УДК 504.75:574
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716/2026.eco.5-68.11

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ЗАБРУДНЕННЯ СВИНЦЕМ ҐРУНТІВ, ПРИЛЕГЛИХ ДО АВТОДОРІГ, ТЕРИТОРІЙ РІЗНОГО ФУНКЦІОНАЛЬНОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

Яковишина Т.Ф. (orcid.org/0000-0002-5924-7847),
Москальов М.О. (orcid.org/0009-0004-4482-3508)
Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49005, м. Дніпро
t_yakovyshyna@ukr.net, Moskalov.M.O@nmu.one

Робота присвячена оцінюванню екологічного ризику внаслідок забруднення свинцем ґрунтів, прилеглих до автодоріг, територій різного функціонального призначення за умов тривалого впливу автотранспорту. Встановлено, що незважаючи на більш ніж 20-річну заборону використання бензину, який містить в якості присадки тетраетилсвинець, забруднення ґрунтів цим важким металом в межах автомобільних доріг досить значне, особливо за рухомими формами, і відповідає сильному та небезпечному рівню. Виявлено, що висока рухомість свинцю в ґрунті зумовила невідповідність при визначенні категорій забруднення за валовим вмістом і рухомими формами, що є принциповим при встановленні екологічної небезпеки та може призвести до невірних рішень при обранні методів ремедіації. Запропоновано залучення в загально прийняту систему оцінювання забруднення свинцем ґрунту додаткових показників – коефіцієнту біогеохімічної рухомості та можливого накопичення свинцю в крові дітей ln(PbB) для урахуванням спрямованості негативного впливу залежно від характеру використання територій, як то агроценоз чи урбоекосистема. Доведено, що найбільш небезпечне потрапляння свинцю в організм людини зафіксовано при ковтанні, порівняно з диханням та через шкіру. Спричинений екологічний ризик був умовно прийнятним при розповсюдженні забруднення по території сільськогосподарських угідь та умовно прийнятним при відсутності заходів з окультурення для ґрунтів урбоекосистеми. Уточнено рівень екологічного ризику для різних функціональних зон, а саме, для урбоекосистем шляхом встановлення прогнозованого вмісту свинцю в крові дітей та для земель сільськогосподарського призначення через надходження рухомих форм в товарну частину продукції рослинництва. *Ключові слова*: екологічна небезпека, екологічний ризик, свинець, ґрунт, забруднення, оцінювання, валовий вміст, рухомі форми.

Ecological risk assessment of lead pollution of highway areas soils with various functional purposes. Yakovyshyna T., Moskalov M.

The work has been devoted to the assessment of the ecological risk due to lead pollution for soils near highway areas of the various functional purposes under conditions of prolonged exposure to motor vehicles. The soil pollution with this heavy metal has been established as a quite significant, especially in available forms, and has been corresponded to a strong and dangerous level of pollution, that despite the more than 20-year ban on the use of gasoline containing tetraethyl lead as an additive. It has been found that the high mobility of lead in the soil caused irreversibility in determining the categories of pollution by gross content and available forms, which is fundamental in establishing ecological hazards and can lead to incorrect decisions when choosing remediation methods. The coefficient of biogeochemical mobility and the possible accumulation of lead in the blood of children ln(PbB) have been proposed to include in the generally accepted system, as additional indicators, for assessing soil lead contamination to take into account the direction of the negative impact depending on the nature of the use of territories, such as agrocenosis or urban ecosystem. The most dangerous way for lead has been proven to enter the human body is by ingestion, compared to breathing and through the skin. The resulting ecological risk has been acceptable when contamination spread across agricultural land and conditionally acceptable risk in the absence of cultivation measures for urban ecosystem soils. The level of ecological risk has been specified for various functional zones, namely for urban ecosystems by establishing the predicted lead content in children's blood and for agricultural lands due to the entry of mobile forms into the marketable part of crop production. *Key words:* ecological hazard, ecological risk, lead, soil, pollution, assessment, gross content, available forms.

