,12	1,48	0,09
	P48	1,48	0,002	1,07	0,12
	P49	1,17	0,1	0,83	0,08
	P59	10,23	0,77	0,48	0,91
	P60	10,84	2,04	0,57	1,14
	P61	8,50	0,86	0,64	0,98
	P62	6,57	1,45	0,69	1,06
3-А364	P63	6,66	2,31	0,19	1,04
	P64	5,28	3,95	0,22	0,72
	P55	0,40	0,11	0,46	0,23
Луговые и лугово-болотные почвы					
4-Лок.	P11	6,4	9,9	116,0	7,2
6-МД307	P14	10,35	0,53	12,64	7,3
5-ПЗ	P12	23,36	10,27	1129,8	43,54
	P13	15,36	21,79	699,3	28,5
	P14	9,8	25,45	115,9	5,64
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Антропогенные поверхностно-преобразованные почвы». Урбочерноземы южные					
8-ЧМП	P21	6,35	0,36	84,04	0,66
	P22	6,01	0,47	86,31	0,73
9-МАО	P23	5,60	0,56	12,29	0,78
	P26	9,36	2,57	606,55	6,57
	P50	3,72	0,29	4,43	0,20
	P51	5,42	0,203	5,54	0,20
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Антропогенные глубоко-преобразованные почвы». Урбаноземы					
22-ДК5	P30	5,10	1,08	6,17	2,72
23-пропК2	P33	1,57	0,12	0,69	0,82
24-КЗ/Д2-А	P38	1,47	0,074	0,74	0,5
25-АГ17-А	P40	1,32	0,062	0,58	0,41
26-БС	P4	35,8	0,24	86,0	34,3
	P15	99,2	0,18	198,0	58,8
	P16	43,3	0,29	148,0	80,7
27-А335-А	P17	388,0	0,39	222,0	49,3
	P18	32,1	0,13	31,6	7,0
	P19	30,3	0,19	40,6	8,0
	P110	23,3	0,12	35,6	8,3
	P111	48,2	0,12	33,6	7,1
	P112	24,9	0,12	26,8	6,2
29-ФБ67	P113	32,7	0,11	54,6	8,5
	P56	5,10	1,08	6,17	2,72
30-Ген.	P58	0,42	0,04	0,70	0,20
33-А11	P20	215,0	0,23	190,0	34,0
	P21	38,0	0,11	98,0	15,0
	P22	80,0	0,10	140,0	32,0
	P23	15,2	0,09	40,0	8,2
	P24	18,5	0,08	7,4	4,8
Рекреаземы					
10-ОР	P3	6,89	0,15	13,22	0,92
	P4	6,14	0,55	15,02	1,07
11-ПДС	P6	37,79	0,54	18,38	0,93
12-М411ББ	P7	2,66	0,22	0,89	1,36
13-ПА	P8	4,53	0,21	35,58	0,49
14-ПП	P9	9,74	0,55	87,54	1,33
15-ПГ	P1	48,32	0,79	25,10	1,37
16-ППШ	P2	38,90	0,94	38,30	1,58
Хиллоземы					
19-ССЧ	P1	4,54	0,36	241,60	0,18
21-13стВФ	P65	7,58	0,7	1,17	2,03
Класс «Антропогенные почвы». Группа типов «Техногенные почвы». Техноземы					
35-ТР	P5	50,27	0,86	37,90	1,32
36-ЧМП	P24	9,36	2,57	606,55	6,57

За вмістом кадмію в чорноземах південних у межах міста 43% зразків мають фонові значення, 14% – середній рівень утримання, 7% – підвищений, 22% – дуже високий рівень утримання.

За вмістом цинку зразки не перевищують фонового вмісту 100% зразків. Міді у 79% зразках у межах фонових значень, 21% зразків мають слабкий рівень забруднення.

Важливо відзначити, що коефіцієнт варіації за вмістом усіх важких металів у чорноземах південних понад 47 %, це свідчить про неоднорідність розподілу елементів територією міста (табл. 1.6).

У всіх відібраних зразках лугових та лучно-болотних ґрунтів визначено дуже високий рівень утримання та перевищення ГДК Pb, у 75 % – Cd, Zn, Cu. В урбочорноземах південних у 50 % відібраних зразків встановлено перевищення ГДК за змістом Pb та Zn.

Таблиця 1.6 - Дані статистичної обробки вмісту рухомих форм елементів-забруднювачів у чорноземах південних міста Одеса

Статистические параметры	Содержание в почвах, мг/кг почвы			
	Cd	Pb	Cu	Zn
Количество измерений, n	14	14	14	14
Max	3,95	10,84	1,14	1,48
Min	0,02	0,10	0,08	0,19
Среднее арифметическое, M	0,87	4,33	0,53	0,72
Погрешность среднего арифметического, $\pm m$	0,32	0,98	0,11	0,09
Среднее квадратическое отклонение, δ	1,18	3,68	0,42	0,34
Погрешность среднего квадратического отклонения, S_{DM}	0,22	0,70	0,08	0,06
Коэффициент вариации, V, %	136,36	85,05	80,44	47,52
Погрешность коэффициенты вариации, SV	25,77	16,07	15,20	8,98

У рекреаземах виявлено перевищення ГДК за вмістом цинку втричі (ключова ділянка 14-ПП, розріз P9), за вмістом свинцю 74% відібраних зразків мають дуже високий рівень вмісту, перевищення ГДК (див. табл. 2). В

урбаноземах фонові значення вмісту свинцю мають 5 % відібраних зразків, по 10 % – слабкий та високий рівень вмісту, 5 % зразків – помірний рівень вмісту, 70 % зразків мають дуже високий рівень.

За вмістом кадмію в урбаноземах 29 % зразків мають фонові значення, 43 % – середній рівень вмісту, 19 % – помірний, 9 % – підвищений рівень вмісту.

За вмістом цинку 19 % зразків мають фонові значення, 14 % – слабкий рівень вмісту, 5 % – високий, 38 % – дуже високий рівень вмісту.

Зміст міді в 19 % зразках перебуває у межах фонових значень, 10 % – помірного рівня, 5 % – підвищеного рівня, 66 % зразків мають дуже високий рівень забруднення.

Коефіцієнт варіації за змістом Pb, Cd, Zn, Cu в урбаноземах понад 100%, це свідчить про дуже високий антропогенний вплив на ґрунти та неоднорідність розподілу елементів-забруднювачів по території міста (табл. 1.7).

Таблиця 1.7 Дані статистичної обробки вмісту рухомих форм елементів-забруднювачів в урбаноземах міста Одеса

Статистические параметры	Содержание в почвах, мг/кг почвы			
	Cd	Pb	Cu	Zn
Количество измерений, n	21	21	21	21
Max	1,08	388,00	80,70	222,00
Min	0,04	0,42	0,20	0,58
Среднее арифметическое, M	0,24	54,26	17,60	65,11
Погрешность среднего арифметического, $\pm m$	0,06	19,70	4,86	15,78
Среднее квадратическое отклонение, δ	0,29	90,25	22,28	72,30
Погрешность среднего квадратического отклонения, S_{DM}	0,05	13,93	3,44	11,16
Коэффициент вариации, V, %	123,99	166,33	126,60	111,05
Погрешность коэффициенты вариации, SV	19,13	25,67	19,53	17,14

Відповідно до величини коефіцієнта концентрації, чорноземи південні (за показниками вмісту свинцю, міді, цинку), рекреаземи та хілоземи (за показниками вмісту кадмію, міді) урбочорноземи (за показаннями міді) мають оптимальний стан. У решті досліджуваних ґрунтах міста, крім зазначених,

зазначено накопичення елементів-забруднювачів, що може призвести до виникнення незадовільної екологічної ситуації у місті. Просторовий розподіл важких металів представлений методом інтерполяції за допомогою алгоритму зворотних (зважених) відстаней (IDW).

Відображення інтерполованих поверхонь виконано за допомогою кількісного методу фону (рис. 1.6).

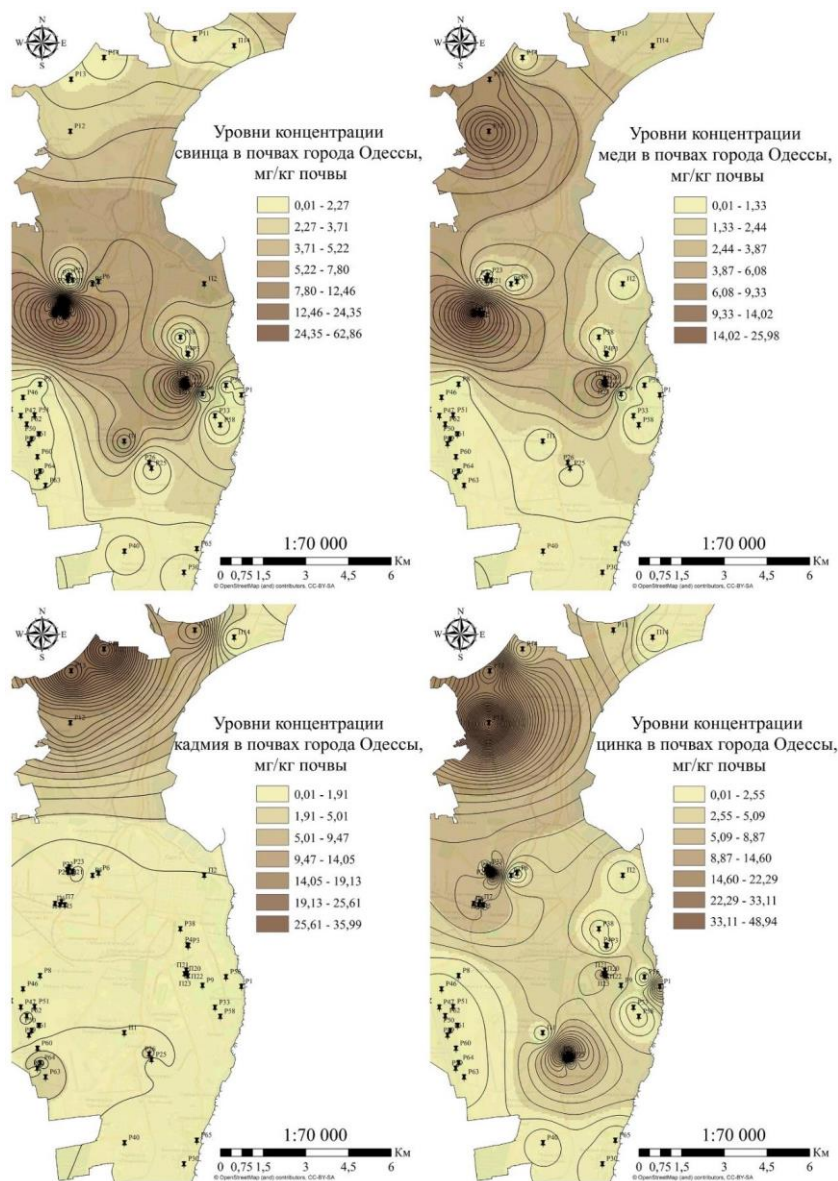


Рисунок 1.6 - Просторовий розподіл елементів-забруднювачів у ґрунтах міста Одеси за показниками коефіцієнта концентрації елемента

Розрахунок комплексного показника сумарного забруднення Z_c проводився з урахуванням середнього геометричного коефіцієнтів концентрації важких металів всім елементів.

За розробленою градацією [14] визначено, що сумарні показники забруднення Z_cCd (у хіллоземах), Z_cCu (в урбочорноземах, рекреаземах, хіллоземах), Z_cZn (у чорноземах південних) перебувають у межах допустимого (слабкого) рівня небезпеки (с).

Сумарний показник забруднення Z_cZn за рівнем небезпеки представлений поруч: помірно небезпечний (2,97 урбаноземи) – небезпечний (6,95 урбочорноземи південні) – дуже небезпечний (10,56 хіллоземи, 22,54 лугові і луговоболі).

Сумарний показник забруднення Z_cCu за рівнем небезпеки представлений поруч: помірно небезпечний (2,63 техноземи) – небезпечний (6,16 урбаноземи, 7,68 лугові та лучно-болотні ґрунти) – дуже небезпечний (10,55 чорноземи південні) рівень.

Сумарний показник забруднення Z_cPb за рівнем небезпеки представлений поруч: помірно небезпечний (2,02 хіллоземи, 2,72 лугові та лучно-болотні ґрунти, 2,91 чорноземи південні,) – небезпечний (9,50 урбаноземи, 9,94). Сумарний показник забруднення Z_cCd за рівнем небезпеки представлений поруч: помірно небезпечний (3,90 техноземи, 4,29 чорноземи південні) – дуже небезпечний (12,92 урбаноземи, 84,06 лугові та лучно-болотні ґрунти) рівень.

Одночасно з визначенням вмісту забруднюючих речовин встановили рівень буферної здатності ґрунтів до забруднення [3], основними показниками якої є: кислотно-лужний баланс, гранулометричний склад, вміст гумусу. Антропогенний вплив на ґрунти змінює їх властивості.

Накопичення пилу на поверхні призводить до полегшення гранулометричного складу, іноді спостерігається інверсійний характер розподілу гумусу у профілі ґрунтів.

Варіативність показників вмісту поживних речовин пов'язана з різним ступенем антропогенного впливу на різні типи ґрунтів міста. Тенденція до олушення ґрунтового розчину також пов'язана з діяльністю людини. Буферність ґрунтів стосовно елементів-забруднювачам, розрахована за цими показниками, виявилася межах низької і середньої. Це означає, що ґрунти не в достатньому обсязі можуть виконувати свої екологічні функції.

Ранжування показника буферності проводилося за такими градаціями: <10 балів – дуже низька; 11-20 балів – низька; 21-30 балів – середня; 31-40 балів – підвищена; 41-50 балів – висока; > 50 балів – дуже висока [14].

Буферна здатність до забруднення чорноземів південних варіює від низької (16,3 бала) до середньої (22,9 бала). Луговим і лучно-болотним ґрунтам, техноземам властивий дуже низький (по 8,5 балів) та низький (17,0 та 19,3 балів відповідно) бал буферності ґрунтів, урбочорноземам – низький (18,2 балів) та середній (23,5 балів) показник балу буферності.

Урбаноземи та літоземи характеризуються середнім рівнем буферної здатності (показник буферності 23,5 балів). Хіллоземам та екраноземам властивий низький рівень буферної здатності ґрунтів до забруднення рухомими формами елементів-забруднювачів (рис. 1.7).

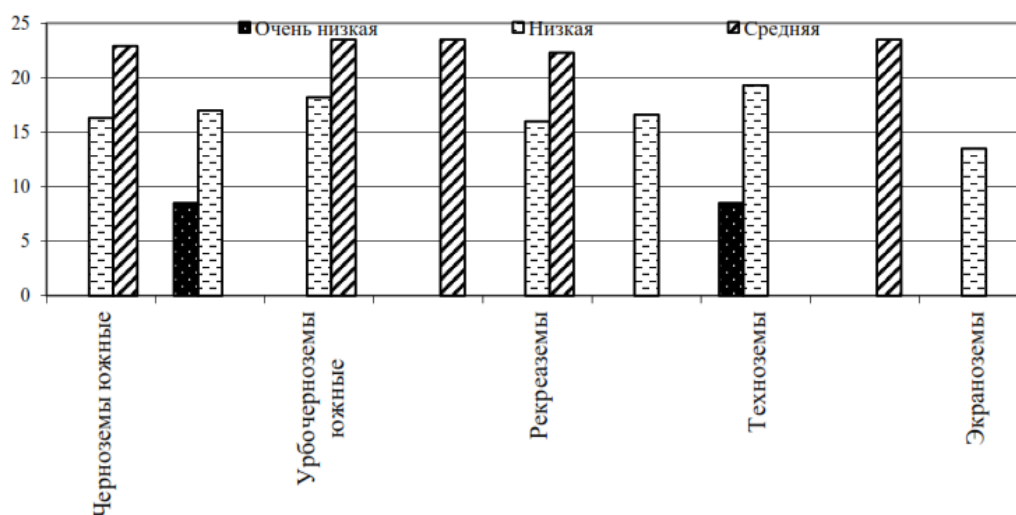


Рисунок 1.7 - Буферна здатність ґрунтів міста Одеси до забруднювачів, бали

Показники вмісту важких металів у гумусових горизонтах ґрунтів міста Одеси мають високу варіативність, особливо в урбаноземах, і безпосередньо залежать від антропогенного впливу, узгоджуються із функціональним зонуванням міста. Погіршення екологічної ситуації міста Одеси пов'язане із нерівномірним розміщенням промислових об'єктів у місті, великим навантаженням автотранспортними засобами.

