

УДК 631.453(477.1)

Т. М. Мислива

к. с.-г. н.

Ю. А. Білявський

к. с.-г. н.

Г. М. Мартенюк

к. с.-г. н.

Житомирський національний агроекологічний університет

МІДЬ У ГРУНТАХ ПРИРОДНИХ, АГРО- І УРБОЛАНДШАФТІВ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ

Встановлені особливості міграції міді за профілем основних типів ґрунтів природних і агроландшафтів, визначені коефіцієнти концентрації міцнофіксованих форм міді у верхньому 0–20 см шарі ґрунтів природних, агро- та урболандшафтів. Визначено, що у ґрунтовому покриві агроландшафтів фіксується відносно низький вміст валових форм міді, які коливаються в середньому від 1–2 до 6–8 мг/кг. У межах природних ландшафтів середній вміст валової міді становить 4–8 мг/кг, а в урбаноземах парково-рекреаційних і агроселітебних ландшафтів – від 8 до 10 і більше мг/кг. Характерною рисою розподілу міцнофіксованої міді за ґрунтовим профілем є її акумуляція у верхніх генетичних горизонтах, багатих на органічну речовину. Мідь є забруднювачем урбаноземів агроселітебних ландшафтів, для яких коефіцієнт її концентрації досягає 9–22 одиниць.

Ключові слова: мідь, ґрунт, міграція, забруднення, коефіцієнт концентрації.

Постановка проблеми

Одним із основних факторів, що безпосередньо впливають на загострення екологічної ситуації і зниження стабільності й стійкості як природних, так і штучно створених екосистем в Україні в цілому, та в Житомирському Поліссі зокрема, є техногенне забруднення довкілля внаслідок дії промислових емісій полютантів, насамперед, важких металів. Наслідками такого впливу є порушення природних механізмів стабілізації навколишнього середовища та кругообігів основних біогенних елементів у компонентах біосфери, посилення різних видів деградації ґрунтових екосистем та зниження їх енергетичної і буферної ємності [14, 19]. Найбільш значного забруднення важкими металами зазнають ґрунти мегаполісів та інших населених пунктів, розташованих у регіонах із високим ступенем концентрації промислового виробництва. Однак, внаслідок прогресуючого посилення антропогенного впливу на довкілля погіршення

екологічної ситуації, пов'язане із забрудненням ґрунтового покриву важкими металами, спостерігається й у аграрних регіонах нашої держави [18]. Вивчення ж форм знаходження і міграції міді у ґрунтах та питань особливостей вертикального розподілу її валових і міцнофіксованих форм за профілем ґрунту дасть змогу оцінити як загальний ступінь забруднення ґрунтового покриву, так і вірогідність накопичення поллютантів фітоценозами.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Питанням забруднення важкими металами ґрунтового покриву присвячена численна кількість досліджень як вітчизняних науковців [10, 28, 29 та ін.] так і вчених близького [6, 9, 24] і далекого [11, 31, 33, 35, 36] зарубіжжя. Наразі увага вчених зосереджена на вивченні питань екологічної геохімії ландшафтів у зонах агрогенезу [1, 7, 25], техногенезу [2, 12, 27] та урбогенезу [5, 18, 26 та ін.]. Значна частка наукових праць присвячена безпосередньо особливостям міграції і акумуляції окремих хімічних елементів у ґрунтовому покриві України. Дослідження Ю. М. Дмитрука [8] присвячені особливостям профільного розподілу нікелю в ґрунтах Карпатського регіону, А. І. Мельника [15] – міграції і акумуляції важких металів у ґрунтах Чернігівської області, С. С. Костишина і С. С. Руденка – у ґрунтах слабо урбанізованих та агроландшафтів Чернівецької області [13, 25]. Характер розподілу Zn у ґрунтах Харківської області досліджено в роботі М. М. Мірошніченка та А. І. Фатєєва [21], особливості міграції й акумуляції важких металів у ґрунтах лучних і лісових ландшафтів заповідних територій – у роботах А. І. Самчука та Е. Я. Жовінського [3, 26], агроселітебних ландшафтів – Ю. А. Білявського, Р. А. Валерко, Т. М. Мисливой і Л. О. Герасимчук [1, 4, 18]. Досить активно проводяться дослідження щодо оцінки рівня забруднення важкими металами ґрунтового покриву територій, техногенно порушених унаслідок видобутку корисних копалин, насамперед, відкритим способом [12, 27]. Хоча в літературі наявна певна кількість відомостей щодо забруднення ґрунтового покриву Житомирського Полісся міддю [4, 26, 28], вони носять фрагментарний характер, а моніторингових досліджень щодо оцінки рівня забруднення даним елементом природних і агроландшафтів у Житомирській області за останні 40–45 років практично не проводилося.