Постановка проблеми. Згідно останніх змін від 23.01.2024 р. до Постанови Кабінету Міністрів України № 927 від 01.08.2013 р. «Про затвердження Технічного регламенту щодо вимог до автомобільних бензинів, дизельного, суднових та котельних палив» забороняється використання в автомобільних бензинах екологічних класів Євро3, Євро4 та Євро5 добавок (присадок), що мають у своєму складі хоча б один з таких компонентів: фосфор, сполуки свинцю та заліза, ароматичні аміни (монометиланіліни, моноетиланіліни тощо). Проте досить тривалий час, а саме починаючи з 1921 року, тетраетилсвинець використовувався як антидетонаційна присадка для підвищення октанового числа в бензині. Через високу токсичність важкого металу, його здатність

© Яковишина Т.Ф., Москальов М.О., 2026
Стаття поширюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY 4.0

негативно позначатися на організмі людини шляхом ураження нервової системи, порушення функції мозку, зниження імунітету, канцеро- та тератогенезу, бензин із додаванням тетраетилсвинцю був заборонений в США з 1996 року, в ЄС – з 2001 року, а до 2020-2021 років весь світ остаточно відмовився від цього пального. Європейські країни активно переходять на бензин з біоетанолом, приміром, Е10, що є частиною стратегії сталого розвитку відносно зниження викидів CO_2 в навколишнє середовище та залежності від нафти. В майбутньому країни ЄС в межах зеленої угоди планують до 2035 року при здійсненні пасажирських перевезень поступово взагалі відмовитись від автомобілів з двигунами внутрішнього згоряння. І хоча використання бензину, який містить в якості присадки тетраетилсвинець давно припинено, однак тривала експлуатація доріг за умов інтенсивного руху автотранспорту призвели до надходження і значного накопичення цього важкого металу в ґрунтах прилеглих територій, що, в свою чергу, призвело до утворення джерела екологічної небезпеки незалежно від їх функціонального призначення, як то міжнародні магістралі, перетинаючі сільськогосподарські та лісові угіддя чи щільна дорожня мережа в середмісті. Тому виникла потреба в оцінюванні ступеня екологічного ризику для людини і довкілля внаслідок забруднення свинцем ґрунтів прилеглих територій.

Актуальність дослідження. Тривала експлуатація автодоріг за умов використання етильованого бензину призвела до формування лінійних осередків забруднення на територіях різного функціонального призначення Усвідомлення екологічної небезпеки і подальша його заборона, на жаль, не вирішує проблему вже існуючого забруднення свинцем ґрунтів, яке за свідченням [1-2] може значно перевищувати природний геохімічний фон та значення ГДК цього елементу, що характерно для багатьох країн світу. Відносно Директиви ЄС 2025/2360 для підвищення стійкості такі ґрунти потребують впровадження заходів з ремедіації, але для їх розробки першочерговим є проведення всебічного оцінювання ступеня екологічної небезпеки для людини і довкілля, пов'язаних з напрямами їх використання. І тут окрім застосування загального підходу щодо нормування забруднення за ГДК та фоновою концентрацією слід звернути увагу на його теперішнє і подальше використання, що дасть можливість більш чітко окреслити рівень небезпеки та спричинених екологічних ризиків, а отже обрати методи для відновлення забруднених ґрунтів. Приміром, для агроценозів має сенс додатково звертати увагу на транслокацію свинцю в сільськогосподарські культури, в той час як для ґрунтів урбоекосистем – на ступінь їх порушення, пилення і здатність потрапляти в організм людини. Розуміння ступеня небезпеки та можливих екологічних ризиків буде впливати не тільки на вибір технології відновлення, а й сприятиме більш ефективному користуванню земельними ресурсами шляхом вибору толерантних до забруднення сільськогосподарських культур або в окремих випадках зміни функціонального використання території для забезпечення екологічної безпеки та сталого розвитку.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Дослідження проведено у рамках реалізації Закону України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» (розпорядження Кабінету Міністрів України від 28.02.2019 р.); Стратегії розвитку сфери інноваційної діяльності на період до 2030 (розпорядження Кабінету Міністрів України від 10.07.2019 № 526); Указу Президента України № 722 від 30.09.2019 «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року» (цілі 9 – інновації та інфраструктура,11 – забезпечення відкритості, безпеки, життєстійкості й екологічної стійкості міст та інших населених пунктів, 15 – збереження екосистем суші); імплементованої в Україні Директиви ЄС 2025/2360 про моніторинг та стійкість ґрунтів; під час виконання у Національному технічному університеті «Дніпровська політехніка» НДР «Інноваційні технології захисту довкілля для забезпечення екологічної безпеки техногенно-навантажених регіонів» (державний реєстраційний номер 0124U002506, 2024-2027 рр.).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В роботах [3-4] встановлена позитивна кореляція між добовим транспортним навантаженням на автомагістраль та концентрацією важких металів у ґрунтах поблизу неї. Вважається, що зменшення валового вмісту важких металів у ґрунтах повинно відбуватися по мірі віддалення від дороги [5], проте такий зв'язок не завжди прослідкується по свинцю [6], що, в свою чергу, зумовлюється функціональним використанням території, особливо коли це стосується сільськогосподарської діяльності, окультуренням, ступенем трансформації ґрунтів, накладання інших джерел забруднення, наявністю рослинності, проведенням природоохоронних заходів тощо. Накопичення свинцю в ґрунтах прилеглих до автомобільних доріг зумовлює значні ризики для організму людини як безпосередньо так і через трофічний ланцюг [7]. Тому констатації самого факту забруднення шляхом виявлення перевищення природного геохімічного фону та ГДК замало. Виникає потреба врахування функціонального використання територій поблизу доріг при оцінюванні екологічних ризиків [8], що виникли в результаті забруднення, приміром, здатності до мігрування [9] та накопичення рослинами агроценозу при забрудненні сільськогосподарських угідь, а в межах урбоекосистеми – через потрапляння до організму людини [10] з можливим проявом канцерогенних ефектів.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Проблема дослідження полягає в обґрунтуванні оцінювання екологічного ризику внаслідок забруднення свинцем ґрунтів з урахуванням його рухомості та функціонального використання територій, прилеглих до автодоріг за умов тривалого впливу автотранспорту.