Найбільш забрудненими є антропогенні глибоко-перетворені ґрунти (урбаноземи, рекреаземи, техноземи тощо), які розміщені в селитебних, рекреаційних та промислових зонах, а також лучні та лучно-болотні ґрунти колишніх полів фільтрації. У чорноземах південних земель запасу, сільськогосподарських угідь та території міжнародного аеропорту не виявлено перевищення ГДК важкими металами та мікроелементами. За показниками буферності ґрунтів до важких металів ґрунти міста низько та слабостійкі до забруднення.

1.2 Висновки за розділом

Серед небезпечних для здоров'я речовин важкі метали та їх сполуки вже зараз посідають друге місце за ступенем небезпеки, поступаючись пестицидам та ґрунтово переганяючи такі вільно відомі забруднювачі, як двоокис вуглецю та сірки. У майбутньому вони можуть стати небезпечнішими, ніж відходи атомних електростанцій та тверді відходи. Ґрунт є одним з найбільш схильних до антропогенного впливу компонентів навколишнього середовища. Потрапивши в ґрунт або ґрунтові води, дані речовини здатні не тільки забруднювати безпосередньо, а й накопичуватися у ґрунті та воді. Під впливом вітрів у містах з ґрунту може утворюватися дрібнодисперсний пил, вдихання якого з атмосферним повітрям призводить до розвитку різних захворювань у населення.

На підставі інформації з відкритих джерел, у роботі було проведено аналіз техногенного забруднення південних областей країни, а саме обласних центрів – Одеси та Миколаєва.

Аналізуючи отримані дані майже за 20 років за середньорічними концентраціями забруднюючих речовин на стаціонарних постах м. Миколаєва, було підібрано регресійні моделі, які найефективніше б відображали зміну концентрацій забруднюючих речовин. Також на підставі кореляційно-регресійного аналізу зроблено прогноз концентрацій забруднюючих речовин у м. Миколаїв на 2024 рік.

Показники вмісту важких металів у гумусових горизонтах ґрунтів міста Одеси мають високу варіативність, особливо в урбаноземах, і безпосередньо залежать від антропогенного впливу, узгоджуються із функціональним зонуванням міста. Погіршення екологічної ситуації міста Одеси пов'язане із нерівномірним розміщенням промислових об'єктів у місті, великим навантаженням автотранспортними засобами. Найбільш забрудненими є антропогенні глибоко-перетворені ґрунти (урбаноземи, рекреаземи, техноземи тощо), які розміщені в селитебних, рекреаційних та промислових зонах, а також лучні та лучно-болотні ґрунти колишніх полів фільтрації. За показниками буферності ґрунтів до важких металів ґрунти міста низько та слабостійкі до забруднення.

Таким чином, систематизація та обробка інформації щодо техногенного забруднення південних територій України на прикладі Одеси та Миколаєва показали, що одну з найбільших небезпек для ґрунтів, життя та здоров'я людей, а також екосистем загалом становлять саме важкі метали.

2 АНАЛІЗ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТІВ

2.1 Оцінка небезпеки важких металів для ґрунтів та рослин

Загалом частка забруднення важких металів (ВМ) антропогенного походження становить 70-95 %. Зони поширення техногенних викидів навколо промислових комплексів охоплюють 18 млн га, зокрема площа ґрунтового покриву близько 3,6 млн га (або 22 % площі, оброблюваної 2000 року). Виявлено забруднення ґрунту пестицидами у 4,2 % випадків, забруднення водних джерел господарсько-побутового призначення – у 0,8 та водних стоків із сільськогосподарських угідь – у 0,2 % випадків. Забруднення врожаю залишками пестицидів відзначається на 0,5% посівів, що обробляються.

Ртуть, свинець, кадмій поширені майже повсюдно. У будь-яких дозах вони чужі для організму тварин і людини і при перевищенні ГДК призводять до різноманітних метаболічних відхилень. Свинець та кадмій погано виводяться з організму теплокровних. Вони здатні акумулюватися в тканинах у тварин та людини, викликаючи порушення серцево-судинної діяльності, канцерогенез та ін. У людини споживання 10 мг кадмію супроводжується ознаками отруєння. Токсичне вміст свинцю в рослинах знаходиться в межах 30-300 мг/кг. Токсичне вміст свинцю в травах, що призводить до зниження врожайності на 50%, становить понад 60 мг/кг.

За ступенем небезпеки важкі метали прийнято поділяти на три класи: 1-й – високонебезпечні (Pb, Zn, Cd, As, Se, F, Hg), 2-й – помірно небезпечні (B, C, Ni, Mo, Cu, Cr), 3-й - малонебезпечні (B, V, W, Mn, Sr). Найбільш ймовірними забруднювачами довкілля вважаються Pb, Zn, Cd, Cu, оскільки вони широко використовуються у промисловості та транспорті. Вважається, що 60% забруднення природного середовища свинцем відбувається при спалюванні бензину та 22% - при виробництві кольорових металів; 11% загального викиду

свинцю посідає виробництво заліза, сталі та феросплавів. Вміст кадмію у ґрунті нижче 1 мг/кг, але може досягати 700 мг/кг. Кількість кадмію, який присутній у ґрунті як геохімічний супутник цинку, у 900 разів нижчий, ніж у останнього. Значна частина кадмію потрапляє у ґрунт та водні об'єкти з атмосфери з опадами.

Серед джерел можливого техногенного забруднення ґрунтів та рослин ВМ розглядаються мінеральні та вапняні добрива, з яких найбільша кількість ВМ характерна для фосфорних добрив.

Вміст свинцю в різних фосфорних добривах коливається в межах 5,8-26,4 мг/кг, кадмію - 0,4-2,7 мг/кг, міді - 6,0-40 мг/кг, не перевищуючи фонових значень цього показника у ґрунтах. Зміст перелічених елементів в азотних і калійних добривах також вище фонового, тому небезпека забруднення ґрунтів важкими металами з добрив вкрай мала. У зв'язку з оцінкою добрив як потенційних джерел забруднення ВМ слід зазначити, що вміст останніх у ґрунті (особливо валової форми миш'яку, рухомих сполук свинцю, цинку, нікелю, хрому, марганцю, заліза) збільшується за середньої забезпеченості родючості. При підвищеному рівні родючості ці відмінності скорочуються по миш'яку, ртуті, спостерігається зниження кількості нікелю, хрому, стронцію, заліза та стабілізація – кадмію, цинку, міді, кобальту, марганцю. Отже, науково обґрунтоване застосування добрив не призводить до помітної зміни кількісного та якісного складу хімічних елементів у ґрунті, який, очевидно, успадковується від материнських порід та змінюється під дією факторів ґрунтоутворення. За нашими даними, при комплексному внесенні кальційвмісних сполук на тлі органомінеральної системи добрива відзначається слабка тенденція до накопичення цинку, нікелю, свинцю та кадмію. Кальційвмісні меліоранти досить сильно модифікують родючість ґрунту, дещо підвищуючи запаси мікроелементів і знижуючи рухливість таких металів, як миш'як, кадмій, мідь, цинк. Внесення до запасу високих доз мінеральних туків з екологічної точки зору недоцільно внаслідок зниження мобільності мікроелементів та незначного підвищення вмісту важких металів у

грунті під впливом добрив.

Аналіз вмісту важких металів у добривах необхідний для оцінки їх фактичного надходження у ґрунт із засобами хімізації.

Дані про вміст ВМ у добривах і ґрунтах (табл. 2.1) свідчать, що на чорноземі звичайному використувані туки не змінюють помітним чином природних значень цього показника і не становлять небезпеки з точки зору забруднення ґрунтів. При високій буферності та нейтральній реакції такого ґрунту проявився механізм регулювання доступності сполук важких металів, відзначений іншими дослідниками. Сільськогосподарська продукція, одержана в умовах застосування представлених агрохімічних засобів, є екологічно безпечною.

Таблиця 2.1 - Вміст (мг/кг) важких металів у добривах та меліорантах

Удобрение, мелиорант	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
Аммиачная селитра (цит. по 9)	14,4	8,8	8,3	< 0,1	< 0,10
Двойной суперфосфат (цит. по 9)	9,6	7,2	Не обнаружен	9,1	0,80
Калийная соль (цит. по 9)	7,3	12,7	21,3	13,3	Не обнаружен
Азофоска (цит. по 9)	137,8	117,0	37,3	10,0	3,00
Навоз (зольность 19,5 %) (цит. по 10)	121,7	19,8	6,5	3,3	0,20
Фосфогипс (Сд)	11,1	7,7	Не обнаружен	5,8	0,45
Карбонат кальция (Сд)	24,2	17,5	12,4	9,1	1,45
Дефекат (Сд)	9,4	7,2	3,1	8,4	0,30
Цеолит (цит. по 11)	4,5	3,6	—	0,1	0,19

Примечание. Сд — собственные данные; прочерк означает отсутствие данных.

Потрапляючи у ґрунт у результаті антропогенного забруднення, великі кількості ВМ впливають на її біологічні, хімічні та фізичні властивості, надають прямий вплив на рослини. Вступаючи в них із ґрунту та порушуючи обмін речовин, ВМ знижують продуктивність рослин та якість рослинницької продукції. Однак такі властивості чорнозему звичайного, як високий вміст гумусу, нейтральне середовище, сприяють переведенню ВМ у нерухомі та нетоксичні для рослин форми, і навіть при значному забрудненні чорнозему їхня фітотоксичність часто не виявляється.

Формування хімічного складу чорноземних ґрунтів протікає при непромивному водному режимі і натомість ослабленого вилуговування мікроелементів за умов посилення формування гумусу з допомогою трав'янистої

рослинності. В результаті ґрунтоутворення в гумусовому горизонті всіх підтипів чорнозему марганець, мідь, титан, цирконій, барій, бор, йод, молібден, рухливі сполуки марганцю, цинку, міді, кобальту, бору, йоду, молібдену накопичуються в різному ступені. Тут же накопичується сірка, фосфор, але виноситься стронцій, беручи в облогу карбонатних горизонтів.

Для опідзолених чорноземів характерне поєднання процесу інтенсивного накопичення гумусу та слабкої елювіально-ілювіальної диференціації ґрунтового профілю. Це призводить до виносу з гумусового горизонту хрому, ванадію, нікелю, стронцію та їх накопичення в ілювіальному горизонті, що пов'язано зі збідненням верхньої частини профілю цього підтипу чорнозему монтморилонітом та оксидами заліза та алюмінію.

Вилужені та опідзолені чорноземи сформувалися на однорідних породах та в однакових умовах зволоження, вони характеризуються схожістю режиму мікроелементів. У профілі також вловлюються риси елювіально-ілювіальної диференціації у вмісті хрому, ванадію, стронцію, пов'язаної з невеликим накопиченням мулу та полуторних оксидів заліза та алюмінію в ілювіальному горизонті за рахунок лесиважа та оглинування.

У чорноземах типових формування хімічного складу ґрунту протікає в оптимальних умовах утворення та накопичення гумусу при слабкому руйнуванні його мінеральної частини, що обумовлює слабку вираженість внутрішньопрофільного перерозподілу елементів. Як правило, у горизонті цих ґрунтів активно акумулюється йод, марганець, молібден, мідь, з макроелементів – сірка, фосфор, меншою мірою інші хімічні елементи (за винятком стронцію). Для чорнозему звичайного, сформованого в умовах більш сухого клімату за відсутності наскрізного промочування (чаще в лужному середовищі), характерно більш інтенсивне накопичення в гумусовому горизонті нікелю, цинку, кобальту, титану, берилію, молібдену, стронцію.

У лугово-чорноземних ґрунтах поряд із процесами біогенної акумуляції

залучаються ще й ванадій, нікель, цинк, кобальт, берилій. Більшість важких металів пов'язані з фульвокислотами, менша - з гуминовими кислотами, і накопичення цих елементів у гумусовому горизонті, швидше за все, зумовлено активної діяльністю мікроорганізмів. Неміцно пов'язані з гумусом, легкорухливі магній та стронцій переміщуються та накопичуються у карбонатному горизонті, який служить геохімічним бар'єром не тільки для цих елементів, але й для активних водних мігрантів – кальцію, йоду, бору, кобальту, нікелю.

За ступенем акумуляції в орному шарі чорнозему звичайного рухливі форми хімічних елементів формують наступний ряд: марганець > стронцій > залізо > бор > свинець > нікель > хром > цинк > кадмій > мідь > кобальт > молібден. До елементів - лідерів біогенної акумуляції відносяться марганець (73,5-83,0 мг/кг) та стронцій (51,0 мг/кг). Низький вміст в агрогенному шарі ґрунту цинку (0,7 мг/кг), міді (0,15 мг/кг), кобальту (0,10-0,20 мг/кг), молібдену (0,09-0,10 мг / кг) дозволяє віднести їх до факторів, що лімітують урожайність культур.

2.2 Забруднення важкими металами придорожньої смуги

Один із найпоширеніших способів забруднення навколишнього середовища важкими металами – це забруднення автомобільними вихлопами двигунів внутрішнього згорання.

Забруднення навколишнього середовища за багаторічний період експлуатації автодоріг газами, що сходять, продуктами стирання шин, гальмівних колодок та покриття автодоріг призводить до зміни фізикохімічних властивостей та структури ґрунтів придорожньої смуги. Особливо небезпечне накопичення у ґрунтах та рослинах важких металів. Причому на самі рослини накопичення важких металів впливає меншою мірою, хоча вони піддаються прямому впливу, а на організми тварин і людини впливає побічно - через їжу при

споживанні забруднених рослинних продуктів.

Ґрунт – геохімічний екран будь-якого ландшафту, у тому числі й техногенного. Через неї проходять усі потоки речовини (водні, повітряні), під впливом яких вона геохімічно змінюється, впливаючи на суміжні середовища. Порівняно з атмосферою, підземними та ґрунтовими водами ґрунт – малорухливе середовище, тому міграція у ньому забруднюючих речовин відбувається відносно повільно, що й обумовлює накопичення продуктів забруднення у ґрунті. Ґрунти малою мірою мають здатність до самоочищення.

Забруднення ґрунтів важкими металами відбувається головним чином двома шляхами: через атмосферу і з опалим листям (за рахунок накопичення листям металів). Частина металів закріплюється у ґрунтах, частина переходить до складу ґрунтових розчинів та ґрунтові води.

Міграція забруднюючих речовин у ґрунтах залежить від механічного складу ґрунтоутворюючих порід, фізико-хімічних властивостей ґрунтових розчинів та геохімічних особливостей самих мігрантів.

Збагачені металами осади, що фільтруються, — джерело забруднення ґрунтових вод і рослинності.

Забруднення глибоких горизонтів ґрунтів визначається не тільки проникненням з поверхні техногенних розчинів, а й хімічним руйнуванням похованих у ґрунтах техногенних включень. У умовах можливі накопичення великих концентрацій металів.

З'єднання свинцю добре фіксуються верхніми шарами ґрунту, що містять велику кількість органічних речовин. Взаємодіючи з гумусовим шаром ґрунтів, вони утворюють важкорозчинні сполуки.

Це призводить до постійного накопичення свинцю у верхніх шарах ґрунту. При кислій реакції середовища виникає небезпека надходження токсичних металів у вигляді важкорозчинних форм у ґрунтові води.

За даними профільних аналізів з приблизно нормальною будовою,

відзначається закономірне зменшення вмісту хімічних елементів із глибиною. Глибина проникнення важких металів у забруднених ґрунтах зазвичай не перевищує 20 см, при сильному забрудненні – 160 см. Максимальний вміст важких металів припадає на гумусово-акумулятивний шар горизонт міських ґрунтів (від 0 до 10 см, у промислових зонах – до 20 см), 58% свинцевих забруднень затримується на глибині до 6 див.

Відбувається накопичення свинцю, цинку, ванадію, хрому, кобальту, нікелю, міді. В ілювіальному горизонті накопичуються хром, свинець, цинк, срібло, олово, мідь.

У ґрунтах з непорушеним профілем накопичуються метали залежно від місця розташування пункту відбору проби щодо промислових джерел забруднення.

У ґрунтах з порушеним профілем можуть спостерігатися різноманітні варіанти розподілу металів. На ділянках, де вироблялися засипки, поховані всередині ґрунтів старі гумусові горизонти містять більше забруднень, ніж горизонти на рівні денної поверхні [3].

Свинець - найбільш токсичний з важких металів, що містяться в газах автомобілів. Він негативно впливає на центральну нервову систему, кровотворну та репродуктивну системи організму. В результаті інтоксикації свинець зменшує кількість еритроцитів у крові, підвищується стомлюваність та дратівливість, виникають головні болі, збільшується кров'яний тиск, відбувається порушення обміну речовин. Частинки свинцю розміром менше 1 мкм легко проникають у легені, більші затримуються в носоглотці та гортані.

Загалом у легенях осідає близько 50% свинцевих частинок, що вдихаються людиною.