Мета, завдання та методика досліджень

Зважаючи на вище наведене, нами було поставлено за мету визначити закономірності поширення валових і міцнофіксованих форм міді у ґрунтах природних, агро- та урболандшафтів Житомирського Полісся, встановити особливості їх розподілу за генетичними горизонтами ґрунтового профілю для різних типів ґрунтів та оцінити рівень забруднення ґрунтового покриву природних, агро- і урболандшафтів на основі визначення ряду геохімічних коефіцієнтів.

Дослідження виконували впродовж 2003–2014 рр. у межах поліської частини Житомирської області. Ґрунтовий покрив природних і агроландшафтів досліджували на території Баранівського, Брусилівського, Володарсько-Волинського, Ємільчинського, Коростенського, Коростишівського, Лугинського, Малинського, Народицького, Новоград-Волинського, Овруцького, Олевського, Радомишльського, Червоноармійського та Черняхівського адміністративних районів. Оцінку ґрунтового покриву агроселитебних ландшафтів виконували в межах мікрорайонів «Крошня», «Корбутівка», «Мальованка», «Мар'янівка», «Східний промвузол», а також у центральній і завокзальній частинах міста Житомир. У межах парково – рекреаційних ландшафтів досліджували ґрунт на території комунального підприємства «Парк культури та відпочинку ім. Ю. О. Гагаріна», скверу біля Житнього ринку (перехрестя вул. Московська – вул. Б. Лятошинського), парку ім. 30-річчя Перемоги, скверу біля пам'ятника Т. Г. Шевченку (перехрестя вул. В. Бердичівська – вул. Шевченка), скверу біля пам'ятника жертвам голодомору (Путятинський майдан), скверу біля фонтану в районі Польового майдану, скверу на Замковій Горі (вул. Кафедральна – Замковий майдан), скверу біля музичного училища ім. В. С. Косенка (вул. Пушкінська).

Зразки ґрунту відбирали згідно з вимогами методики [16] та ДСТУ ISO 10381-4:2005. (ISO 10381-4:2003, IDT); їх підготовка до проведення аналізу виконувалась згідно з вимогами методики [17] та ДСТУ ISO 11464:2007 (ISO 11464:2006, IDT). Екстрагування валових форм важких металів, що містяться у ґрунті, проводили концентрованою HNO_3 згідно з вимогами [17], а міцнофіксованих форм – 1n HNO_3 . Визначення концентрації хімічних елементів виконували методом атомно-абсорбційної спектроскопії на приладі марки С 115–1М. Оцінку вмісту міді у ґрунті здійснювали на основі визначення таких геохімічних коефіцієнтів, як коефіцієнт концентрації (K_c) [23] та індекс насиченості міддю ґрунту $I_{\text{P}_{\text{Cu}}}$ [8]. Статистична обробка експериментальних даних була проведена з використанням пакету прикладних програм Microsoft Excel та Statistica 10.0.