Новизна. Виявлено невідповідність ступеня екологічної небезпеки забруднення свинцем ґрунтів при оцінюванні за валовим вмістом металу та за рухомими формами, що підтверджувалось перевищенням вмісту Pb ГДК в товарній частині сільськогосподарських культур для агроценозу та умовно неприйнятним екологічним канцерогенним ризиком TCR. Науково обґрунтовано залучення додаткових показників – коефіцієнту біогеохімічної рухомості ($К_{бгхр}$) та можливого накопичення свинцю в крові дітей ln(PbB) в систему оцінювання для урахуванням спрямованості негативного впливу залежно від характеру використання територій, як то агроценоз чи урбоекосистема.

Методологічне або загальнонаукове значення. Проби ґрунту для визначення вмісту свинцю відбирали з різних функціональних зон, прилеглих до автодоріг, що відрізнялись за категоріями: 1 – бульвар вздовж проспекту ім. Дмитра Яворницького у м. Дніпро; 2 – зелена зона на виїзді з м. Дніпро за житловим масивом Тополя 3, автомобільна дорога Н-08; 3 – сільськогосподарські угіддя навколо об'їздної дороги селища Добровеличківка Новоукраїнського району Кіровоградської області. Ґрунт був представлений чорноземом звичайним різного ступеня трансформації, внаслідок безпосередньо будівництва дороги, що зазнав додаткового антропогенного впливу різного за характером, а саме: в першому і другому випадках через осідання забруднюючих речовин, що містяться у викидах промислових підприємств, і використання протиожеледних реагентів; а в третьому – при застосуванні агрохімікатів.

Валовий вміст свинцю в ґрунті визначали після його кислотної обробки на атомно-абсорбційному спектрофотометрі, рухомі форми, що показували здатність сполук важкого металу до мігрування і накопичення в рослинах – у витягу ААБ з pH 4,8.

Ступінь забруднення ґрунту Pb з урахуванням його рухомості оцінювали за коефіцієнтом концентрації ($С_f$), за формулою (1), та шкалою з табл. 1:

$$С_f = \frac{С_i}{С_ф} \quad (1)$$

де Сі – концентрація свинцю (валовий вміст/рухомі форми) в досліджуваному ґрунті (мг/кг); Сф – природний геохімічний фон свинцю в зональному ґрунті для валового вмісту/рухомих форм відповідно (мг/кг).