Джерелами забруднення свинцем та його сполуками є етильований бензин. Тетраетилсвинець ($\text{Pb}(\text{C}_5\text{H}_6)_4$) є добавкою до палива та відіграє роль антидетонатора для можливості збільшення октанового числа палива.

Антидетонатор необхідний, оскільки зі збільшенням октанового числа збільшується ступінь стиснення паливної суміші, збільшується потужність двигуна, отже, зменшується витрата палива, отже, підвищується ефективність роботи автотранспорту. За наявності ТЕС у паливі реакційна здатність вуглеводнів до утворення смогу зменшується. Крім того, тетраетилсвинець грає роль мастила і таким чином сприяє зменшенню зносу двигуна, хоча за наявності ТЕС кількість альдегідів у газах, що відходять, збільшується на 10-16% [2].

Відповідно до ГОСТ 2084-77 вміст тетраетилсвинцю в бензині А-76 має дорівнювати 0,24 г/кг; у бензинах АІ-93 та АІ-98 вміст ТЕС - 0,5 г/кг. У Німеччині ці норми жорсткіші і становлять 0,15 г/кг і 0,4 г/кг, відповідно для бензинів А-76 та АІ-93 та АІ-98; США вміст ТЕС у паливі має перевищувати значення 0,45 г/кг, а Данії ця цифра становить 0,84 г/кг [2].

Частка газів у загальному обсязі викидів важких металів становить 65 %. Джерелом ще 20% забруднень важких металів є картерні гази, решта 15% складають випари з паливного бака та карбюратора. За даними ВООЗ, розподіл забруднень важкими металами за джерелами має такий вигляд: ОГ ДВС — 50 %, картерні гази — 25 %, випари з паливного бака та карбюратора — 20 %.

Практично вся кількість свинцю, що міститься в паливі, потрапляє в навколишнє середовище. Вважається, що 20% у вигляді аерозолів виноситься газами, а 80% у вигляді частинок розміром менше 25 мкм розподіляється на поверхню земель, що прилягають до автодороги, формуючи з часом новий фоновий рівень забруднення у шарі ґрунту завглибшки 20 см.

Чинники, від яких залежить ступінь забруднення придорожньої смуги свинцем та його сполуками: інтенсивність руху автотранспорту, термін експлуатації автодороги та склад транспортного потоку. Ширина зони впливу дороги збільшується пропорційно до зміни числа автомобілів, що пройшли автошляхом за звітний період її експлуатації.

Ширина інтенсивного забруднення автодороги, глибина та інтенсивність

забруднення ґрунтів придорожньої смуги залежать від сукупності цих факторів. Так, при проведенні досліджень найменший ступінь забруднень, близький до фонового вмісту свинцю в ґрунтах, зафіксований поблизу дороги, що має найбільшу інтенсивність руху —15000 од./добу, але перебуває в експлуатації близько трьох місяців.

У таблиці 2.2 наведена залежність вмісту свинцю в ґрунтах придорожньої смуги від інтенсивності руху [1].

Таблиця 2.2 - Залежність вмісту свинцю в ґрунтах придорожньої смуги від інтенсивності руху на різних відстанях від брівки насипу

Количество прошедших по дороге автомобилей, млн ед.	Расстояние до бровки дорожной насыпи, м							
	0,2	3	5	10	15	30	55	100
	Содержание свинца в почве, мг/кг							
39,5	236	150	80	60	50	35	25	8
	105	60	60	40	30	30	27	10
33,0	200	128	48	37	15	23	20	6
	150	67	50	39	27	12	17	12
24,0	73	50	35	27	11	23	19	9
7,1	25	13	10	11	10	8	—	—
1,0	10	10	13	12		8	10	5

Розподіл металів у придорожній смузі залежить від висоти насипу. Це пов'язано зі швидкістю осідання частинок, яка залежить від їхньої крупності та щільності речовини.

Основну роль переміщенні свинцю та її перерозподілі грають горизонтальні струми повітря, тобто відстань перенесення частинок визначатиметься швидкістю горизонтальних потоків повітря та висотою насипу.

Таким чином, зі збільшенням висоти насипу кількість забруднюючих речовин на одиницю площі зменшується, що пов'язано зі зменшенням їхньої концентрації в повітрі. Але площа впливу джерела забруднення збільшується. На

розподіл металів у придорожній смузі впливають швидкість та напрямок вітру, троянда вітрів. Максимальна ширина зони впливу дороги за інших рівних умов відповідає висоті насипу 8-10 м. При подальшому збільшенні висоти насипу ширина зони впливу постійно знижується.

При висоті насипу менше 1 м або у виїмках глибиною до 4 м розподіл свинцю по придорожній смузі залишається практично незмінним.

Розміри частинок свинцю, що потрапляють в атмосферу, визначають тривалість їх перебування у завислому стані. Середній розмір частинок свинцю становить 0,2-0,5 мкм. При цьому 39 % (0,019 г) складають частинки завбільшки більше 9 мкм, 22 % - частки розміром 1-9 мкм та 39 % - частки величиною менше 1 мкм.

Зміст свинцю в ґрунті залежно від відстані від дровки насипу для автошляхів з різною висотою насипу, можна побачити у таблиці 2.3 [1].

Таблиця 2.3 - Зміст свинцю в ґрунті залежно від висоти насипу на різних відстанях від автодороги

Высота земляного полотна, м	Расстояние до бровки, м							
	2	5	10	15	30	60	100	200
	Содержание свинца в почве							
2,5	71-66	51-42	40-32	20-24	10-17	7-10	4-5	0-5
3,5	75-86	47-59	27-32	20-24	8-12	7-10	0-5	0-8
5,8	54-60	42-48	30-35	24-28	12-16	8-11	7-8	3-8
7,2	50-59	42-45	31-32	24-32	10-21	13-17	6-10	4-5
10,1	44-55	35-43	29-30	30-32	17-22	12-18	8-12	5-6

За допомогою спектрального аналізу виявлено, що найбільший вміст свинцю в рослинах спостерігається в межах смуги, шириною 10 м. Безпосередньо біля брівки насипу, концентрація свинцю дещо знижується, оскільки великі

частинки осідають у безпосередній близькості від автодороги, вони погано засвоюються і швидко змиваються в атмосферні ґрунти. опадами. Крім того, причиною зниження концентрації свинцю біля брівки насипу дорожнього полотна може бути велика кількість пилу, що впливає на результати хімічного аналізу у зв'язку зі збільшенням зольності та зменшенням кількості свинцю на кілограм сухої маси рослини. Середній вміст свинцю в рослинах, залежно від відстані до брівки дорожнього полотна, наступне (таблиці 2.4) [1]:

Таблиця 2.4 - Вміст свинцю в рослинах в залежності від відстані до автомобільної дороги

Расстояние, м	2	5	10	15	30	55
Концентрация свинца в растениях, г/кг	10,65	12,22	7,52	4,67	1,62	1,22

Накопичення свинцю різними рослинами неоднакове. Підвищений вміст спостерігається в зернах гречки, бульбах картоплі, листі кукурудзи. У гречки та картоплі вміст свинцю перевищує добову норму споживання людини.

Наявність лісосмуги біля автодороги впливає розподіл свинцю в ґрунтах придорожньої смуги. Ефективність зелених посадок визначається щільністю посадки та її висотою. При коефіцієнті ажурності 0,7-0,8 та висоті понад 6 м лісосмуга затримує основну масу свинцю. У разі видалення зелених насаджень від полотна автодороги. Їхня ефективність значно зменшується.

За лісосмугою спостерігається зниження концентрації свинцю, яке наближається до фонового і лише трохи його перевищує. Незначне збільшення вмісту свинцю пов'язане з перерозподілом свинцевих частинок внаслідок перенесення зі снігом.

Всередині лісосмуги концентрація свинцю у ґрунтах може значно збільшуватися. Це є результатом додаткового надходження свинцю з опалим

листям у період листопада. Крім того, всередині лісосмуги різко знижується швидкість вітру, сприяючи швидшому осіданню частинок свинцю на поверхню ґрунту.

Загальну кількість свинцю, накопиченого ґрунтами за період експлуатації доріг визначають за формулою [1]:

$$\Sigma P = 0,1 Y_{\text{гр}} S_1 / k_{01} [L_1 (a_1 L_1^{-B_1} d l - A_1 L_1) + L_2 (a_2 L_2^{-B_2} - A_2 L_2)],$$

де 0,1 - потужність шару ґрунту, для якого виведена залежність;
 $Y_{\text{гр}}$ - щільність ґрунту придорожньої смуги, т/м³;
 L_1, L_2 - ширина зони впливу праворуч і ліворуч від дороги, м;
 S - Довжина ділянки дороги, для якого виводиться залежність, м;
 k_{01} - коефіцієнт, що враховує кількість свинцю в шарі ґрунту.

Для $h = 0,1$ м, $k_{01} = 0,69$; A_1 - фоновий вміст свинцю в ґрунті для даної ділянки, мг/кг.

Розрахунок кількості свинцю, акумульованого ґрунтом або рослинністю в залежності від відстані від дороги запропоновано проводити за формулою [1]:

$$P_{\text{п(р)}} = B_{\text{п(р)}} + A_{\text{п(р)}} e^{-K_{\text{нд}} d^{0,5}},$$

де $P_{\text{п(р)}}$ - концентрація свинцю в ґрунті (рослинах), мг/кг;
 $B_{\text{п(р)}}$ - вміст свинцю в ґрунті (рослинах) на незабруднених ділянках, мг/кг;
 d - відстань до брівки земляного полотна, м;
 $A_{\text{п(р)}}$ — максимальний вміст свинцю у ґрунті (рослинах) біля брівки земляного полотна автодороги, мг/кг.

Дослідження показали, що поблизу автошляхів відбувається зниження

продуктивності сільськогосподарських земель на 40%.

Вміст свинцю та кадмію у ґрунтах до 500 мг/кг може підвищувати врожайність на 5 %. Але оцтовокислий свинець із вмістом у ґрунтах від 500 до 5000 мг/кг знижує врожайність пшениці на 25,333,3 %. При дії свинцю, що у атмосферному повітрі, знижується врожайність квасолі на 27 %.

У культурних рослинах, що вирости біля дороги, вміст свинцю різко збільшено. Коефіцієнт аномальності досягає значення 6, концентрація свинцю дорівнює 10,2 мг на 1 кг рослинної маси, при токсичній дозі свинцю в добовому раціоні людини, що викликає різні нервові захворювання – 0,83 мг/кг. Аномальні накопичення спостерігаються не більше смуги шириною 10 м. Розмір санітарної зони шкідливості приймається рівний 100 м-коду.

З наявних даних можна дійти невтішного висновку, що забруднення придорожньої смуги важкими металами змінюється як горизонтальному напрямі (при віддаленні від автодороги), і у вертикальному профілі ґрунтоґрунтів.

Причому забрудненість придорожньої смуги залежить багатьох чинників (термін експлуатації автодороги, завантаженість дороги та інші).

Основна частина забруднення придорожньої смуги важкими металами припадає на перші десятки метрів - при віддаленні від автодороги, на 10-20 см у вертикальному напрямку, а найбільша кількість свинцю в рослинах спостерігається в рослинах, що ростуть у придорожній смузі на відстані до 10 м-коду.

2.3 Оцінка впливу важких металів на фізико-хімічні властивості ґрунтів

Вважається, що потенційну небезпеку забруднення рослинної продукції ВМ відображає їх валовий вміст у ґрунтах.

Результати досліджень вмісту деяких ВМ у зв'язку з особливостями деяких ґрунтів показали наступне (табл. 2.5).

Таблиця 2.5 - Фізико-хімічні властивості сірих лісових ґрунтів та вміст у них ТМ

Горизонты почв	Гумус, %	Емкость обмена	pH _{КС1}	<0,005 мм	Fe, %	Pb	Zn	Ni	Co	Mn	Cr
						мг/кг					
A _{пах.} серых лесных	2,52	24,0	5,9	25,6	3,31	14,5	49,5	30,3	3,6	746	81,3
A _{пах.} смытых	2,12	23,3	5,9	25,6	3,51	15,9	48,7	31,3	3,8	754	83,3
A _{пах.} оподз-х	2,86	24,1	5,82	22,8	3,06	18,9	50,5	29,0	2,5	783	79,9
A _{пах.} глееватых	3,12	25,0	5,4	23,4	3,13	17,0	52,0	30,8	2,7	774	81,1
A _{пах.} с наличием Al _{обм.}	2,83	21,8	4,73	20,2	2,90	20,5	51,0	28,3	2,05	766	77,3
A _{пах.} с Ah	2,93	24,1	5,9	23,0	3,05	12,1	54,2	30,7	2,3	883	80,7
Ah	3,27	25,9	5,42	21,6	2,89	16,2	53,2	31,6	3,0	944	78,6
A2B	0,92	21,3	5,00	32,5	3,63	13,5	42,9	31,2	4,3	562	86,9
B1	0,88	23,7	4,96	37,3	4,19	13,5	50,4	35,7	5,9	630	91,1
B1 оподз-х	0,80	22,4	5,09	33,8	3,96	13,8	47,3	33,0	5,0	580	86,5
B1 глеев.	0,87	24,4	5,16	37,8	4,26	11,8	50,2	36,4	6,2	664	92,5



Рисунок 2.1 – Види горизонтів у ґрунтовому профілі

У орних (Апах) горизонтах сірих лісових ґрунтів ступінь варіювання валового вмісту ВМ зростає у порядку Cr<Fe<Zn<Ni<Mn<Pb<Co. Валовий зміст вивчених ВМ у межах землекористування Володимирського НДІСТ не перевищує ГДК та ГДК у всіх ґрунтових горизонтах сірих лісових ґрунтів. Нижче оптимального (7-30 мг/кг) вміст З.

Змитість, опідзоленість, глеюватість орних горизонтів сірих лісових ґрунтів, наявність у ньому обмінного алюмінію істотно впливають на валовий

вміст Zn, Ni, Mn, Cr і Pb. У той же час для орних опідзолених та з наявністю обмінного алюмінію, різного ступеня глеюватості, з другим гумусовим горизонтом ґрунтів спостерігається тенденція зниження середнього вмісту З з 3,6-3,8 до 2,05-2,75 мг/кг ґрунту. Орні горизонти з ВГГ від орних горизонтів інших ґрунтових різниць відрізняються підвищеним вмістом Mn (883 проти 747-784 мг/кг ґрунту). Вміст Pb, Zn, Ni, Cr в орних горизонтах з ВГГ близький до такого для інших ґрунтових різниць. Валовий вміст Fe у верхній частині ґрунтового профілю найбільш високий у орних горизонтах плакорних сірих лісових ґрунтів та сірих лісових різного ступеня змитості ґрунтів (3,31-3,51 проти 2,90-3, 13% в інших ґрунтових різницях). Другі гумусові горизонти (Ah) виділяються найвищим вмістом марганцю (944 мг/кг ґрунту) та проміжною концентрацією З (3,0). У горизонтах A₂B сірих лісових ґрунтів у порівнянні з орними підвищується вміст Fe, Co і Cr, але знижується концентрація Zn і особливо Mn. У цих генетичних горизонтах вміст марганцю мінімальний. У «B₁» горизонтах порівняно з оранкою помітно збільшується вміст Fe, Co, Ni і Cr, знижується вміст Mn. Явна тенденція зниження в B₁ горизонтах спостерігається для Pb, особливо в сірих лісових ґрунтах різного ступеня глеюватості. Виділені нами різниці B₁ горизонтів суттєво не різняться між собою за змістом основних ВМ. Другі гумусові горизонти (Ah) виділяються найвищим вмістом марганцю (944 мг/кг ґрунту) та проміжною концентрацією (3,0). У A₂B горизонтах сірих лісових ґрунтів у порівнянні з орними підвищується вміст Fe, Co та Cr, але знижується концентрація Zn і особливо Mn. У цих генетичних горизонтах вміст марганцю мінімальний. У «B₁» горизонтах порівняно з оранкою помітно збільшується вміст Fe, Co, Ni і Cr, знижується вміст Mn. Явна тенденція зниження B₁ горизонтах спостерігається для Pb, особливо в сірих лісових ґрунтах різного ступеня глеюватості. Виділені нами різниці B₁ горизонтів суттєво не різняться між собою за змістом основних ВМ. Другі гумусові горизонти (Ah) виділяються найвищим вмістом марганцю (944 мг/кг ґрунту) та проміжною концентрацією

(3,0). У A_2B горизонтах сірих лісових ґрунтів у порівнянні з орними підвищується вміст Fe, Co та Cr, але знижується концентрація Zn і особливо Mn. У цих генетичних горизонтах вміст марганцю мінімальний. У «B1» горизонтах порівняно з оранкою помітно збільшується вміст Fe, Co, Ni і Cr, знижується вміст Mn. Явна тенденція зниження B_1 горизонтах спостерігається для Pb, особливо в сірих лісових ґрунтах різного ступеня глеюватості. Виділені нами різниці B_1 горизонтів суттєво не різняться між собою за змістом основних ТМ. У цих генетичних горизонтах вміст марганцю мінімальний. У «B1» горизонтах порівняно з оранкою помітно збільшується вміст Fe, Co, Ni і Cr, знижується вміст Mn. Явна тенденція зниження B_1 горизонтах спостерігається для Pb, особливо в сірих лісових ґрунтах різного ступеня глеюватості. Виділені нами різниці B_1 горизонтів суттєво не різняться між собою за змістом основних ВМ. У цих генетичних горизонтах вміст марганцю мінімальний. У «B1» горизонтах порівняно з оранкою помітно збільшується вміст Fe, Co, Ni і Cr, знижується вміст Mn. Явна тенденція зниження B_1 горизонтах спостерігається для Pb, особливо в сірих лісових ґрунтах різного ступеня глеюватості. Виділені нами різниці B_1 горизонтів суттєво не різняться між собою за змістом основних ВМ.