Результати досліджень

Серед порід підвищені кількості міді властиві для основних (базальти, габро) гірських порід (60–120 мг/кг) та глинистих осадових порід – 40–60 мг/кг. Мінімальні кількості цього елемента вміщують кислі ефузивні породи – 5–20 мг/кг та вапняки і доломіти – 2–10 мг/кг [11]. Вміст Cu у ґрунті, насамперед, залежить від мінералогічного і гранулометричного складу ґрунтоутворюючих порід, типу ґрунтоутворюючого процесу, хімізму та рівня залягання ґрунтових вод, кількості й якості органічної речовини ґрунту, інтенсивності антропогенної діяльності тощо [10, 19]. Максимальні кількості рухомих форм Cu у ґрунтах приурочені до регіонів із високим ступенем концентрації промислового виробництва, особливо гірничо-видобувної, хімічної промисловості та

виробництва чорних і кольорових металів. Основні ґрунтоутворюючі породи Житомирського Полісся традиційно бідні на мідь [19, 20, 29], особливо мало її вміщують флювіогляціальні і древньоалювіальні піщані відклади, а також продукти вивітрювання кристалічних порід. У зв'язку з цим і ґрунти даного регіону характеризуються відносно низьким вмістом валової міді, який коливається в середньому від 4 до 13 мг/кг (табл. 1). Це обумовлено, насамперед, якісним складом ґрунтотворних порід, гранулометричним складом ґрунту і вмістом у ньому гумусу. Чим важчий гранулометричний склад материнської породи і, відповідно, сформованого на ній ґрунту, тим більші в ньому запаси гумусу.

Таблиця 1. Вміст валових форм міді в окремих ґрунтових відмінах природних, агро- та урболандшафтів Житомирського Полісся, 2003–2014 рр., шар ґрунту 0–20 см

Назва ґрунту	Обстежена площа, га	Інтервал вмісту елемента, мг/кг					
		1–2	2–4	4–6	6–8	8–10	>10
1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Ґрунти агроєкосистем</i>							
Дерново-слабопідзолистий піщаний на флювіогляціальних відкладах	45	$\frac{7,2}{16}$	$\frac{21,6}{48}$	$\frac{16,2}{36}$	-	-	-
Дерново-середньопідзолистий супіщаний на флювіогляціальних відкладах	80	$\frac{4,0}{5}$	$\frac{36,8}{46}$	$\frac{22,4}{28}$	$\frac{16,8}{21}$	-	-
Дерново-середньопідзолистий супіщаний на морені	60	-	$\frac{31,2}{52}$	$\frac{18,0}{30}$	$\frac{10,8}{18}$	-	-
Ясно-сірий опідзолений супіщаний на лесовидних суглинках	50	$\frac{14,0}{28}$	$\frac{36,0}{72}$	-	-	-	-
Сірий опідзолений крупнопилувато-легкосуглинковий на лесовидних суглинках	50	-	$\frac{22,0}{44}$	$\frac{28,0}{56}$	-	-	-
Темно-сірий опідзолений піщано-легкосуглинковий на лесовидних суглинках	40	-	$\frac{12,0}{30}$	$\frac{23,2}{58}$	$\frac{4,8}{12}$	-	-
Дерновий глибокий глейовий супіщаний на воднольодовикових відкладах	40	-	-	-	$\frac{23,2}{58}$	$\frac{16,8}{42}$	-
Лучний опідзолений суглинковий на безкарбонатних глинах	40	-	-	-	$\frac{21,2}{53}$	$\frac{18,8}{47}$	-
<i>Ґрунти природних екосистем</i>							
Торфувато - болотний	30	-	-	-	$\frac{11,4}{38}$	$\frac{18,6}{62}$	-
Дерново-слабопідзолистий піщаний на флювіогляціальних відкладах	80	-	$\frac{8,0}{10}$	$\frac{12,0}{15}$	$\frac{41,6}{52}$	$\frac{10,4}{13}$	-

Закінчення таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8
Дерново-слабопідзолистий піщаний на древньоалювіальних відкладах	70	-	$\frac{11,2}{16}$	$\frac{17,5}{25}$	$\frac{34,3}{49}$	$\frac{7,0}{10}$	-
Дерново-середньопідзолистий супіщаний на морені	50	-	$\frac{18,5}{37}$	$\frac{22,5}{45}$	$\frac{9,0}{18}$	-	-
<i>Ґрунти урбоєкосистем</i>							
Урбаноземі агроселитебних ландшафтів м. Житомир	59	-	-	-	-	$\frac{33,2}{5,6}$	$\frac{563,8}{94,4}$
Урбаноземі парково-рекреаційних ландшафтів м. Житомир	48,5	-	-	-	-	$\frac{7,7}{3,7}$	$\frac{40,8}{96,3}$

Примітка: чисельник – га; знаменник – % від обстеженої площі.