Екологічну небезпеку забруднення ґрунтів свинцем встановлювали за ГДК, розраховуючи коефіцієнт небезпеки ($К_{нб}$) для валового вмісту і рухомих форм за формулою (2) з подальшим нормуванням за табл. 2:

$$К_{нб} = \frac{С_i}{ГДК_i} \geq 1 \quad (2)$$

де Сі – концентрація свинцю (валовий вміст/рухомі форми) в ґрунті, мг/кг; ГДКі – гранично допустима концентрація свинцю (валовий вміст/рухомі форми) в ґрунті, мг/кг.

Таблиця 1

Шкала інтенсивності забруднення свинцем ґрунтів відносно природного геохімічного фону

Категорія інтенсивності забруднення	Коефіцієнт концентрації ($С_f$)	
	1	2
Природна флуктуація вмісту металів	< 5,0	< 1,0
Слабке забруднення	5,1-10,0	1,1-2,0
Помірне забруднення	10,1-30,0	2,1-6,0
Сильне забруднення	> 30,0	> 6,0

Примітка: 1 – за даними емісійної спектроскопії; 2 – за середнім значенням концентрації катіонів металів, вилучених ААБ з pH 4,8.

Таблиця 2

Нормування забруднення ґрунтів свинцем за перевищенням ГДК

Рівень забруднення	Значення коефіцієнту небезпеки	
	за витягом ААБ з pH 4,8	після кислотної обробки ґрунту
Безпечний	Фон	< 1 ГДК
Толерантний	> фону – < ГДК	1-2 ГДК
Помірно небезпечний	> ГДК – < 2 ГДК	2-5 ГДК
Небезпечний	> 2 ГДК	> 5 ГДК

Для оцінювання впливу процесу техногенезу, як прояву фактору антропогенної діяльності на накопичення свинцю в ґрунті визначали частку техногенності металу (ЧТМ) згідно S. Baron за формулою (4):

$$ЧТМ = 100 \cdot \left[\left(КЗМ - 1 \right) / КЗМ \right] \quad (4)$$

де КЗМ – коефіцієнт збагачення ґрунту свинцем, який розраховували за формулою (5) до стабільного елементу – алюмінію:

$$КЗМ = \left[\left(ВМ_{верх.\ гор} / Al_{верх.\ гор} \right) / \left(ВМ_{нижн.\ гор} / Al_{нижн.\ гор} \right) \right] \quad (6)$$

де ВМверх.гор та ВМнижн.гор – валовий вміст свинцю в ґрунті, мг/кг; Alверх.гор та Alнижн. гор – валовий вміст алюмінію відповідно у верхньому і нижньому горизонті, мг/кг.

Техногенність вважали високою за умов ЧТМ > 75%; середньою – в межах 50% < ЧТМ < 75%; низькою і недостовірною при ЧТЗ < 50%.

Спричинений екологічний ризик для людини внаслідок забруднення ґрунту свинцем оцінювали з урахуванням його токсичності та шляхів надходження до організму за протоколом USEPA [11-13].

Фактор екологічного ризику (E_r) визначали за методикою L. Hakanson з урахуванням токсичності свинцю за формулою (7)

$$E_r = T_r \cdot C_f \quad (7)$$

де Tr – токсико-відповідь на хімічний елемент, яка враховує його небезпеку, для свинцю дорівнює 5; Cf – коефіцієнт концентрації важкого металу, розрахований за формулою (1).

Нормування Er здійснювали за M. El-Bady (2014), а саме: $E_r < 40$ – низький, $40 \le E_r < 80$ – помірний, $80 \le E_r < 160$ – значний, $160 \le E_r < 320$ – високий, $E_r > 320$ – дуже високий.

Згідно протоколу USEPA [11-13] спочатку розраховували середнє добове надходження свинцю з урахуванням трьох шляхів при ковтанні, вдиханні та через шкіру за формулами (8-10), розшифровку та значення параметрів яких наведено в табл. 3.