У орних горизонтах сірих лісових плакорних ґрунтів концентрація Pb достовірно знижується зі збільшенням вмісту У орних горизонтах сірих лісових ґрунтів ступінь варіювання валового вмісту ВМ зростає в порядку $Cr < Fe < Zn < Ni < Mn < Pb < Co$. Валовий вміст вивчених ВМ не перевищує ГДК і ОДК у всіх ґрунтових горизонтах сірих лісових ґрунтів. Нижче оптимального (7-30 мг/кг) вміст.

Таким чином, у більшості ґрунтових різниць Cr акумулюється у високодисперсній частині сірих лісових ґрунтів, мабуть, часто з аморфними сполуками заліза.

Таблиця 2.6 - Взаємозв'язок вмісту ВМ з деякими властивостями Орних (Апах) горизонтів сірих лісових ґрунтів опілля

ТМ	Уравнение взаимосвязи	R
Апах горизонты серых лесных почв, n = 15		
Pb	$22,8 - 7,12 (x_1 - 2,0) - 0,84 (x_4 - 20)$	0,564
Zn	$44,6 + 5,31 (x_1 - 2,0) + 0,67 (x_4 - 20,0) - 4,87 (x_3 - 3,0)$	0,863
	$42,8 + 6,81 (x_1 - 2,0) + 0,58 (x_4 - 20,0)$	0,814
Co	$6,16 - 1,35 (x_3 - 5,0) + 3,59 (x_1 - 2,0)$	0,694
	$0,28 + 4,07 (x_1 - 2,5)$	0,576
Mn	$690,0 + 30,6 (x_2 - 20) - 73,0 (x_3 - 5,0)$	0,683
Cr	$90,8 + 0,83 (x_2 - 20,0) - 4,25 (x_3 - 3,0)$	0,727
	$85,0 - 0,97 (x_2 - 20,0)$	0,654
Апах горизонты серых лесных смытых почв, n = 9		
Ni	$27,2 + 8,04 (x_3 - 3,0)$	0,899
Co	$2,8 - 0,17 x_4 + 5,24 (x_3 - 2,5)$	0,895
	$0,7 + 4,46 (x_3 - 2,8)$	0,831
Cr	$77,4 + 1,07 (x_4 - 20,0)$	0,806
Апах горизонты серых лесных оподзоленных почв, n = 30		
Pb	$27,6 - 15,7 (x_3 - 2,5)$	0,586
	$45,5 + 8,91 (x_3 - 2,5)$	0,618
Zn	$43,5 + 2,21 (x_1 - 2,0) + 8,93 (x_3 - 2,5)$	0,680
Ni	$25,1 + 7,06 (x_3 - 2,5)$	0,674
Co	$1,0 + 2,58 (x_3 - 2,5)$	0,452
Mn	783,5	-
Cr	$73,8 + 10,7 (x_3 - 2,5)$	0,664
Апах горизонты глеевых и глееватых серых лесных почв, n = 20		
Zn	$45,6 + 1,30 (x_2 - 20,0)$	0,535
Ni	$25,8 + 0,48 (x_2 - 20,0) + 4,18 (x_3 - 2,5)$	0,761
Co	$2,9 - 0,84 (x_1 - 2,0) + 0,22 (x_4 - 20,0)$	0,605
	$1,0 + 2,74 (x_3 - 2,5)$	0,464
Cr	$74,6 + 10,2 (x_3 - 2,5)$	0,780
Апах горизонты серых лесных почв с наличием обменного алюминия, n = 19		
Pb	$26,0 - 10,3 (x_3 - 4,5) - 8,5 (x_1 - 2,5)$	0,573
Zn	$47,8 + 3,76 (x_1 - 2,0)$	0,502
Ni	$25,6 + 3,60 (x_3 - 4,5) + 4,68 (x_1 - 2,5)$	0,618
	$26,4 + 5,0 (x_3 - 2,5)$	0,527
Co	$0,60 + 0,28 (x_4 - 15,0)$	0,562
Cr	$73,1 + 0,78 (x_4 - 15,0)$	0,638

У орних шарах з другим гумусовим горизонтом (ВГГ) вміст свинцю зменшується зі збільшенням заліза, а Ah горизонтах – зі збільшенням гумусу і вмісту фракції < 0,005 мм (табл. 2.7).

Таблиця 2.7 - Взаємозв'язок вмісту ВМ з деякими властивостями Апах та Ah горизонтів сірих лісових ґрунтів з другим гумусовим горизонтом

ТМ	Уравнение взаимосвязи	R
Апах со вторым гумусовым горизонтом, n = 18		
Pb	$30,0 - 17,2 x_5 + 1,92 x_3 x_5$	0,727
Zn	$48,3 + 6,30 (x_1 - 2,0)$	0,550
Ni	$26,7 + 1,86 (x_1 - 2,0) + 4,30 (x_5 - 2,5)$	0,603
Co	$0,31 + 0,33 (x_2 - 22,0) + 2,42 (x_5 - 2,5)$	0,822
Mn	$828 + 26,0 (x_2 - 22,0)$	0,543
Cr	$75,4 + 9,8 (x_5 - 2,5)$	0,416
Ah горизонты серых лесных почв, n = 11		
Pb	$20,8 - 7,92 (x_1 - 3,0) - 1,61 (x_4 - 20,0)$	0,901
Ni	$30,2 + 2,12 (x_1 - 3,0) + 0,52 (x_4 - 20)$	0,741
Mn	$966,0 - 27,6 x_2 + 38,5 x_1 x_3$	0,897
Cr	$74,1 + 0,65 (x_4 - 20,0) + 9,04 (x_5 - 2,5)$	0,895

Цей взаємозв'язок підтверджує концентрування свинцю переважно у низькодисперсних фракціях сірих лісових ґрунтів. Концентрація Zn підвищується зі зростанням вмісту гумусу. Гумус, залізо та фракція $< 0,005$ мм підвищують вміст Ni у цих об'єктах. У високодисперсній частині ґрунтів акумулюється Zi. Зміст марганцю в Апах горизонті з ВГГ збільшувалося з підвищенням ємності обміну (негативного заряду поверхні ґрунту), а Ah горизонті вона знижувала його концентрацію. Але в останньому горизонті цей показник зростає при поєднанні гумусу з величиною рН, тобто зі збільшенням негативного заряду гумусової частини ґрунту.

Зміст хрому у цих горизонтах підвищувалося зі зростанням концентрації у ґрунті сполук заліза, а горизонті Ah – і зі збільшенням фракції $< 0,005$ мм.

В А₂В горизонтах концентрація Pb зменшується (табл. 2.8) зі збільшенням у них заліза та підвищенням рН_{сол}. Крім того, середній вміст свинцю в цьому перехідному горизонті нижчий, ніж в Апах горизонті. Сvineць переважно, як було показано раніше, залишається у складі менш дисперсних первинних мінералів. Очевидно, при різкому зниженні захисної ролі гумусу щодо хімічного вивітрювання мінеральної частини ґрунту в горизонтах А₂В (через зниження

гумусу) кількість первинних мінералів зменшується, що і веде до падіння в них вміст свинцю.

Свинець, що вивільняється в процесі вивітрювання, у складі воднопептизованого мулу (з високим вмістом рухомої фракції гумусу) переміщається вниз по профілю ґрунту.

Таблиця 2.8 – Взаємозв'язок вмісту ВМ з деякими властивостями А₂В горизонтів сірих лісових ґрунтів, n = 19

ТМ	Уравнение взаимосвязи	R
Pb	$19,7 - 9,96 (x_5 - 3,0) - 0,73 (x_3 - 4,5)^2$	0,562
	$35,8 + 11,5 (x_5 - 3,0)$	0,778
Zn	$39,2 + 10,5 (x_1 - 0,7) - 7,44 (x_3 - 4,5) + 7,78 (x_5 - 3,0)$	0,885
	$40,3 + 12,1 (x_1 - 0,7) - 7,74 (x_3 - 4,5) - 0,51 (x_4 - 25) + 11,76 (x_5 - 3)$	0,907
Ni	$24,9 + 0,845 (x_4 - 25,0)$	0,762
Co	$2,25 + 3,15 (x_5 - 3,0)$	0,734
Mn	$538,9 - 10,3 (x_4 - 25,0) + 161,9 (x_5 - 3,0)$	0,645
	$513,8 + 78,1 (x_5 - 3,0)$	0,508
Cr	$83,4 + 0,45 (x_4 - 25,0)$	0,520

Тут концентрація свинцю у воднопептизируемом мулі досягала 121 мг/кг цієї фракції, в агрегованому мулі та фракції тонкого пилу Pb практично був відсутній, у середньому пилу його концентрація варіювала від 3 до 36 мг/кг, а у фракції більше 0,01 мм знову зростала від 36 до 50 мг/кг. У горизонті В1 сірих лісових ґрунтів (табл. 2.9) вміст Pb збільшувався зі зростанням вмісту гумусу (очевидно, ілювіальної природи) та зменшувався зі збільшенням тонкодисперсної фракції <0,005 мм або ємності поглинання. Це загалом узгоджується з представленою схемою трансформації свинцю у сірих лісових ґрунтах.

Таблиця 2.9 - Взаємозв'язок вмісту ВМ із деякими властивостями В₁ горизонтів сірих лісових ґрунтів

ТМ	Уравнение взаимосвязи	R
В1 горизонты серых лесных почв, n = 24		
Pb	$13,5 + 7,07 (x_1 - 0,6) - 0,94 (x_4 - 35,0)$	0,825
Zn	$52,0 + 4,08 (x_1 - 0,6) + 8,84 (x_5 - 4,5)$	0,758
Ni	$37,8 + 6,87 (x_5 - 4,5)$	0,729
Co	$2,7 + 4,66 (x_5 - 4,5)$	0,612
Mn	$650,4 + 7,95 (x_5 - 4,5)^2$	0,412
Cr	$93,3 + 6,8 (x_5 - 4,5)$	0,510
В1 горизонты серых лесных глееватых и оподзоленных почв, n = 14		
Pb	$19,1 - 1,83 (x_2 - 20,0)$	0,413*
Zn	$47,6 + 10,6 (x_5 - 4,0)$	0,774
Ni	$33,8 + 8,39 (x_5 - 4,0)$	0,841
Mn	$605,8 + 168,7 (x_5 - 4,0)$	0,768
Cr	$88,2 + 12,8 (x_5 - 4,0)$	0,804
Примечание* - недостоверное влияние фактора		

У горизонтах А₂В вміст цинку зростає із підвищенням концентрації гумусу, заліза, але знижується зі зростанням рН та вмісту фракції <0,005 мм. Очевидно, поповнення Zn у цьому горизонті відбувається за рахунок міграції його з Апах горизонту у формі кислих органомінеральних сполук.

Як і у випадку свинцю, у В₁ горизонті концентрація цинку зростає зі збільшенням вмісту гумусу ілювіальної природи. Крім того, вміст Zn у ньому підвищується і зі збільшенням концентрації заліза.

Природа зростання останньої переважно ілювіальна.

Ni в А₂В горизонті тісно пов'язаний із вмістом тонкодисперсної фракції. Збільшення його концентрації в горизонті В₁ обумовлено міграцією зі сполуками заліза. Те саме стосується і кобальту.

Концентрація марганцю в А₂В і В₁ горизонтах збільшується зі зростанням вмісту заліза.

Це свідчить певною мірою про пересування Mn як заліза у ілювіальний горизонт.

У той самий час у орних горизонтах сірих лісових ґрунтів й у ВГГ концентрація марганцю значно вище, ніж у A_2B і B_1 горизонтах. Можна вважати, що основна частина марганцю у процесі хімічного вивітрювання акумулюється у гумусовому горизонті. Очевидно, Mn формує на поверхні мінеральної частини ґрунту активні центри, на яких йде синтез специфічної органічної речовини ґрунтів. Як елемент змінної валентності, Mn також здатний більш міцно закріплювати гумус на поверхні мінеральної частини ґрунту при переході з відновленого стану в окислений. Невелика частина відновлених форм марганцю разом із сполуками заліза може переміщатися за профілем, формуючи невеликий максимум у B_1 горизонті, особливо, у глеєвих та глеюватих ґрунтових різницях. Поведінка хрому загалом збігається з поведінкою заліза.

Таким чином, встановлені достовірні взаємозв'язки вмісту ВМ із такими параметрами сірих лісових ґрунтів, як вміст гумусу, ємність поглинання, pH_{KCl} , вміст фракції $<0,005$ мм, вміст заліза.

2.4 Прийоми та механізми зниження забруднення ґрунтів

Забруднення ґрунтів важкими металами належить до незворотних видів деградації. Практично неможливо знизити валовий вміст ВМ у забруднених ґрунтах, проте можна значно зменшити їхню рухливість і зробити менш доступними для рослин. Серед основних прийомів детоксикації та рекультивації ґрунтів, забруднених ВМ, виділяють вапнування, внесення органічних та мінеральних добрив, застосування цеолітів, глинування, підбір стійких сільськогосподарських рослин. Це дозволяє знизити рухливість і доступність ВМ для рослин, сприяє закріпленню ВМ у ґрунті й у результаті призводить до зменшення токсичності ВМ та їх накопичення у біомасі рослин. Незважаючи на існуючі розбіжності щодо того, яким процесом переважно контролюється рухливість ВМ у ґрунтах, - адсорбцією (поглинання іонів важких металів) або

утворенням важкорозчинних сполук, спостереження різних авторів показують, що ВМ найменш рухливі при нейтральній та слаболужній реакції середовища. Вапнування ґрунту обумовлює зниження рухливості ВМ за рахунок утворення важкорозчинних сполук, а також сорбції їх оксидами та гідроксидами заліза та марганцю. Найбільший ефект забезпечує внесення лише дуже високої дози вапна, що відповідає 30 т/га CaCO_3 .

Зниження надходження ВМ до рослин під впливом вапнування спостерігається аж до застосування дози вапняного борошна, що відповідає 40 т/га CaCO_3 . Позитивний вплив вапна як детоксиканту може виявлятися і на ґрунтах з оптимальною для зростання та розвитку рослин реакцією середовища. При досягненні за допомогою вапнування ґрунтового розчину рН 6,0-6,5 більшість ВМ утворюють складні сполуки у вигляді карбонатів. Одночасно різко збільшується вміст водорозчинного та обмінного кальцію, внаслідок чого зменшується здатність кореневої системи рослин поглинати низку металів. На чорноземах звичайних до найбільш ефективних і маловитратних агроприйомів, що підвищують насичення ППК кальцієм і блокування рухливості ВМ, відносяться внесення кальційвмісних сполук (карбонат кальцію, дефекат та ін.).

Крім хімічних перетворень при вапнуванні ґрунтів, що супроводжуються зміною валентності та рухливості металів, їх фітотоксичності, транслокації в рослини, існують інші механізми, що впливають на поведінку металів у системі ґрунт-рослина, у яких на перше місце виступає живий організм. Наприклад, кореневі виділення рослин сімейства злакових здатні перетворювати нерухомі сполуки деяких металів на дуже рухливі. Імовірно, це пов'язано з органомінеральними комплексами. Зменшення кислотності ґрунту сприяє посиленню поглинання ВМ дикорослими та лучними рослинами. Є види рослин, які мають суперакумулятивні здібності по відношенню до певних важких металів. Вони можуть бути використані для вирощування з метою очищення забруднених ґрунтів від елементів, що становлять небезпеку для тварин та

людини. Такий прийом отримав назву фіторемедіація. Рослина фіторемедіатор, крім суперакумулюючої здатності, повинна розвивати велику вегетативну масу і мати високий біологічний коефіцієнт поглинання металів у широкому інтервалі рН. Очищення ґрунтів за допомогою рослин ефективно, коли рівень забруднення невисокий, а елемент-забруднювач характеризується низькими ГДК для ґрунту та продуктів харчування.