Саме тому максимальні концентрації валової міді – 9–12 мг/кг вміщують дернові глейові, лучні та болотні ґрунти, а мінімальні – 2–4 мг/кг – дерново-підзолисті піщані і супіщані ґрунти, сформовані на древньоалювіальних і флювіогляціальних відкладах. Вміст валової міді у ґрунтах природних екосистем перевищує такий у ґрунтах агроєкосистем. Від третини до половини площ обстежених ґрунтів агроєкосистем мають середній вміст валової міді на рівні 2–4 мг/кг, а від 5 до 28 % – не більше 2 мг/кг, тоді як у межах природних екосистем відсутні ґрунти, що характеризуються таким вмістом цього елемента, і лише від 10 до 30 відсотків площ обстежених ґрунтів мають вміст валової міді, що не перевищує 4 мг/кг.

Урбаноземі парково-рекреаційних і агроселитебних ландшафтів м. Житомир вміщують від 8 до 10 і більше мг/кг валової міді, а в окремих випадках вміст даного елемента досягає 30–40 мг/кг. Оскільки урбаноземі на території урболандшафтів антропогенно змінені, внаслідок перемішування і створення насипних верхніх шарів, а нами досліджувався лише 0–20 см шар, високий, порівняно з природними та агроєкосистемами, валовий вміст міді можна пояснити виключно антропогенним чинником.

Мідь у ґрунті міститься в таких формах: 1) водорозчинна; 2) обмінна, поглинута органічними і мінеральними колоїдами; 3) важкорозчинна (у формі солей); 4) мідьвміщуючі мінерали; 5) металоорганічні, переважно комплексні сполуки (хелати) [11]. Найбільш рухомою є водорозчинна мідь, яка знаходиться у ґрунтовому розчині в іонній формі і може утворювати такі водорозчинні солі: $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$; $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. У процесі нітрифікації, коли в ґрунті накопичуються нітрати, розчинність і рухомість міді зростають.

В обмінних реакціях мідь бере участь у формі двохвалентного катіона, однак у ґрунті можуть бути присутні й інші її іонні форми. Як і решта катіонів, вона поглинається органічними і мінеральними колоїдами та глинистими мінералами

грунту. Значення адсорбції Cu на мінералах лежать у межах 0,001–1 мкмоль/г [22]. Найбільші кількості адсорбованої міді пов'язані з оксидами заліза і марганцю (гематитом, гетитом), аморфними гідроксидами заліза й алюмінію та глинистими мінералами (монтморилонітом, вермикулітом, цеолітами). Однак, ключовими реакціями, що керують поведінкою міді у більшості ґрунтів, є хелато- і комплексоутворення. З гуміновими і фульвовими кислотами цей елемент утворює гумати і фульвати. Встановлено, що максимальна кількість Cu^{2+} , яка може бути зв'язана з гуміновими і фульвовими кислотами, приблизно дорівнює вмісту в них кисневих функціональних груп, що в цілому відповідає сорбції 48–160 мг Cu на 1 г гумінової кислоти [34]. За іншими даними [32], гумінова кислота може сорбувати 3,3 г Cu на 1 кг, при цьому доступність для рослин поглинутої органічною речовиною міді знижується.

Вступаючи в обмінні реакції з органічною речовиною, мідь заміщує іони водню у карбоксильних групах і частково у фенольних гідроксидах ґрунтових перегнійних кислот. Поглинута органічною речовиною, вона важко вимивається з ґрунту. Цим частково пояснюється накопичення цього елемента у гумусовому горизонті ґрунтів. При мінералізації органічної речовини ґрунту педомікробіотою мідь вивільняється у вигляді розчинних солей, але при цьому знову поглинається органічними чи мінеральними колоїдами. В той же час ґрунти, багаті на органічну речовину (торфові і торфово-болотні), дуже часто містять мізерну кількість міді.