Таблиця 3

Значення параметрів у рівняннях екологічного ризику за протоколом USEPA

Пара-метр	Пояснення	Дорослі	Одиниця виміру
CDI	Середнє добове надходження хімічних елементів/речовин в організм людини через 3 шляхи впливу	–	–
C_i	Концентрація канцерогенних елементів/речовин у ґрунті	–	мг/кг
IRg	Винос канцерогенних елементів/речовин з ґрунту організмом людини	100	мг/добу
IRh	Частота дихання людини за одну добу	14,5	$м^3$/добу
CF	Коефіцієнт приведення	1×10^{-6}	кг/мг
EF	Частота впливу протягом одного року	365	діб у рік
ED	Середня тривалість експозиції	70	роки
BW	Середня маса тіла	60	кг
AT	Середній час (не канцерогенний)	ED×365	доба
	Середній час (канцерогенний)	70×365	
FSPO	Частка твердих частинок ґрунту, що знаходиться у повітрі	0,15	–
PLAF	Швидкість утримання твердих частинок ґрунту при вдиханні	0,75	–
PM_{10}	Кількість частинок, що вдихаються	0,15	мг/м
Пара-метр	Пояснення	Дорослі	Одиниця виміру
SA	Відкрита поверхня шкіри	0,54	$м^2$
AF	Фактор прилипання часток на шкірі	0,07	мг/($см^2$× добу)
ABS	Фактор поглинання часток шкірою	0,001	–
RfD_{ing}	Референтна доза при ковтанні	$3{,}50 \times 10^{-3}$	мг/(кг× добу)
RfD_{derm}	Референтна доза при потраплянні через шкіру	$3{,}52 \times 10^{-3}$	мг/(кг× добу)
RfD_{inh}	Референтна доза при вдиханні	$5{,}25 \times 10^{-3}$	мг/(кг× добу)
CF_{ing}	Фактор уточнення	$8{,}5 \cdot 10^{-3}$	–
CF_{inh}	Фактор уточнення	$4{,}2 \cdot 10^{-2}$	–
CF_{derm}	Фактор уточнення	–	–
HQ	Екологічний неканцерогенний ризик за шляхом надходження	–	–
HI	Загальний екологічний неканцерогенний ризик	–	–
CR	Екологічний канцерогенний ризик за шляхом надходження	–	–
TCR	Загальний екологічний канцерогенний ризик	–	–

 ISSN: 2306-9716 (Print), ISSN: 2664-6110 (Online)

$$CDI_{a-ing} = \frac{C_i \times IRg \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (8)$$

$$CDI_{a-inh} = \frac{C_i \times IRh \times CF \times EF \times ED \times FSPO \times PLAF \times PM_{10}}{BW \times AT} \quad (9)$$

$$CDI_{a-derm} = \frac{C_i \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (10)$$

Екологічний ризик визначали, як неканцерогенний за формулою (11) та канцерогенний – за формулою (12):

$$HI = \sum HQ_i = \sum \frac{CDI_i}{RfD_i} \quad (11)$$

$$TCR = \sum CR = \sum CDI_i \cdot SF_i \quad (12)$$

Нормування екологічного канцерогенного ризику проводили використовуючи рекомендації [14] та критерії прийнятності Ешбі: $>10^{-3}$ – високий; 10^{-3} – 10^{-4} – середній; 10^{-4} – 10^{-6} – низький (умовно прийнятний); $<10^{-6}$ – мінімальний (прийнятний); а екологічний неканцерогенний ризик визначали як не суттєвий при HI < 1.

Додатково оцінювали супутні показники екологічної небезпеки внаслідок забруднення ґрунтів свинцем:

1) для агроценозу – $К_{бгхр}$, який показує актуальну доступність цього важкого металу для рослин за формулою (12)

$$K_{бгхр} = C_{росл} / C_{i\,(рух.форми)} \quad (12)$$

де Сбгхр – вміст свинцю в рослині, мг/кг; Сі (рух. форми) – вміст рухомих форм свинцю в ґрунті, мг/кг.

2) для м. Дніпро – можливе накопичення свинцю в крові дітей ln(PbB) за формулою згідно методики CDC (13)

$$\ln(PbB) = 0,879 + 0,241 \cdot \ln(PbS) \quad (13)$$

де PbS – валовий вміст свинцю в ґрунті, млн[1].

Викладення основного матеріалу. Накопичення свинцю ґрунтами територій, прилеглих до автодоріг, залежало від полосносності дороги, щільності та структури транспортного потоку, тривалості використання в межах функціонального призначення. Валовий вміст перевищував природний геохімічний фон чорнозему звичайного та ГДК в 1,73-8,11 і 1,30-6,05 рази відповідно, в найменшій мірі на ділянці, представленій сільськогосподарськими угіддями навколо об'їздної дороги, та найбільше – у міському ґрунті зеленої зони, що зумовлено тривалим транспортним навантаженням на виїзді з м. Дніпро (табл. 4). Відносно бульвару вздовж проспекту ім. Дмитра Яворницького слід брати до уваги, що щільна забудова різко знижує швидкість вітру, а це, в свою чергу, призводило до осадження аерозолів свинцю в межах житлових кварталів.