Кульбаба, жовтець їдкий, конюшина повзуча на кислому ґрунті містила кадмію більше, ніж на нейтральному, незважаючи на те, що кадмію в кислому ґрунті було в 2 рази менше. Серед культурних середовищ у першу чергу використовуються багаторічні бобові трави та їх суміші зі злаковими рослинами.

Зниження токсичної дії ВМ спостерігається при внесенні у ґрунт фосфатів. Внесення діамонійфосфату призводить до значної фіксації кадмію. Фосфатоутворення часто стає основним процесом, що контролює перехід ВМ із рідких фаз у тверді. Внесення фосфогіпсу знижує вміст у ґрунті миш'яку на 29, міді – на 33, кадмію – на 24 та цинку – на 14 %, стримується накопичення свинцю та нікелю на високому тлі добрив порівняно з показниками, що реєструються без внесення МРК.

До найважливіших методів детоксикації ВМ належить внесення органічних добрив, які виступають як хороші адсорбенти катіонів та аніонів, підвищують буферність ґрунту, знижують концентрацію солей у ґрунтовому розчині завдяки високій реакційній здатності, обумовленій значною ємністю обміну. При внесенні органічних добрив у забруднений ґрунт очікується зменшення рухливості ВМ внаслідок утворення різних органомінеральних комплексів, що мають низьку розчинність. Однак треба мати на увазі, що при цьому відбувається утворення водорозчинних низькомолекулярних органічних комплексів, що збільшують міграційну здатність металів. Так, внесення в ґрунт свіжого гною призводить до збільшення рухливості ВМ, цьому ж процесу сприяє внесення соломи, що слабо розклалася. Органічна речовина має високу реакційну здатність

за рахунок великої питомої поверхні (300-600 м²/г). Гумінові речовини з неоднорідності структури і полівалентності можуть взаємодіяти з іонами важких металів за допомогою іонного обміну, поверхневої адсорбції, комплексоутворення та коагуляції. Органічні добрива і кальційсодержащие меліоранти сприяють закріпленню елементів у ґрунті, утворюючи комплексні сполуки, зменшуючи їх доступність рослин.

У сучасних умовах чорноземи вищелочені зазнали значної деградації, вираженої у втраті кальцію з ППК та збільшення кислотності ґрунтового розчину.

У кислих ґрунтах зростає активність рухомих форм важких металів і пестицидів, що призводять до збільшення їх накопичення у продукції, що вирощується, і зниження продуктивності сільськогосподарських культур (до - 40 %) через придушення життєдіяльності ґрунтової мікробіоти. Отже, цьому підтипі чорнозему ефективніше вносити високі дози меліорантів.

Вивчення взаємодії ВМ з глинистими мінералами дозволило припустити, що зниження фітотоксичності можна використовувати природні цеоліти, які є як хорошими сорбентами шкідливих речовин, а й джерелом поживних елементів. Природні цеоліти характеризуються високою селективністю поглинання стосовно ВМ. За нашими даними, внесення цеоліту кліноптилоліту у ґрунт у дозі 15 т/га призводить до збільшення ємності поглинання на 15-25 %, а його післядія простежується протягом 5-7 років. Висока сорбційна здатність цеолітів пояснюється більшою загальною площею поверхні (720-880 м²/г) та високою ємністю катіонного обміну, яка може досягати 100 мг^{-екв}/100 г (4, 17).

Особливості поведінки радіонуклідів в агроєкосистемі можуть бути причиною забруднення ґрунту та рослин, що необхідно враховувати як при вирощуванні продукції рослинництва, так і у тваринництві (при кормовиробництві, використанні пасовищ). Порушення агротехнічних та екологічних вимог, відчуження з полів незернової частини врожаю (спалювання)

призводить до значних змін агрофізичних, хімічних та біологічних властивостей ґрунту, зниження біорізноманіття ґрунтової біоти.

Відомо, що порушення обміну речовин і накопичення Sr у кістках тварин і людини («урівська хвороба») пов'язане головним чином з низьким співвідношенням Ca/Sr у споживаних продуктах. Значення $\text{Ca/Sr} = 200$, характерне для степових чорноземних ґрунтів, обрано нами як стандарт, у рослинах і кормах показник $\text{Ca/Sr} = 180$ вважається оптимальним, яке зниження до $\text{Ca/Sr} = 80$ може бути небезпечним здоров'ю тварин і людини. Ми показали, що застосування кальцієвмісних сполук призводить до підвищення співвідношення Ca/Sr. Спільне внесення фосфогіпсу і цеоліту узгоджує вміст водорозчинного Sr у ґрунті на 15-75%.

Таким чином, для збереження та відтворення родючості ґрунтів, підвищення їх продуктивності, отримання рослинницької продукції та фуражу, що відповідають санітарно-гігієнічним вимогам, необхідний систематичний моніторинг, фітодіагностика техногенних забруднень екотоксикантами, радіологічний контроль. На значних площах потрібно проведення комплексу реабілітаційних заходів (внесення підвищених доз калійних добрив, вапнування кислих ґрунтів тощо), що знижують перехід важких металів та радіонуклідів у рослини з подальшим залученням до харчових ланцюгів.

2.5 Висновки за розділом

У роботі була проведена оцінка небезпеки важких металів та їх вплив на екосистему. За ступенем небезпеки важкі метали прийнято поділяти на три класи: 1-й – високонебезпечні (Pb, Zn, Cd, As, Se, F, Hg), 2-й – помірно небезпечні (B, C, Ni, Mo, Cu, Cr), 3-й – малонебезпечні (V, W, Mn, Sr). Найбільш ймовірними забруднювачами довкілля вважаються Pb, Zn, Cd, Cu, оскільки вони широко використовуються у промисловості та транспорті. Вважається, що 60%

забруднення природного середовища свинцем відбувається при спалюванні бензину та 22% - при виробництві кольорових металів; 11% загального викиду свинцю посідає виробництво заліза, сталі та феросплавів.

Наведено аналіз забруднення важкими металами придорожньої смуги. З наявних даних можна дійти невтішного висновку, що забруднення придорожньої смуги важкими металами змінюється як горизонтальному напрямі (при віддаленні від автодороги), і у вертикальному профілі ґрунтоґрунтів. Причому забрудненість придорожньої смуги залежить багатьох чинників (термін експлуатації автодороги, завантаженість дороги та інші). Основна частина забруднення придорожньої смуги важкими металами припадає на перші десятки метрів - при віддаленні від автодороги, на 10-20 см у вертикальному напрямку, а найбільша кількість свинцю в рослинах спостерігається в рослинах, що ростуть у придорожній смузі на відстані до 10 м-коду.

Було проведено оцінку впливу важких металів на фізико-хімічні властивості ґрунтів. В результаті дослідження встановлені достовірні взаємозв'язки вмісту важких металів з такими параметрами ґрунтів, як вміст гумусу, ємність поглинання, рНКС1, вміст фракції $<0,005$ мм, вміст заліза.

Також розглянуто прийоми та механізм зниження забруднення ґрунтів. Встановлено, щодля збереження та відтворення родючості ґрунтів, підвищення їх продуктивності, отримання рослинницької продукції та фуражу, що відповідають санітарно-гігієнічним вимогам, необхідний систематичний моніторинг, фітодіагностика техногенних забруднень екотоксикантами, радіологічний контроль. На значних площах потрібно проведення комплексу реабілітаційних заходів (внесення підвищених доз калійних добрив, вапнування кислих ґрунтів тощо), що знижують перехід важких металів та радіонуклідів у рослини з подальшим залученням до харчових ланцюгів.

3 ЦИФРОВЕ КАРТОГРАФУВАННЯ ВЛАСТИВОСТЕЙ ҐРУНТІВ ЩОДО ПОЛЮТАНТІВ

Як уже зазначалося раніше, одним із найбільш перспективних методів боротьби із забрудненням ґрунтів важкими металами – це систематичний моніторинг, діагностика техногенних забруднень полютантами та екотоксикантами, а також радіологічний контроль. І перспективний напрям у цьому питанні - цифрове картографування показників, визначальних сорбційними властивостями ґрунтів стосовно полютантів, за даними дистанційного зондування Землі із застосуванням машинного навчання.

За даними дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) проведено порівняння точності просторового прогнозу ґрунтових показників, що визначають сорбційні властивості по відношенню до полютантів. Для побудови просторових карт зміни властивостей ґрунту використовувалися методи машинного навчання на основі моделей регресії опорних векторів (SVMr – support vector machine regression) та випадкового лісу (RF – random forest). Показано, що методи машинного моделювання з використанням ДЗЗ можуть бути успішно використані для просторового прогнозу вмісту гранулометричних фракцій, органічної речовини, рН та ємності катіонного обміну ґрунтів на ділянках невеликої площі.

Виявлено, що просторовий прогноз вмісту фракції пилу найкраще моделюється за допомогою алгоритму RF, тоді як інші властивості ґрунтів, здатні визначити їх зібріційний потенціал по відношенню до полютантів, краще моделюються за допомогою методу SVMr. Загалом, обидва методи машинного навчання дають близькі результати просторового прогнозу.

Важливою проблемою функціонування та динамічного розвитку сучасної гірничодобувної та переробної мінеральної сировини промисловості є необхідність розробки методів об'єктивної оцінки результатів систематичного чи аварійного забруднення суміжних середовищ небезпечними сполуками.

Як уже згадувалося, ґрунт – один із найуразливіших компонентів навколишнього середовища, схильних насамперед до забруднення нафтопродуктами та важкими металами, які відносяться до групи найбільш небезпечних ґрунтових поліутантів (Mishra, 2016).

Для підприємств даної галузі побудова карт систематичного забруднення та прогнозування масштабів аварійного забруднення прилеглих територій є актуальним завданням.

В останні три десятиліття для об'єктивної просторової оцінки забруднення ґрунтів різними поліутантами широко використовуються геостатистичні підходи (Platenburg et al., 1988; Juang, et al., 2008; Lin et al., 2010; Milillo et al., 2012). Вважається, що геостатистичні методи представляють корисний інструмент для дослідження просторової структури забруднювачів та об'єктивного опису ступеня та площі забруднення ґрунтів (Einaх et al., 1995). Разом з тим, інтерполяція просторових даних забруднення ґрунтів із застосуванням традиційних підходів кригінгу може мати низку недоліків.

Об'єктивне розмежування забруднених та незабруднених ділянок на основі кригінгу може бути утруднене варіацією оцінки вмісту поліутанту (наприклад, ефектом згладжування дисперсії) (Juang et al., 2008; Ha et al., 2014). Ризики неправильного визначення також можуть бути пов'язані з недостатньою деталізацією та необґрунтованою методикою відбору ґрунтових проб (Andronikov et al., 2000; Hooda et al., 2005). Недоліки кригінгу можуть призвести як до хибнопозитивної, так і хибнонегативної оцінки ступеня забрудненості в місцях передбачення, що створює серйозні фінансові та екологічні ризики через завищену або занижену оцінку (Cui et al., 2016). Відбір більшої кількості проб для отримання точніших моделей поверхневого розподілу забруднювачів вимагає надто високих витрат часу, грошей і часто не виправданим (Andronikov et al., 2000; Cui et al., 2016). Тому останнім часом при побудові просторових моделей все більше уваги приділяється методам, що дозволяють при обмеженій кількості

точок випробування домогтися необхідної точності прогнозу за рахунок використання більш досконалих та складних інтерполяторів, які використовують допоміжні змінні. У роботі (Lin et al., 2011) показано, що застосування методів, що враховують додаткові предиктори при використанні логістичної регресії та регресійного кригінгу, забезпечує більш надійну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами для інформаційного забезпечення моніторингу, ніж просторові ймовірнісні моделі. кригінгу. Тому останнім часом при побудові просторових моделей все більше уваги приділяється методам, що дозволяють при обмеженій кількості точок випробування домогтися необхідної точності прогнозу за рахунок використання більш досконалих та складних інтерполяторів, які використовують допоміжні змінні. У роботі (Lin et al., 2011) показано, що застосування методів, що враховують додаткові предиктори при використанні логістичної регресії та регресійного кригінгу, забезпечує більш надійну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами для інформаційного забезпечення моніторингу, ніж просторові ймовірнісні моделі. кригінгу. Тому останнім часом при побудові просторових моделей все більше уваги приділяється методам, що дозволяють при обмеженій кількості точок випробування домогтися необхідної точності прогнозу за рахунок використання більш досконалих та складних інтерполяторів, які використовують допоміжні змінні. У роботі (Lin et al., 2011) показано, що застосування методів, що враховують додаткові предиктори при використанні логістичної регресії та регресійного кригінгу, забезпечує більш надійну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами для інформаційного забезпечення моніторингу, ніж просторові ймовірнісні моделі. кригінгу. що дозволяє при обмеженій кількості точок випробування домогтися необхідної точності прогнозу за рахунок використання більш досконалих та складних інтерполяторів, що використовують допоміжні змінні. У роботі (Lin et al., 2011) показано, що застосування методів, що враховують додаткові предиктори при використанні логістичної регресії та

регресійного кригінгу, забезпечує більш надійну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами для інформаційного забезпечення моніторингу, ніж просторові ймовірнісні моделі. кригінгу. що дозволяє при обмеженій кількості точок випробування домогтися необхідної точності прогнозу за рахунок використання більш досконалих та складних інтерполяторів, що використовують допоміжні змінні. У роботі (Lin et al., 2011) показано, що застосування методів, що враховують додаткові предиктори при використанні логістичної регресії та регресійного кригінгу, забезпечує більш надійну оцінку небезпеки забруднення ґрунтів важкими металами для інформаційного забезпечення моніторингу, ніж просторові ймовірнісні моделі. кригінгу.

Комбінація багатовимірної статистики та геостатистичний аналіз також успішно застосовуються для визначення характеристик забруднення ґрунтів важкими металами (Saby et al., 2009; Yuan et al., 2013).

Останнім часом при моделюванні та прогнозі забруднення ґрунтів приділяється багато уваги використанню методів машинного навчання, а також різних гібридних методів, що дозволяють суттєво збільшити надійність просторового прогнозу (Lv et al., 2013; Tarasov et al., 2018; Sergeev et al., 2021) ; Shi et al., 2021; Sakizadeh et al., 2021).

У роботі (Cho et al., 2011) виконано оцінку передбачуваної ефективності чотирьох різних моделей: множинної лінійної регресії, однокомпонентної регресії, штучної нейронної мережі та поєднання однокомпонентної регресії зі штучною нейронною мережею для прогнозування концентрації миш'яку. Показано, що серед чотирьох різних моделей точність прогнозу останньої є найкращою. У роботі (Sergeev et al., 2019) проведено моделювання нелінійного великомасштабного тренду з використанням штучної нейронної мережі з подальшим моделюванням залишків геостатистичними методами, що дозволило домогтися підвищення точності прогнозу забруднення приповерхневого шару ґрунту важкими металами в порівнянні з У оглядовій роботі (Al-Ruzouq et al.)

Незважаючи на всю різноманітність використовуваних машинних і гібридних методів, зрештою, вони базуються на використанні предикторів, які прямо чи опосередковано впливають на просторовий перерозподіл забруднюючих речовин по поверхні Землі, а також у межах ґрунтового покриву. Як предиктори можуть використовуватися не тільки результати польового вивчення ґрунтів або матеріали ДЗЗ, але й дані цифрових карт зміни ґрунтових властивостей, у тому числі отримані із застосуванням сучасних геостатистичних методів та методів машинного навчання.

Основними первинними показниками, що визначають сорбційні властивості ґрунтів по відношенню до різних класів поллютантів, є літологічний та гранулометричний склад (ГМС), вміст органічної речовини, рН та ємність катіонного обміну (еКо). Дані показники є визначальними для процесів акумуляції (переміщення) у верхніх горизонтах ґрунтів важких металів (Levy et al., 1992; Kabata-Pendias, 2000; Zwolak et al., 2019; Ryazanov et al., 2019; Sakizade 2) та значною мірою можуть визначати закономірності їх просторового розподілу (Guler et al., 2010). Незважаючи на те, що в поняття органічні ґрунтові поллютанти в даний час включають сполуки, що дуже сильно відрізняються за своєю хімічною природою, в цілому їхня поведінка в ґрунтах визначається вмістом ґрунтової органічної речовини (ПОВ).

Вважається, що вміст ґрунтової органічної речовини і, певною мірою, її якісний склад є основними факторами, що визначають сорбційну здатність ґрунтів до більшої частини органічних забруднюючих речовин, включаючи вуглеводні нафти (Schneckenburger et al., 2020; Shi et al., 2020).