Мінеральні колоїди також здатні поглинати іони міді. Зокрема, колоїдний двооксид марганцю, який має від'ємний заряд, енергійно поглинає катіони міді, внаслідок чого вона досить часто накопичується в горизонтах, що містять значну кількість MnO [10]. Мідь можуть поглинати й інші мінеральні колоїди з від'ємним зарядом. Закис міді Cu_2O і оксид міді CuO нерозчинні у воді і розчиняються лише в кислотах. Не розчиняються у воді також і гідрати закису і оксиду міді CuOH і Cu(OH)₂. Із CO₂ мідь утворює нерозчинні у воді карбонати Cu_2CO_3 ; $2\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$; $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu(OH)}_2$. З цієї причини при вапнуванні ґрунту розчинність і рухомість міді знижується. При виділенні сірководню, одержаного в результаті анаеробного розкладання органічної речовини педомікробіотою, мідь може утворювати сірчаноокислі сполуки CuS і Cu₂S [11]. Фосфат міді розчинний лише в кислотах, тому на фоні високих доз фосфору рухомість міді може знижуватись. Оксалат міді слабо розчиняється у воді, а з мурашиною, молочною і оцтовою кислотами, що утворюються в ґрунті в результаті проходження мікробіологічних процесів, Cu утворює розчинні сполуки. Нерозчинні у воді сульфід міді окислюються атмосферним киснем і повільно перетворюються на розчинні сульфати. У кристалічній решітці алюмосилікатів мідь важкорозчинна. Легше переходить у розчин обмінно зв'язана мідь, у тому числі й зв'язана гуміновими кислотами. Мідь може

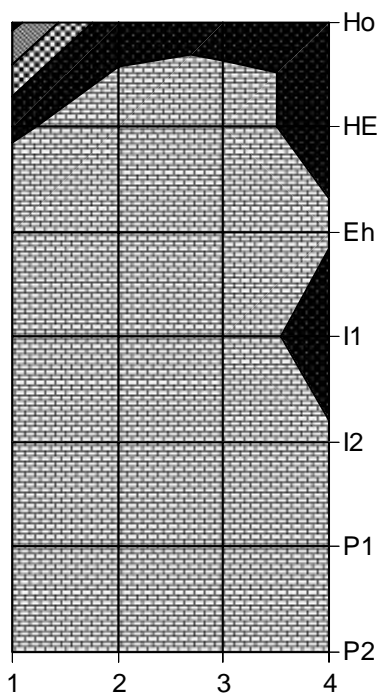
зв'язуватись у ґрунті щавлевою, лимонною та іншими кислотами. У такому стані вона більш рухома, оскільки утворює водорозчинні комплекси, які часто являють собою тип внутрішньокмплесних сполук. Поряд із кислотами мідь може утворювати комплекси з аміаком і амінами [10, 11].

Як свідчать наші дослідження, мідь у ґрунті знаходиться переважно у зв'язаному вигляді, а її водорозчинна частина становить менше 1 % від загального вмісту цього елемента. Характерною рисою розподілу міді за ґрунтовим профілем є її акумуляція у верхніх гумусово-акумулятивних горизонтах (рис. 1–5). Це явище являється результатом комплексної дії природних (біологічна акумуляція) і техногенних (привнесення в якості забруднювача) чинників. На накопичення і форми знаходження Cu в ґрунтовій екосистемі впливають також і екологічні умови (характер рослинного покриву, кількісний і якісний склад лісової підстилки).

У дерново-слабопідзолистих ґрунтах природних екосистем спостерігається біологічна акумуляція міді в лісовій підстилці та гумусово-елювіальному горизонті, і поступове зниження її вмісту в напрямку до материнської породи (див. рис. 1). Кількість міцнофіксованої міді в таких ґрунтах не перевищує 20 %, а її рухомість, як правило, є вищою у верхніх горизонтах і знижується у напрямку до материнської породи. За даними [10, 11] при нейтральній реакції ґрунтового розчину мідь утворює міцні комплекси з органічною речовиною. В умовах кислої реакції ці комплекси, вочевидь, є неміцними. Саме тому більш рухомою мідь є саме в горизонтах Н₀ і НЕ, а максимальна рухомість цього елемента має місце в лісовій підстилці, рН якої коливається в межах 4,4–4,8.