Звертає на себе увага високого рівня рухомості свинцю в порушених міських ґрунтах, які хоча й сформувалися на тлі зональних – чорноземів звичайних, проте більшою частиною втратили запас буферної здатності і не в змозі блокувати цей забруднювач та запобігати його міграції в урбоекоекосистемі особливо за умов коли свинець надходить у формі легкорозчинних сполук. Вміст рухомих форм свинцю (витяг ААБ 4,8) становив 10,90-22,07 мг/кг, що вище фонового значення на декілька порядків. Підвищення рухомості свинцю в ґрунті агроценозу гальмувалося за рахунок інтенсивного використання органічних добрив, а отже, зв'язування катіону Pb^{2+} в складні органічні комплекси на тлі високої буферної здатності окультуреного ґрунту і становило 4,21 мг/кг.

Таблиця 4

Чинники екологічного ризику забруднення свинцем ґрунтів різного функціонального призначення внаслідок тривалого впливу автотранспорту

Чинник	Функціональних зон, прилеглих до автодоріг		
	1	2	3
Валовий вміст Pb, мг/кг	48,27	181,59	38,86
Рухомі форми Pb, мг/кг	10,90	22,07	4,21
$С_f$ за валовим вмістом	2,15	8,11	1,73
$С_f$ за рухомими формами	109,00	220,70	42,1
$К_{нб}$ за валовим вмістом	1,61	6,05	1,30
$К_{нб}$ за рухомими формами	5,45	11,04	2,11
КЗМ	2,97	11,19	2,39
ЧТМ	66,46	91,06	58,33
$Е_r$	10,75	40,6	8,65
HI	$2,31 \cdot 10^{-2}$	$8,69 \cdot 10^{-2}$	$1,86 \cdot 10^{-2}$
TCR	$9,37 \cdot 10^{-7}$	$3,53 \cdot 10^{-6}$	$7,55 \cdot 10^{-7}$
$К_{бгхр}$	–	–	0,52-1,43
ln(PbB)	1,81	2,13	–

Згідно коефіцієнту концентрації ступінь забруднення ґрунту свинцем за валовим вмістом можна віднести до слабкого тільки на виїзді з м. Дніпро, в решті випадків – норма, в той час як за рухомими формами – до сильного рівня забруднення. Аналогічна ситуація спостерігалась і відповідно коефіцієнту небезпеки, так для валового вмісту рівень забруднення був помірно небезпечним та небезпечним, проте відносно рухомих форм – небезпечним (табл. 4). Зазвичай при встановленні забруднення і визначенні ступеня екологічної небезпеки звертають увагу тільки на валовий вміст, проте він є досить загальним і іноді малоінформативним, особливо для визначення методу з ремедеації ґрунтів, адже не надає розуміння про поведінку забруднювача, його здатність до накопичення рослинами та мігрування вздовж ґрунтового профілю, створюючи передумови вторинного забруднення при потраплянні в ґрунтові води. Проведені розрахунки чітко показали категоріальну невідповідність результатів оцінювання, що в свою чергу може призвести до прийняття помилкових рішень при встановленні ступеня екологічної небезпеки. Особливо це стосується чорноземних ґрунтів, яким в нативних умовах притаманна рухомість до 0,5% від валового вмісту завдяки значного запасу буферної здатності, в той час як порушені в результаті будівництва міські ґрунти нею майже не володіють, що чітко показує коефіцієнт концентрації для рухомих форм.

Високий ступень забруднення досліджуваних ґрунтів підтверджували розрахунки коефіцієнтів збагачення та техногенності свинцю відносно стабільного алюмінію, остання була для територій, прилеглих до автодоріг середньою та високою. Відносно сільськогосподарських угідь це пояснювалось не стільки тривалістю впливу, скільки систематичним перемішуванням в межах орного шару та процесами деконцентрації в ньому. В чорноземних ґрунтах навіть за умов їх трансформації накопичення важких металів при аерогенному надходженні забруднення рідко розповсюджується вниз по ґрунтовому профілю особливо в умовах високого вмісту карбонатів та непромивного водного режиму, який є характерним для Північного Степу України.