Очевидно, що використання даних показників як предиктори при побудові просторових моделей розподілу забруднювачів у межах верхніх гумусових горизонтів ґрунтів має бути пріоритетним і може забезпечити успішне вирішення завдань прогнозу забруднень потенційними поллютантами.

Методики створення цифрових ґрунтових карток в даний час добре

відпрацьовані та широко використовуються у практиці ґрунтових досліджень (McBratney et al., 2003; Grunwald, 2009; Vincent et al., 2016; Цифрова ґрунтова картографія, 2017).

Для створення цифрових карт зміни ґрунтових показників, включаючи вміст ПВ, ГМс, хімічні та фізико-хімічні властивості, знаходять все більше застосування методи машинного навчання та глибокого навчання (Beucher et al., 2017; Zhang et al., 2018; Laborczi et al., 2018; Paterson et al., 2018; Caubet et al., 2019).

Можна з високим ступенем упевненості припустити, що карти зміни в просторі показників, що визначають сорбційні властивості ґрунтів, при забезпеченні необхідної точності та надійності можуть бути використані як джерела предикторів для створення прогнозних моделей розподілу забруднювачів у межах ґрунтового покриття.

У роботі (Pahlavan-Rad et al., 2018) інтерполовані карти зміни ГМс використані як предиктори вмісту ПЗ. У роботі (Were et al., 2015) також для створення прогнозних карток вмісту ПВ із застосуванням методів машинного навчання використовували інтерполовані картки вмісту фракцій ГМс, Са, Mg, Р, К, загального азоту та рН.

Разом з тим, успішний прогноз динаміки забруднення може бути проведений тільки при описі просторової неоднорідності показників, що визначають сорбційні властивості ґрунтів, що має масштабуватись на рівні одного окремо взятого поля або масиву потенційного забруднення.

Площа обстежуваних ділянок, в даному випадку, може становити лише сотні або навіть десятки гектар і має бути порівнянною з площею звичайних аварійних забруднень.

Вирішення подібного завдання має певні труднощі, пов'язані із забезпеченням необхідної точності просторового прогнозу в місцях передбачення при обмеженій кількості точок випробування (Cui, et al., 2016), що

потребує об'єктивної оцінки вибору використовуваних предикторів та методів просторового прогнозу.

Мета цієї роботи полягала в оцінці можливості використання як предикторів даних ДЗЗ для

Просторового прогнозу ґрунтових показників, що визначають сорбційні властивості ґрунтів по відношенню до полютантів, із застосуванням методів машинного навчання.

Як об'єкт вивчення використовували окремо взяте поле сівозміни площею 254 га (південний регіон України). Ґрунтовий покрив ділянки представлений вилуженими чорноземами та неоднорідний за показниками ґрунтових властивостей.

Територія була поділена на елементарні ділянки розміром 5 га. Усього було відібрано 50 змішаних зразків. Вміст органічного вуглецю (оу) визначали сухим спалюванням (CN-аналізатор Vario Max Cube Elementar), вміст фракцій пилу та глини – методом лазерної седиментографії (аналізатор розміру частинок Microtrac SDC), рН – іонометрично, еКо – хімічним методом.

Вміст пилу та глини було перетворено з оригінальних даних у композитні за допомогою алгебраїчної трансформації (Loiseau et al., 2021) Як джерела ДЗЗ використовували дані супутника Sentinel 2, отримані з відкритого сайту європейського космічного агентства. Для роботи використовувалися зображення поверхні ґрунту з мінімальним впливом рослинності. Цим умовам відповідав знімок від 12 травня 2019 року. Зображення вибиралися з урахуванням мінімального впливу атмосферних збурень, але все ж таки були піддані атмосферній корекції методом DOS 1.

За отриманими даними розраховувалися спектральні індекси, які представлені відношеннями окремих каналів, та індексами, що характеризують відкриту поверхню (NDVI, Grain size index, Clay index, MIR index, Bare soil index, Redness index, Saturation index, Coloration index та ін.).

Усього було використано 18 індексів, а також канали 2-8, канали 11-12 та супутника Sentinel 2.

Дані окремих каналів та спектральних індексів екстрагувалися та усереднювалися по елементарним ділянкам відбору ґрунтових проб.

Географічна прив'язка результатів аналізів ґрунтових проб приводилася до центроїду елементарної ділянки. Для прогнозу були використані моделі регресії на основі опорних векторів (SVMr – support vector machine regression) та моделі випадкового лісу (RF – random forest).

Регресія на основі опорних векторів є контрольованим непараметричним методом машинного навчання.

Завдяки здатності обробляти нелінійні відносини та ефективності в узагальненні, SVMr показав себе багатообіцяючим методом у різних ґрунтових дослідженнях (Cortes et al., 1995; Smola et al., 2004; Pasolli et al., 2011; Deiss et al., 2020; Tagh. al., 2021).

Випадковий ліс – це деревоподібний алгоритм машинного навчання, який переважно використовувався для завдань класифікації. Декілька порівняльних досліджень довели, що це один з найкращих і доступних в даний час методів машинного навчання (Biau et al., 2016; Hengl et al., 2018).

Моделі RF та SVMr піддавалися процедурі налаштування. Перевірка моделей проводилася за допомогою процедури бутстрапу з урахуванням оптимізму продуктивності (Harrell, 2001). Спочатку розраховувалися значення продуктивності моделей окремих вибірок бутстрапа. Надалі розраховувалася продуктивність до вихідних даних. Показник оптимізму прогнозуючої здатності визначався шляхом віднімання усереднених значень продуктивності моделей окремих вибірок бутстрапу та моделей на основі вихідних даних. Підсумковими значеннями продуктивності вважалися значення показника оптимізму. Заходами оцінки моделей були середня абсолютна помилка (MAE – mean absolute error), середньоквадратична помилка (RMSE – root mean square error) та коефіцієнт

детермінації (R^2), формули розрахунку яких представлені нижче.

Середня абсолютна помилка:

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |p_i - o_i|$$

Середньоквадратична помилка:

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (p_i - o_i)^2 \right]^{1/2}$$

Коефіцієнт детермінації:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (o_i - p_i)^2}{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2}$$

де p_i – прогнозне значення показника,
 o_i – спостережуване значення показника.

Найкращими визнавалися моделі з мінімальним значенням RMSE, MAE та максимальним значенням R^2 . Робота з растровими зображеннями та моделювання проводилося серед об'єктно-орієнтованої мови R.

У таблиці 3.1 представлені описові статистичні дані вивчених ґрунтів. Середній вміст фракції пилу на ділянці дослідження становить 76.4%, глини – 9.9%, варіабельність показників слабка. Середній вміст органічного вуглецю – 4.0 % за середньої варіабельності. Середнє значення величини еКо - 59.8 ммоль (екв)/100 г, варіабельність середня. Варіабельність рН оцінюється як слабка.

Таблиця 3.1 - Описові статистичні дані властивостей ґрунтів

Почвенный показатель	ГМС, %		Органический углерод, %	рН	ЕКО, ммоль (экв)/100 г
	Пыль (0.002-0.05 мм)	Глина, (<0.002 мм)			
Минимальное значение	72.2	8.6	2.7	4.9	42.0
Максимальное значение	79.3	11.2	5.6	6.4	73.0
Размах варьирования	7.1	2.6	2.9	1.5	31.0
Среднее значение	76.4	9.9	4.0	5.5	59.8
Коэффициент вариации, %	1.5	5.2	18.7	6.1	12.3
Оценка коэффициента вариации	Слабая	Слабая	Средняя	Слабая	Средняя

Перед моделюванням просторового розподілу ґрунтових властивостей

було оцінено їх взаємозв'язок із даними ДЗЗ на основі кореляції за методом спірмена (рис. 3.1). При побудові діаграми кореляцій видалено індекси, мають повну кореляцію друг з одним (тобто. $r = -1$ чи $r = 1$).

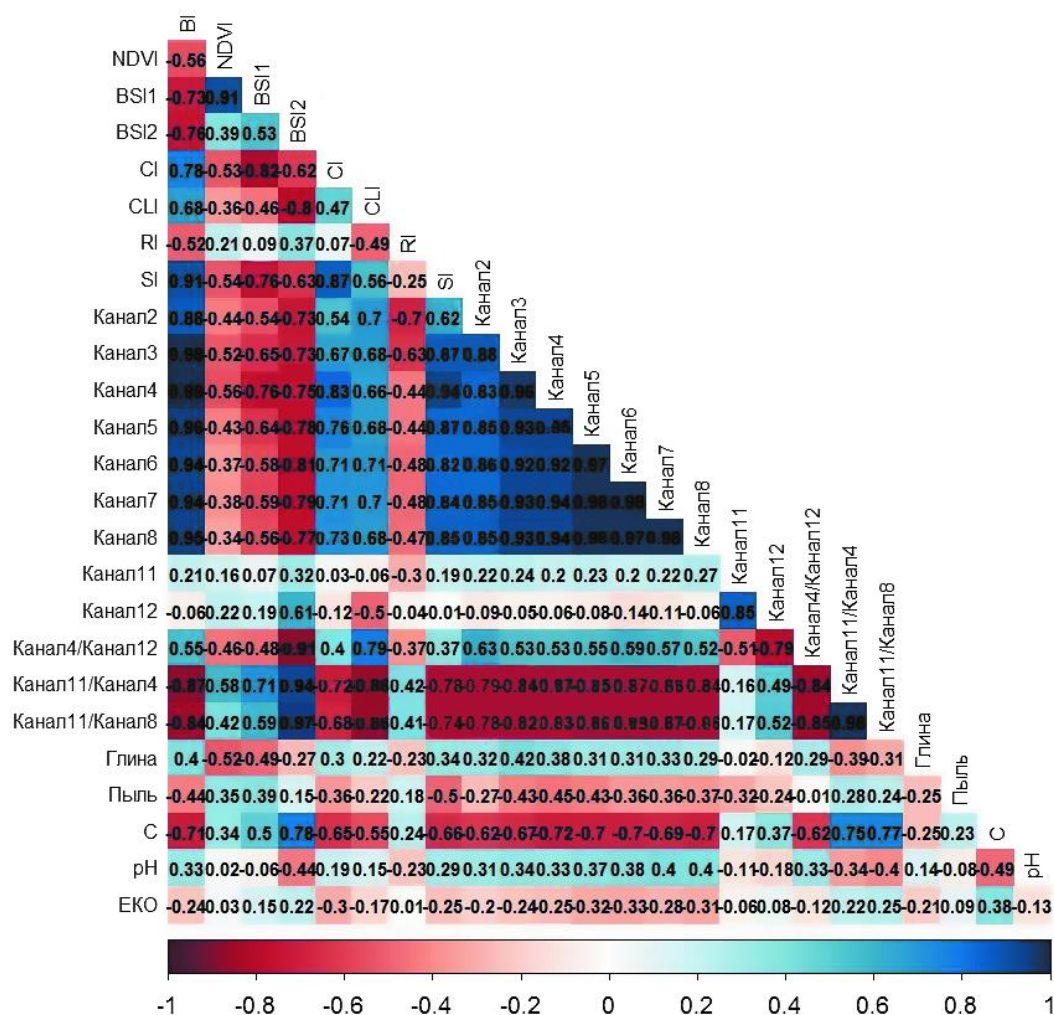


Рисунок 3.1 - Діаграма кореляцій властивостей ґрунтів та даних дистанційного зондування

Найбільший зв'язок із спектральними індексами має зміст оу. Коефіцієнт кореляції з індексом ВІ становить $r = -0.71$, а з індексом відкритої поверхні ґрунту BSI 2 - $r = 0.78$. Зміст глини краще корелює з індексом NDVI $r = -0.52$, а вміст пилу - з індексом SI $r = -0.50$, тоді як показник рН найбільш тісно пов'язаний з

індексом BSI 2 ($r = -0.44$). З досліджуваних показників еКо найменше корелює з даними ДЗЗ, найбільше значення коефіцієнта кореляції посідає спектральний канал 6 і як $r = 0.33$.

Таким чином, досліджувані властивості мають різний взаємозв'язок із спектральними індексами. З двох моделей найкращий результат для вмісту глини отримано при використанні методу RF, так як цей алгоритм дає нижчу значення MAE 0.02 і більш високе значення коефіцієнта детермінації ($R^2 = 0.67$). Для вмісту фракції пилу показник MAE для моделі RF є нижчим і відповідає 0,03, однак показник RMSE нижчий при застосуванні SVMr ($RMSE = 0.61$).

Проте за значенням коефіцієнта детермінації обидві моделі показали однаковий результат ($R^2 = 0.72$). Показник рН ґрунту найкраще моделюється при застосуванні SVMr, тут значення R^2 істотно вище ($R^2 = 0.84$).

Просторове розподілення оу добре прогнозується з використанням даних ДЗЗ. І тут обидві моделі показали високі значення коефіцієнта детермінації (R^2 SVMr = 0.83 і R^2 RF = 0.81). Все ж таки найкращим було застосування моделі SVMr, оскільки в цьому випадку інші метрики мають нижчі значення.

Просторова мінливість еКо при використанні спектральних індексів прогнозується суттєво гірше, ніж оу, оскільки на відміну від змісту оу показник еКо не має прямого впливу на спектральні характеристики відбивної здатності поверхні ґрунтів.

Зміст ПВ безпосередньо визначає колірні характеристики ґрунтів і має тісний зв'язок зі значеннями спектрального відображення їхньої поверхні. Для прогнозування мінливості еКо найбільше підходить алгоритм SVMr з нижчим значенням RMSE рівним 4.25 і вищим коефіцієнтом детермінації ($R^2 = 0.67$). За даними оцінок RMSE, MAE, R^2 можна зробити загальний висновок, що застосування алгоритмів SVMr та RF дає близькі показники надійності просторового прогнозу.

Все ж таки модель RF може бути визнана кращою для прогнозування

вмісту глини, в інших випадках кращою можна визнати модель SVMr (рис. 3.2, табл. 3.2).

Таблиця 3.2 – Показники оцінки точності моделей

Показатель	Модель	RMSE	MAE	R ²
Глина	SVMr	0.32	0.07	0.60
	RF	0.34	0.02	0.67
Пыль	SVMr	0.61	0.05	0.72
	RF	0.71	0.03	0.72
ОУ	SVMr	0.31	0.02	0.83
	RF	0.37	0.03	0.81
pH	SVMr	0.14	0.01	0.84
	RF	0.23	0.01	0.63
ЕКО	SVMr	4.25	0.32	0.67
	RF	5.31	0.21	0.60

Отримані результати загалом можна порівняти з даними інших досліджень. У роботі (Mahmoudzadeh et al., 2021) проведено порівняння п'яти різних методів машинного навчання для створення карти змісту ПВ, отримані близькі результати просторового прогнозу, але все ж таки найкращий результат показав алгоритм випадкового лісу. У роботі (Matinfara et al., 2021) показано, що використання гібридних моделей машинного навчання при комбінації з коваріатами геоморфометрії та дистанційного зондування дозволяє моделювати та прогнозувати вміст ПВ з прийнятною точністю в масштабах одного поля. У роботі (Were et al., 2015) застосування моделей регресії опорних векторів, штучних нейронних мереж (ANN – Artificial neural network) та випадкових лісів також показали однакову просторову структуру зміни у ґрунтовому покриві запасів ПВ.