У дерново-слабопідзолистих піщаних ґрунтах агроландшафтів спостерігається зниження вмісту міцнофіксованої міді по всьому ґрунтовому профілю, причому, більш чітко ця тенденція простежується для верхніх генетичних горизонтів (див. рис. 2). Дерново-слабопідзолисті супіщані ґрунти накопичують більше міцнофіксованої міді по всьому профілю в порівнянні з їх піщаними різновидами.

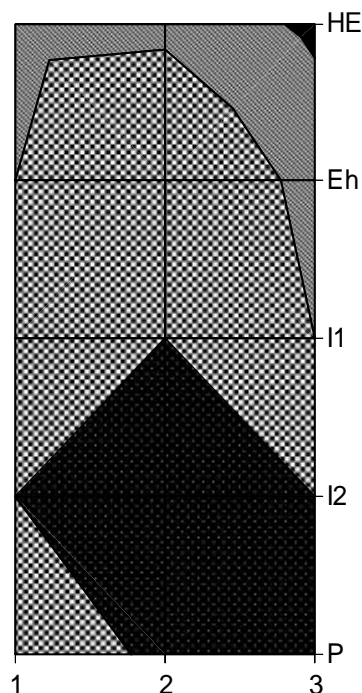
Навіть дерново-слабопідзолисті ґрунти під лісом менш бідніші на Cu, ніж супіщані відміни. Для ґрунтів супіщаного гранулометричного складу характерним є й підвищення вмісту міцнофіксованої міді в напрямку до материнської породи, що зумовлене міцним її зв'язуванням у цих ґрунтах органічною речовиною. Процес оглеєння також сприяє підвищенню вмісту міцнофіксованих форм міді у материнській породі. У піщаних ґрунтах, навпаки, процес оглеєння сприяє зниженню запасів міцнофіксованої міді в материнській породі та прилеглих до неї горизонтах, вочевидь, внаслідок посилення процесів вилугування за рахунок підвищеної фільтрації води.



■ 2-2,5 ■ 1,5-2 ■ 1-1,5 ■ 0,5-1 ■ 0-0,5

Рис. 1. Розподіл міцнофіксованих форм сполук міді за профілем дерново-слабопідзолистого ґрунту в лісових екосистемах

(1 – піщаний ґрунт на флювіогляціальних пісках (сосновий ліс); 2 – піщаний ґрунт на древньоалювіальних відкладах (сосновий ліс); 3 – зв’язно-піщаний ґрунт на флювіогляціальних відкладах (мішаний ліс); 4 – супіщаний ґрунт на морені (молодий мішаний ліс))



■ 0,4-0,5 ■ 0,3-0,4 ■ 0,2-0,3 ■ 0,1-0,2 ■ 0-0,

Рис. 2. Розподіл міцнофіксованих форм сполук міді за профілем дерново-слабопідзолистого ґрунту в агроекосистемах

(1 – зв’язно-піщаний ґрунт на флювіогляціальних пісках (сіножать); 2 – піщаний ґрунт на флювіогляціальних пісках (рілля); 3 – піщаний ґрунт на флювіогляціальних відкладах (рілля))

Дерново-середньопідзолисті супіщані ґрунти характеризуються певним зниженням концентрації міцнофіксованих форм міді у підзолистому горизонті ґрунтового профілю. В окремих випадках дещо більші кількості міцнофіксованої

міді зосереджуються в ілювіальному горизонті цих ґрунтів, проте найчастіше спостерігається досить рівномірний розподіл міцнофіксованої міді за ґрунтовим профілем (див. рис. 3).