Ступень екологічної небезпеки внаслідок поглинання важкого металу сільськогосподарськими культурами відбивав коефіцієнт біогеохімічної рухомості, який був розрахований відносно наявності доступного свинцю для рослин. Одержані значення $К_{бгхр}$ свідчили про високу вірогідність надходження токсиканту до товарної частини сільськогосподарських культур, що підтверджувалось його вмістом в зерні ярих та озимих зернових 1,1-2,1 ГДК залежно відстані від дороги. Нажаль в Україні до сих пір існує негативна практика розміщувати сільськогосподарські угіддя безпосередньо в зоні впливу автодоріг, що призводе до отримання екологічно небезпечної продукції рослинництва.

Наявність різних рівнів забруднення за валовим вмістом з врахуванням ступеня небезпеки згідно токсико-відповідді впливу елементу на здоров'я людей зумовлювало як відсутність так і низький екологічний ризик – $Е_r$ в зеленій зоні на виїзді з міста (табл. 4). Низьке значення $Е_r$ зумовлювалось втручанням людини щодо відновлення екологічних функцій ґрунту, як то родючість та буферність з подальшим створенням стійкого фітоценозу. В подальшому при аналізі шляхів надходження токсиканту до організму людини їх було розташовано в наступній послідовності за ступенем спричинення екологічної небезпеки: при ковтанні > через шкіру = при диханні. Екологічний неканцерогенний ризик – HI в результаті забруднення ґрунтів свинцем був несуттєвим, а саме таким, що не в змозі призвести до стійких негативних ефектів в організмі людини. Екологічний канцерогенний ризик TCR межував на рівні прийнятний/умовно неприйнятний, що, по-перше, потребує моніторингу та проведення своєчасних заходів ремедіації, а, по-друге, слід розуміти що забруднення свинцем ґрунтів, це тільки один чинник, який здійснює свій вплив на екологічну ситуацію в межах міста. При врахуванні екологічного ризику за іншими чинниками згідно з підходом запропонованим USEPA це призведе до значного підвищення екологічної небезпеки для населення в межах урбоекосистеми.

Відомо, що між здоров'ям людини та якістю навколишнього середовища існує тісний зв'язок, особливо відносно показників рівня смертності та кількості онкозахворювань [15], тому велике значення має оцінювання можливого потрапляння свинцю в людський організм. Прогнозований вміст Pb в крові дітей, розрахований за його концентрацією в ґрунті заходився в допустимих межах 2,13 мкг/дл – зелена зона та 1,81 мкг/дл – бульвар в центральній частині міст. Перетинання цим чинником червоної лінії в 10 мкг/дл є сигналом розвитку неврологічних, нефрологічних ефектів, змін в роботі серцево-судинної системи, порушення рухівної активності, сповільнення психічного розвитку та онкозахворювань [16]. Хоча в межах територій прилеглих до автодоріг і формується екологічна небезпека в результаті забруднення свинцем проте суттєвого впливу на здоров'я людини вона не спричиняє.

Головні висновки. Встановлено, що незважаючи на більш ніж 20-річну заборону використання бензину, який містить в якості присадки тетраетилсвинець, накопичення його ґрунтами в межах автомобільних доріг досить значне, особливо за рухомими формами, і відповідає сильному та небезпечному рівню забруднення. Виявлено, що висока рухомість свинцю в ґрунті призвела до невідповідності при визначенні категорій забруднення за валовим вмістом і рухомими формами, що є принциповим при встановленні екологічної небезпеки особливо для ґрунтів сільськогосподарського призначення.

Доведено, що найбільш небезпечним шляхом потрапляння свинцю в організм людини є ковтання, порівняно з диханням та через шкіру. Спричинений екологічний ризик є прийнятним при розсіюванні на території сільськогосподарських угідь та умовно прийнятним при відсутності заходів з окультурення для ґрунтів урбоекосистеми. Уточнено рівень екологічного ризику для різних функціональних зон, а саме для урбоекосистем шляхом встановлення прогнозованого вмісту свинцю в крові дітей, як такого що є допустимим, та для земель сільськогосподарського призначення через надходження рухомих форм в товарну частину продукції рослинництва, що призводить до перевищення ГДК.