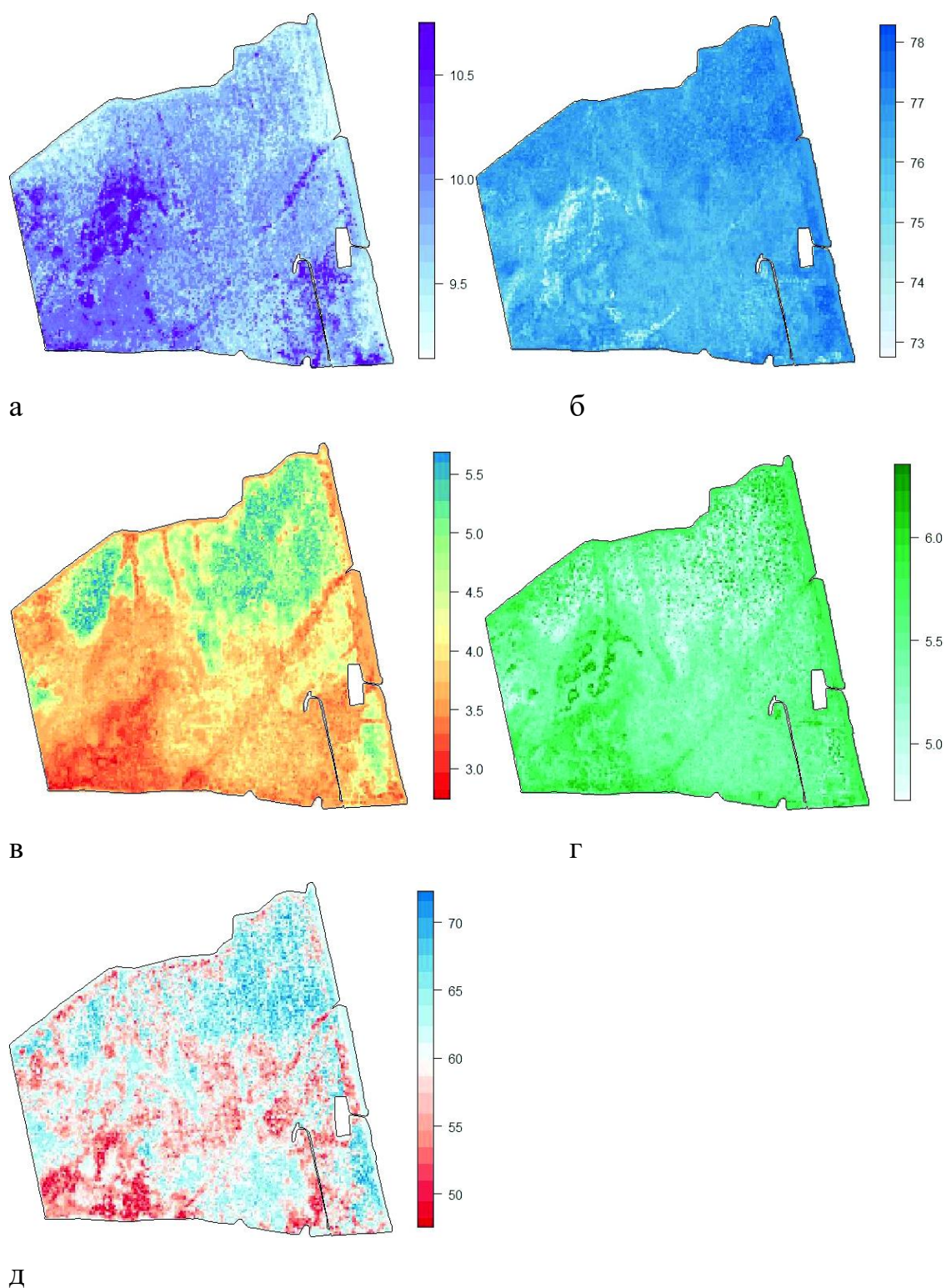


Рисунок 3.2 – Підсумкові карти просторового розподілу ґрунтових властивостей. а) Фракція глини, %; б) Фракція пилу, %; в) ОУ, %, г) рН, од., д) ЕКО, ммоль (екв)/100 г

Отримані моделі були використані для створення карток просторового розподілу ґрунтових властивостей (рис. 3.2). Ґрунт у південно-західній частині поля містить більше фракції глини та менше пилу. Загалом ділянка має неоднорідний розподіл гранулометричних фракцій. Найбільш контрастним показником є зміст оу. Карта дозволяє умовно розділити територію на дві зони: північну із вмістом оу від 4.5% до 5.5% та південну із зміною значень від 2.7% до 4.5%.

Карта рН показує невеликі просторові зміни показника, що становлять лише одну одиницю. Вплив вищезазначених показників дає контрастність ділянки за величиною еКо.

Таким чином, просторовий розподіл ґрунтових властивостей на ділянці, незважаючи на його невеликі розміри, характеризується досить суттєвою просторовою неоднорідністю, яка повинна враховуватися щодо ризиків потенційного забруднення поллютантами.

Можна зробити висновок, що методи машинного навчання при використанні даних ДЗЗ, отриманих з супутника Sentinel 2 з просторовим роздільною здатністю 10 м, для територій з обмеженою площею забезпечують побудову просторових карток з відносно точним прогнозом розподілу показників ґрунту, які визначають сорбційні властивості по відношенню до поллютантів. Карти, отримані з використанням різних алгоритмів (RF і SVMr), дають близькі результати прогнозу та можуть бути ефективно використані як предиктори під час створення прогнозних карт забруднення.

3.1 Висновки за розділом

Завдання створення прогнозних карт забрудненості територій має дуже важливий аспект, пов'язаний із необхідністю об'єктивного визначення джерел надходження поллютантів у ґрунти.

Створення карт просторового розподілу політантів на основі даних польових досліджень та застосування методів машинного навчання, що враховують допоміжні предиктори, включаючи показники просторової неоднорідності сорбційних властивостей ґрунтів, дозволяє суттєво підвищити їхню точність та надійність. Застосування даних карток може забезпечити об'єктивність визначення джерел забруднення і відповідальності за екологічні збитки.

Методи машинного навчання при використанні даних ДЗЗ, отриманих із супутника Sentinel 2 з просторовим дозволом 10 м, для територій з обмеженою площею забезпечують побудову просторових карток з відносно точним прогнозом розподілу показників ґрунту, які визначають сорбційні властивості по відношенню до політантів. Карти, отримані з використанням різних алгоритмів (RF і SVMr), дають близькі результати прогнозу та можуть бути ефективно використані як предиктори під час створення прогнозних карт забруднення.

4 ОХОРОНА ПРАЦІ ТА ЗНИЖЕННЯ ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ПЕРСОНАЛ ВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ

Також у роботі представлено оцінку впливу забруднень важкими металами в умовах гірничодобувних та руднопереробних підприємств.

Запити промисловості в металах забезпечуються розробкою родовищ корисних копалин, що супроводжується попаданням важких металів у довкілля з інтенсивністю, що перевищує здатність адаптації живих організмів до геохімічного середовища.

Більшість металів осаджується у межах 1 - 2 км від джерел освіти, що створює високий рівень забруднення металами на селитебній території промислово розвинених регіонів.

Для дослідження кількості і якості важких металів, що потрапляють в екосистеми, використовують різноманітні методи, у тому числі аналітичні реакції, нейтронно-активатизаційний аналіз, спектрометрію, атомно-емісійний аналіз та ін.

Оцінка ризику працівників гірничого підприємства здійснюється з допомогою кореляційно-регресійного аналізу. Отримані експериментально коефіцієнти кореляції дозволяють створити модель залежності показників стану здоров'я від якості довкілля.

Мінімізація антропогенного впливу на довкілля особливо актуальна для працівників та населення селищних зон гірничодобувних підприємств, де хімічне забруднення досягає критичного рівня, наприклад, підприємства великих гірничо-металургійних комплексів.

Теоретичні узагальнення розробки даної проблеми спираються на феномен екологічної обумовленості низки захворювань людини. Основним системоутворюючим блоком служить показник безпеки праці населення, інші параметри розглядаються як впливають чинники. Комплексний метод

дослідження заснований на оцінці стану здоров'я населення гірничодобувного регіону диференційовано на складових етапах ланцюга видобутку металів: гірський переділ, зберігання хвостів на території Алагірського району та металургійний переділ у Владикавказі. Проводиться випробування хвостох ранилища з дослідженням у лабораторіях ІГЕМ РАН групи ядерно-фізичних досліджень. Хімічний склад проб визначається методом рентгенофлюоресцентної спектрометрії на спектрометрі PW-2400.

Для оцінки ступеня забруднення водойм водами хвостосховища та притоками на мас-спектрометрі Series X II ICP-MS Thermo Scientific досліджуються проби води. Метою дослідження є формування гіпотези про наявність зв'язку між впливом важких металів та захворюваністю населення селітебних зон підприємств.

В рамках клініко-лабораторного обстеження на підставі біохімічного аналізу крові діагностували динаміку окисного стресу та оцінювали стан системи прооксиданти-антиоксиданти у плазмі крові та еритроцитах. У плазмі крові визначали супероксиду усуваючу активність, пероксидазну активність, оксидазну активність церулоплазміну та вміст позаеритроцитарного гемоглобіну. В еритроцитах визначали активність ферментів, що характеризують антиоксидантний статус організму та його резистентність до дії хімічних екотоксикантів.

Інтенсивність вільно-радикального окиснення в плазмі та еритроцитах визначали за рівнем малонового діальдегіду.

При розробці родовищ рудного вузла, що розглядається, застосовували технології, які допускали можливість природного вилуговування втрачених руд і відходів переробки з виносом у гідромережу агресивних металів.

Промислові відходи є постійно діючим джерелом забруднення ґрунтів у зоні впливу гірничо-промислового комплексу (табл. 4.1).

Таблиця 4.1 -Концентрація металів та сірки у ґрунтах

Породы почвы	Металлы, г/т		Сера, %
	Наименование	Значения	
Глина	медь	14750 – 27410	9,7 – 19,0
	цинк	57620 – 90350	
	свинец	63040 – 124220	
	мышьяк	225 – 1750	
	сурьма	19090 – 38350	
	олово	3050 – 5680	
Мелкозернистые пески и бурые глины	медь	960 – 13210	1,3 – 10,8
	цинк	3990 – 41720	
	свинец	4130 – 55910	
	мышьяк	140 – 355	
	сурьма	4760 – 10450	
	олово	1170 – 2850	
Переслаивающиеся тонко- и мелкозернистые пески	медь	490	2,71
	цинк	5050	
	свинец	1070	
	мышьяк	163	
Зеленовато-серые мелкозернистые пески	медь	740 – 1110	1,2 – 2,0
	цинк	1770 – 5670	
	свинец	2610 – 9950	
	мышьяк	141 – 200	
	сурьма	880	
Среднезернистые и крупнозернистые пески	медь	16840	7,0
	цинк	57620	
	свинец	87730	
	мышьяк	523	
	сурьма	19090	
	олово	3490	

При дослідженні біохімічного статусу жителів прилеглих районів виявлено значне зниження антирадикальної активності та різке інгібування на тлі суттєвого підвищення оксидазної активності, що становить 102-110% порівняно з аналогічними показниками у контрольній групі мешканців.

В еритроцитах мешканців спостерігається дисбаланс компонентів антиоксидантної ферментативної системи. Активність СОД в еритроцитах 2-ї – 4-ї групи зростає на 34-86%, каталази – на 37-91%, що свідчить про стимуляцію ферментів первинної ланки антиоксидантного захисту.

Активация ГР в еритроцитах мешканців найближчих населених пунктів склала 834% щодо контролю, тоді як в еритроцитах мешканців щодо віддалених

населених пунктів активність ферменту залишається в межах норми. Група жителів наближених населених пунктів за рівнем активності глутатіонредуктази неоднорідна. У 1-й підгрупі (39 осіб) активність ферменту на 50% знижена, причому у 24 осіб активність глутатіонредуктази практично не визначається.

У другій підгрупі (8 чоловік) активність глутатіонредуктази підвищується на 402% щодо контролю, що вказує на напруженість системи регенерації глутатіону.

Ці дані пояснюють показники здоров'я жителів аналізованого регіону: перше місце з хвороб нервової системи, друге місце з хвороб органів дихання, третє місце з хвороб органів травлення.

У промисловому центрі, за даними поліклінік міста (табл. 4.2), показники захворюваності корелюють з відстанню проживання населення від металургійних заводів.

Таблиця 4.2 - Захворюваність на новоутворення за даними поліклінік міста

Поли- клиники	Годы						Среднее значе- ние
	1	2	3	4	5	6	
1	4,36	4,36	3,83	4,03	3,77	4,15	4,08
3	2,52	2,22	2,60	4,32	3,82	2,98	3,08
4	4,68	4,62	4,03	3,89	4,56	4,59	4,39
5	3,01	3,09	3,35	3,17	2,78	3,42	3,14
7	3,25	2,24	2,68	3,16	2,32	2,81	2,74

Ореол розсіювання важких металів від підприємств виявлено на площі близько 40км², де вміст металів у ґрунті перевищує середню концентрацію на порядок, а коефіцієнт захворюваності змінюється від 2,74 до 4,39. Залежність зменшення кількості захворювань на одиницю площі від збільшення відстані до промислових об'єктів описується логарифмічною лінією тренду (рис. 4.1) з достовірністю апроксимації 0,806, що дозволяє вважати дослідження достовірним.

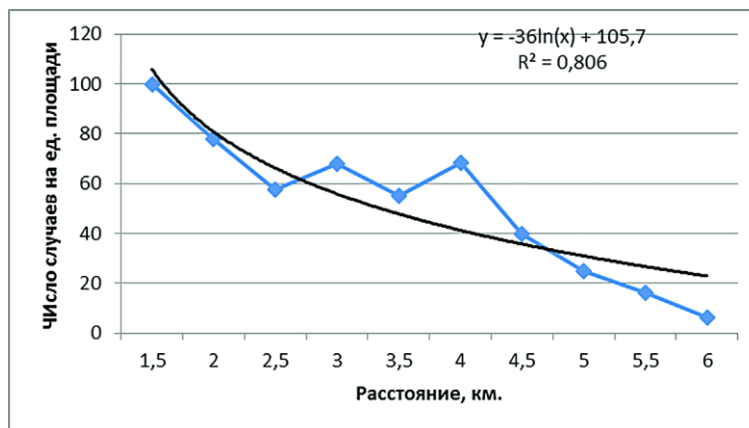


Рисунок 4.1 - Корекція захворюваності та віддаленості селищного об'єкту від металообробних підприємств

Результати досліджень показують, що здоров'я людини у видобувному регіоні визначається, насамперед, умовами освіти та поширення за площею продуктами видобувних та переробних технологій промислових підприємств.

Здоров'я населення характеризується значеннями основних показників.

Найвищий коефіцієнт народжуваності в РСО було відзначено 1986 р. Протягом наступних років народжуваність знижувалася, а смертність зростала. Смертність переважала над народжуваністю аж до 2006 р., коли народжуваність почала перевищувати смертність. Виражена активація антиоксидантних ферментів в еритроцитах обстежених жителів свідчить про крайню напруженість системи антиоксидантного захисту та виснаження її резервів.

Клініко-біохімічне обстеження мешканців вказує на випереджальний розвиток метал-індукованого окисного стресу.

Причиною метало-орієнтованих захворювань населення видобувних регіонів є неповне вилучення металів із руд із залишенням у надрах великої частини запасів та їх накопичення у сховищах на поверхні хвостів переробки.

Метали, що видобуваються, мали стратегічне значення, економічний збиток від розубожування або домішування порід і втрат у вигляді залишення у

виробленому просторі руд дотувався державою, тому експлуатація родовищ велася вибірково. Не знайшли застосування ресурсозберігаючі технології із заповненням виробленого простору сумішами, що твердіють, з мінімальними втратами і вилуговуванням без вилучення руд на земну поверхню.

Ринкові умови ще більше стимулюють до вибіркової виїмки запасів зі збільшенням втрат і розбіжності, отже, джерел хімічного забруднення. Існуюче становище збережеться доти, до складу плати за користування надрами не включатимуться витрати на повну компенсацію загубленого працівниками здоров'я, які на даний час у повному обсязі не визначаються.

Утилізація хвостосховищ без вилучення металів неможлива, оскільки така продукція становить небезпеку. Вилучення металів вимагає витрат, тому вигідніше складувати металовмісні хвости і платити за них штрафи, що не відповідають дійсному значенню. Цьому не заважають існуючі закони про надра.

Напрямом реальної мінімізації прогресуючого хімічного забруднення довкілля є застосування технологій з обмеженням контакту руд з екосистемами довкілля (рис. 4.2).

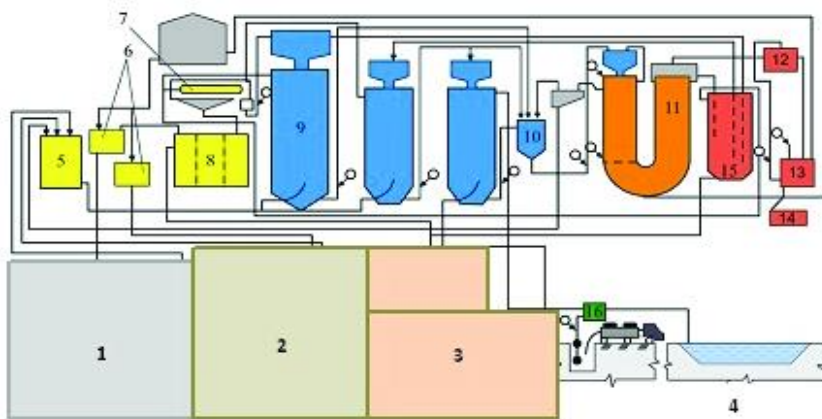


Рисунок 4.2 - Технологічна схема видобутку металів вилуговуванням: 1 – підземне свердловинами або в блоках; 2 – купне; 3 – у дезінтеграторах

До них відносяться технології з переведенням металів у мобільні розчини в підземних виробках. Кероване вилуговування металів в ізольованому від

навколишнього середовища просторі є альтернативою традиційним технологіям з некерованим природним вилуговуванням втрачених при видобутку руд.

До рекомендованих технологій відноситься і технологія утилізації металовмісних відходів з вилученням металів, наприклад, комбінованим механохімічним впливом на мінерали в активаторах типу дезінтегратор.

Таким чином, концепція зниження ризику для здоров'я працівників гірничих підприємств включає положення про те, що кореляція між екологічними і технологічними ризиками при видобуванні та переробці металів і здоров'ям працівників гірничодобувного району з гористим ландшафтом дозволяє мінімізувати негативний вплив хвостів видобутку та переробки руд шляхом застосування природоохоронних технологій.

4.1 Висновки за розділом

Також у роботі представлено оцінку впливу забруднень важкими металами в умовах гірничодобувних та руднопереробних підприємств.

Актуальність проблеми охорони праці працівників і населення гірничих підприємств пояснюється необхідністю створення технологій, що захищають працю людини. Для досягнення поставленої мети застосовано метод, що ґрунтується на оцінці темпів міграції важких металів на етапах ланцюгів видобутку металів: гірський переділ на підземних рудниках, зберігання хвостів на селитебній території та металургійний переділ у великому місті. Охарактеризовано механізм впливу важких металів на населення селищних зон гірничодобувного регіону. Проаналізовано методи досліджень факторів, що мінімізують екологічний ризик працівників та мешканців гірничодобувних та промислових районів. Наведено результати клініко-лабораторного обстеження груп мешканців. Сформульовано гіпотезу про наявність корелятивного зв'язку між технологічними факторами забруднення регіону важкими металами та

захворюваністю населення. Дано характеристику технологій, результатом яких є процеси природного вилуговування втрачених руд та відходів переробки з виносом у навколишнє середовище агресивних металів. Запропоновано напрями мінімізації хімічного забруднення навколишнього середовища шляхом застосування технологій зі збільшенням повноти вилучення металів із руд та хвостів традиційної переробки. Запропоновано формулювання концепції мінімізації негативного впливу гірничого виробництва на збереження екосистем довкілля за рахунок удосконалення технологій видобутку та утилізації хвостів переробки. результатом яких є процеси природного вилуговування втрачених руд та відходів переробки з виносом у навколишнє середовище агресивних металів. Запропоновано напрями мінімізації хімічного забруднення навколишнього середовища шляхом застосування технологій зі збільшенням повноти вилучення металів із руд та хвостів традиційної переробки. Запропоновано формулювання концепції мінімізації негативного впливу гірничого виробництва на збереження екосистем довкілля за рахунок удосконалення технологій видобутку та утилізації хвостів переробки.

ВИСНОВКИ

Серед небезпечних для здоров'я речовин важкі метали та їх сполуки вже зараз посідають друге місце за ступенем небезпеки, поступаючись пестицидам та ґрунтовно переганяючи такі вільно відомі забруднювачі, як двоокис вуглецю та сірки. У майбутньому вони можуть стати небезпечнішими, ніж відходи атомних електростанцій та тверді відходи. Ґрунт є одним з найбільш схильних до антропогенного впливу компонентів навколишнього середовища. Потрапивши в ґрунт або ґрунтові води, дані речовини здатні не тільки забруднювати безпосередньо, а й накопичуватися у ґрунті та воді. Під впливом вітрів у містах з ґрунту може утворюватися дрібнодисперсний пил, вдихання якого з атмосферним повітрям призводить до розвитку різних захворювань у населення.

На підставі інформації з відкритих джерел, у роботі було проведено аналіз техногенного забруднення південних областей країни, а саме обласних центрів – Одеси та Миколаєва.

Аналізуючи отримані дані майже за 20 років за середньорічними концентраціями забруднюючих речовин на стаціонарних постах м. Миколаєва, було підібрано регресійні моделі, які найефективніше б відображали зміну концентрацій забруднюючих речовин. Також на підставі кореляційно-регресійного аналізу зроблено прогноз концентрацій забруднюючих речовин у м. Миколаїв на 2024 рік.

Показники вмісту важких металів у гумусових горизонтах ґрунтів міста Одеси мають високу варіативність, особливо в урбаноземах, і безпосередньо залежать від антропогенного впливу, узгоджуються із функціональним зонуванням міста. Погіршення екологічної ситуації міста Одеси пов'язане із нерівномірним розміщенням промислових об'єктів у місті, великим навантаженням автотранспортними засобами. Найбільш забрудненими є антропогенні глибоко-перетворені ґрунти (урбаноземи, рекреаземи, техноземи

тощо), які розміщені в селитебних, рекреаційних та промислових зонах, а також лучні та лучно-болотні ґрунти колишніх полів фільтрації. За показниками буферності ґрунтів до важких металів ґрунти міста низько та слабостійкі до забруднення.

Таким чином, систематизація та обробка інформації щодо техногенного забруднення південних територій України на прикладі Одеси та Миколаєва показали, що одну з найбільших небезпек для ґрунтів, життя та здоров'я людей, а також екосистем загалом становлять саме важкі метали.

У роботі була проведена оцінка небезпеки важких металів та їх вплив на екосистему. За ступенем небезпеки важкі метали прийнято поділяти на три класи: 1-й – високонебезпечні (Pb, Zn, Cd, As, Se, F, Hg), 2-й – помірно небезпечні (B, C, Ni, Mo, Cu, Cr), 3-й – малонебезпечні (V, W, Mn, Sr). Найбільш ймовірними забруднювачами довкілля вважаються Pb, Zn, Cd, Cu, оскільки вони широко використовуються у промисловості та транспорті. Вважається, що 60% забруднення природного середовища свинцем відбувається при спалюванні бензину та 22% - при виробництві кольорових металів; 11% загального викиду свинцю посідає виробництво заліза, сталі та феросплавів.

Наведено аналіз забруднення важкими металами придорожньої смуги. З наявних даних можна дійти невтішного висновку, що забруднення придорожньої смуги важкими металами змінюється як горизонтальному напрямі (при віддаленні від автодороги), і у вертикальному профілі ґрунтоґрунтів. Причому забрудненість придорожньої смуги залежить багатьох чинників (термін експлуатації автодороги, завантаженість дороги та інші). Основна частина забруднення придорожньої смуги важкими металами припадає на перші десятки метрів - при віддаленні від автодороги, на 10-20 см у вертикальному напрямку, а найбільша кількість свинцю в рослинах спостерігається в рослинах, що ростуть у придорожній смузі на відстані до 10 м-коду.

Було проведено оцінку впливу важких металів на фізико-хімічні властивості ґрунтів. В результаті дослідження встановлені достовірні взаємозв'язки вмісту важких металів з такими параметрами ґрунтів, як вміст гумусу, ємність поглинання, рНКС1, вміст фракції <0,005 мм, вміст заліза.

Також розглянуто прийоми та механізм зниження забруднення ґрунтів. Встановлено, щодля збереження та відтворення родючості ґрунтів, підвищення їх продуктивності, отримання рослинницької продукції та фуражу, що відповідають санітарно-гігієнічним вимогам, необхідний систематичний моніторинг, фітодіагностика техногенних забруднень екотоксикантами, радіологічний контроль. На значних площах потрібно проведення комплексу реабілітаційних заходів (внесення підвищених доз калійних добрив, вапнування кислих ґрунтів тощо), що знижують перехід важких металів та радіонуклідів у рослини з подальшим залученням до харчових ланцюгів.

Створення карт просторового розподілу поллютантів на основі даних польових досліджень та застосування методів машинного навчання, що враховують допоміжні предиктори, включаючи показники просторової неоднорідності сорбційних властивостей ґрунтів, дозволяє суттєво підвищити їхню точність та надійність. Застосування даних карток може забезпечити об'єктивність визначення джерел забруднення і відповідальності за екологічні збитки.

Методи машинного навчання при використанні даних ДЗЗ, отриманих із супутника Sentinel 2 з просторовим дозволом 10 м, для територій з обмеженою площею забезпечують побудову просторових карток з відносно точним прогнозом розподілу показників ґрунту, які визначають сорбційні властивості по відношенню до поллютантів. Карти, отримані з використанням різних алгоритмів (RF і SVMr), дають близькі результати прогнозу та можуть бути ефективно використані як предиктори під час створення прогнозних карт забруднення.

Також у роботі представлено оцінку впливу забруднень важкими металами

в умовах гірничодобувних та руднопереробних підприємств. Актуальність проблеми охорони праці працівників і населення гірничих підприємств пояснюється необхідністю створення технологій, що захищають працю людини. Для досягнення поставленої мети застосовано метод, що ґрунтується на оцінці темпів міграції важких металів на етапах ланцюгів видобутку металів: гірський переділ на підземних рудниках, зберігання хвостів на селитебній території та металургійний переділ у великому місті. Охарактеризовано механізм впливу важких металів на населення селищних зон гірничодобувного регіону. Проаналізовано методи досліджень факторів, що мінімізують екологічний ризик працівників та мешканців гірничодобувних та ромислових районів. Наведено результати клініко-лабораторного обстеження груп мешканців. Сформульовано гіпотезу про наявність корелятивного зв'язку між технологічними факторами забруднення регіону важкими металами та захворюваністю населення. Дано характеристику технологій, результатом яких є процеси природного вилуговування втрачених руд та відходів переробки з виносом у навколишнє середовище агресивних металів. Запропоновано напрями мінімізації хімічного забруднення навколишнього середовища шляхом застосування технологій зі збільшенням повноти вилучення металів із руд та хвостів традиційної переробки. Запропоновано формулювання концепції мінімізації негативного впливу гірничого виробництва на збереження екосистем довкілля за рахунок удосконалення технологій видобутку та утилізації хвостів переробки, результатом яких є процеси природного вилуговування втрачених руд та відходів переробки з виносом у навколишнє середовище агресивних металів. Запропоновано напрями мінімізації хімічного забруднення навколишнього середовища шляхом застосування технологій зі збільшенням повноти вилучення металів із руд та хвостів традиційної переробки. Запропоновано формулювання концепції мінімізації негативного впливу гірничого виробництва на збереження екосистем довкілля за рахунок удосконалення технологій видобутку та утилізації

хвостів переробки. результатом яких є процеси природного вилуговування втрачених руд та відходів переробки з виносом у навколишнє середовище агресивних металів. Запропоновано напрями мінімізації хімічного забруднення навколишнього середовища шляхом застосування технологій зі збільшенням повноти вилучення металів із руд та хвостів традиційної переробки. Запропоновано формулювання концепції мінімізації негативного впливу гірничого виробництва на збереження екосистем довкілля за рахунок удосконалення технологій видобутку та утилізації хвостів переробки.

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Обладунків Б.А. Методика польового досвіду (з основами статистичної обробки результатів досліджень). М: Агропромиздат; 1985. Москва: Agropromizdat; 1985. (In Russ.)]
2. Дмитрієв Є.А. Математична статистика у ґрунтознавстві. М.: Книгарня «ЛІБРОКОМ»; 2009. [Dmitriev EA Matematicheskaya statistika v pochvovedenii. Москва: Книжный будинок «LIBROКОМ»; 2009. (In Russ.)]
3. Ільїн В.Б. Оцінка буферності ґрунтів стосовно важких металів // Агрохімія. 1995. №10. С.109-113. [Il'in VB Otsenka bufernosti pochv po otnosheniyu k tiazhelyum metallam. Агрохімія. 1995; 10:109-113. (In Russ.)]
4. Польовий визначник ґрунтів. К.: Урожай, 1981. [Polevoy opredelitel' pochv. Київ: Urozhay; 1981. (In Russ.)]
5. Напівпан Н.І. Ґрунти України та підвищення їх родючості. Т1. Екологія, режими та процеси, класифікація та генетико-виробничі аспекти. К.: Урожай, 1988.
6. Балюк С.А., Фатєєв А.І., Мірошніченко М.М. Проведення ґрунтово-геохімічного обстеження урбанізованих територій: Методичні рекомендації. Харків: ННЦ ІГА ім. О.М. Соколовського» УААН; 2007. [Balyuk SA, Fatieev AI, Miroshnichenko MM. Проведення ґрунтовогеохімічного обстеження організаційних територій: Методичні рекомендації. Kharkiv: NNTs «IGA ім. ON Sokolovs'kogo» UAAN; 2007. (In Ukr.)]
7. Вовк О.Б. Особливості ґрунтового моніторингу в умовах міста (на прикладі м. Львова) // Екологія та ноосфера. 2007. №18 (1-2). С.57-63. [Vovk OB. Osoblivosti Ґрунтового моніторингу в umovakh mista (na prikladi m. L'vova). Екологія та noosfera. 2007; 18 (1-2): 57-63 (in Ukr.)]

8. Гунько С.А. Морфологічні особливості ґрунтів міста Дніпродзержинськ. // Матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції. Київ, "Архіваріус". 2015. №1. С5-11.

9. Карти України / Районування України URL: <http://geomap.land.kiev.ua/zoning.html>.

10. Луцишин О.Г., Радченко В.Г., Палапа Н.В. та ін. Фізико-хімічні властивості ґрунтів в умовах Київського мегаполісу. Доповіді Національної академії наук України. 2011. №3. С.197-204.

11. Марініч О. М., Пархоменко Г. О., Петренко О. М. та ін. Удосконалено схему фізикогеографічного районування України. Український географічний журнал. 2003. №1. С.16–20.

12. Мацібора О.В. Застосування просторової інтерполяції для аналізу розподілу важких металів у міських ґрунтах. Інститут географії НАН України. Теорія та методологія. 2014. №5. С.25-31.

13. Муровська Г.С., Муровський С.П. Системний підхід до визначення рівня екологічної безпеки міської екосистеми приморського міста. Запобігання та ліквідація надзвичайних ситуацій. Система обробки інформації. 2015. №5 (130). С.185-188.

14. Проведення ґрунтово-геохімічного обстеження урбанізованих територій. Методичні рекомендації. Харків: ННЦ «ІГА ім. О.М. Соколовського» УААН; 2004.

15. Тригуб В.І., Бочевар С.В., Купчик О.М. Ґрунтово-екологічні особливості міських ґрунтів (на прикладі м. Одеси) // Вісник ОНУ. Сер.:Географічні та геологічні науки. 2016. №21 (1). С.98-109.

16. Фурдичко О.І. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище. Київ: Основа; 2008.

17. Хохрякова О.І. Генетичні горизонти ґрунтів урбанізованих територій, їх символіка та номенклатура (на прикладі м. Одеса) // Розвиток аграрної галузі та

впровадження наукових досліджень у виробництво: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. 2019. С.147-149.

18. Хохрякова О.І. Місце ґрунтів урбанізованих території у сучасній класифікації ґрунтів України (на прикладі м. Одеса) // Охорона ґрунтів: зб. наук. пр. ДУ «Держґрунтохорона». 2019. С.189-190.

19. Хохрякова А.І., Куліджанов О.В. Оцінка токсичності ґрунтів парків міста Одеси методами біотестування // Збірник центру наукових публікацій «Велес» за матеріалами III Міжнародної науково-практичної конференції 1 частина: «Весняні наукові читання». 2017. №1. С.20-28.

20. Яцук І.П., Балюк С.О. Методика проведення агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення: керівний нормативний документ. Київ; 2019.

21. Celine Siu-lan Leea, Xiangdong Lia, Wenzhong Shib, et al. Металеві contamination в urban, suburban, і country park soils of Hong Kong: Study based на GIS and multivariate statistics. Science of the Total Environment. 2006; 356: 45-61.

22. Craul Phillip J. Urban Soil: Problems and Promise. Urban soils в Landscape Design. Нью-Йорк, Wiley. 1991; 51 (1): 58-64.

23. Feridon Ghadimi, Mohammad Ghomi, Mohsen Ranjbar та ін. Statistical Analysis of Heavy Metal Contamination у Urban Dusts of Arak, Iran. Iranica Journal of Energy & Environment. 2013; 4 (4): 406-418.

24. Yousef H. Nazzal, Nassir SN Al-Arifi, Muhammad K. Jafri, et al. Multivariate статистичні analysis of urban soil contamination by heavy metals at selected industrial locations in the Greater Toronto area, Canada. Geologia Croatica, Zagreb. 2015; 68 (2): 147-159.

ДОДАТОК А
Перелік зауважень нормоконтролера до кваліфікаційної роботи бакалавра
студентки групи ТЗС-18 Карини МАТВЄСВОЇ

Позначення документа	Документ	Умовна відмітка	Зміст зауваження

Науковий керівник

 (підпис, дата) (ПІБ)

Олексій КУТНЯШЕНКО

Нормоконтролер

 (підпис, дата) (ПІБ)

Олексій КУТНЯШЕНКО

Завідувач кафедри

 (підпис, дата) (ПІБ)

ВІКТОР КОСТЕНКО