Перспективи використання результатів дослідження. Результати оцінювання небезпеки забруднення свинцем ґрунтів та спричиненого екологічного ризику для людини і навколишнього середовища можуть бути використані при розробці та впровадженні технологій з їх ремедіації, а також корегування або зміни функціонального використання територій, прилеглих до автодоріг.

Література

1. Al-jibury A.D. Heavy Metals Pollution in the Highway – Side Soil around Baghdad City. *Journal of Environment and Earth Science*. 2016. Vol. 6, No. 9. P. 57-68. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13748.71041
2. Al-Sabbagh T.A., Shreaz S. Impact of lead pollution from vehicular traffic on highway-side grazing areas: challenges and mitigation policies. *International Journal of Environmental Research and Public Health.* 2025. 22. 311. https://doi.org/10.3390/ijerph22020311
3. Trujillo-Gonzalez J.M., Torres-Mora M.A., Keesstra S., Brevik E.C., Jimenez-Ballesta R. Heavy metal accumulation related to population density in road dust samples taken from urban sites under different land uses. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 553. P. 636-642. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.101
4. An S., Liu N., Li X., Zeng S., Wang X., Wang D. Understanding heavy metal accumulation in roadside soils along major roads in the Tibet Plateau. *Science of the Total Environment*. 2022. 802. 149865. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149865
5. Hui Z., Caiqiu W., Jiping G., Xuyin Y., Qiao W., Wenming P., Tao L., Jie Q., Hanpei Z. Assessment of heavy metal contamination in roadside soils along the Shenyang-Dalian Highway in Liaoning province, China. Polish *Journal of Environmental Studies*. 2017. Vol. 26, No. 4. P. 1539-1549.
6. Lee C.S., Li X., Shi W., Cheung S. C., Thornton I. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics. *Science of the Total Environment*. 2006. 356(1). P. 45-61. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.024
7. Rai P.K., Lee S.S., Zhang M., Tsang Y.F., Kim, K.-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International.* 2019. 125. 365-385. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067
8. Kholikulov S.T., Erdem H., Bobobekov I.N., Demir S. Gence C.Ç. Assessment of the levels of heavy metal pollution in roadside soils of Termiz – Taskent, Uzbekistan. *Journal of Ecological Engineering*. 2025. Vol. 26(3). P. 283-295. https://doi.org/10.12911/22998993/199700
9. Yakovyshyna T., Nester A., Pashechko M., Kalda G., Sokolan J., Piegdon I. Specificities of considering migration capability of heavy metals in assessing ecological hazard of polluting soils of urban ecosystems. *Journal of Ecological Engineering*. 2025. Vol.26(4). P. 37-44. https://doi.org/10.12911/22998993/199525
10. Li F.-J., Yang H.-W., Ayyamperumal R., Liu Y. Pollution, sources, and human health risk assessment of heavy metals in urban areas around industrialization and urbanization-Northwest China. *Chemosphere*. 2022. 308, 136396. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136396
11. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Risk Assessment Guidance for Superfund: Vol1. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors (Interim Final); Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 1991.
12. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Guidance for Evaluating the Oral Bioavailability of Metals in Soils for Use in Human Health Risk Assessment; Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2007.
13. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final); Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2011.
14. Jin X., Tong X., Hua S., Xu Y. Ecological and health risk assessment of soil heavy metal contamination along national highway 107 in China. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2024. Vol. 31, Issue 2. P. 155-175. https://doi.org/10.2478/eces-2024-0011
15. Yakovyshyna T. Ecological risk of contamination of urban soils with heavy metals using the example of Dnipro city (Ukraine). *Ecologia Balkanica*. 2023, Vol. 15, Issue 1, P. 154-163.
16. Агапова В.Т., Золотько О.В. Оцінка ризиків для здоров'я населення внаслідок емісії свинцю від антропогенних джерел. *Наука та прогрес транспорту*. *Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту*. 2012. № 42. С. 29-34.

Дата першого надходження статті до видання: 20.07.2026
Дата прийняття статті до друку після рецензування: 18.09.2026
Дата публікації (оприлюднення) статті: 09.11.2026