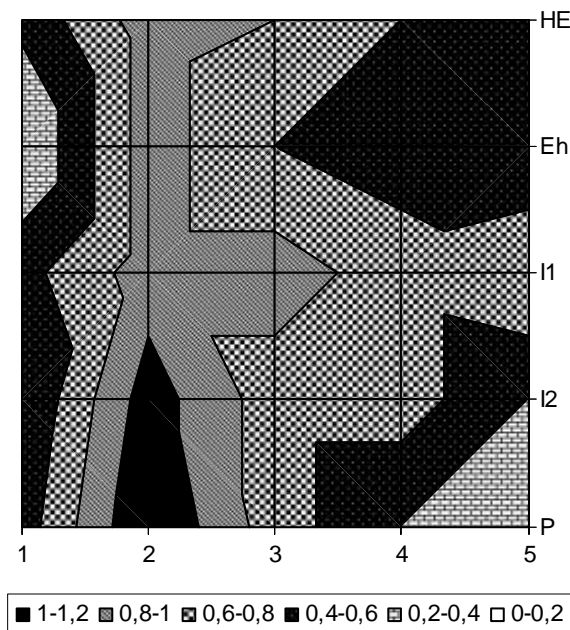


Рис. 3. Розподіл міцнофіксованих форм сполук міді за профілем дерново-середньопідзолистого ґрунту в лісових та агроєкосистемах
(1 – супіщаний ґрунт на флювіогляціальних відкладах (рілля); 2 – супіщаний глеуватий ґрунт на флювіогляціальних відкладах (рілля); 3 – супіщаний глейовий ґрунт на флювіогляціальних відкладах (сіножать); 4 – супіщаний ґрунт на морені (рілля); 5 – супіщаний ґрунт на морені (мішаний ліс))

Більші запаси міцнофіксованої міді, які досягають 2,5–3,0 кг/га, характерні для дерново – середньопідзолистого глейового ґрунту. У дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах, розвинених на морені, вміст міцно фіксованої міді становить від 8 до 26 % від вмісту валової. Варто відзначити, що дерново-середньопідзолистий супіщаний ґрунт на морені накопичує менше міцнофіксованої міді в порівнянні з дерново – підзолистим супіщаним ґрунтом, сформованим на флювіогляціальних відкладах. Ця різниця в шарі 0–150 см досягає 5–14 кг/га. Глеуваті різновиди дуже мало відрізняються за запасами міді від неоглеєних, а глейові відміни вміщують значно більші кількості цього елемента, які у шарі 0–50 см досягають 9 кг/га. Вочевидь це пов’язане з більш

кислою реакцією ґрунтового розчину оглеєних ґрунтів і більшим вмістом у них органічної речовини.

У сірих опідзолених ґрунтах агроєкосистем максимальні концентрації міцнофіксованої міді приурочені до верхніх гумусових горизонтів, а з наближенням до материнської породи вони поступово зменшуються (див. рис. 4). Для світло-сірих опідзолених ґрунтів лісових екосистем особливості розподілу міцнофіксованої міді за профілем дещо інші: у верхніх генетичних горизонтах відзначається різке підвищення її вмісту, який потім знижується в ілювіальному горизонті і вирівнюється у материнській породі. Слід зауважити й на те, що у верхніх генетичних горизонтах сірих лісових ґрунтів запаси міцнофіксованої міді більші ніж у дерново-середньопідзолистих супіщаних ґрунтах і досягають 2,7–3,5 кг/га.

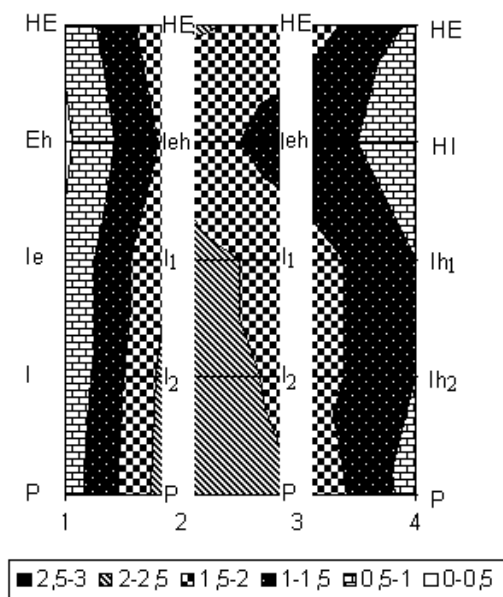


Рис. 4. Розподіл міцнофіксованих форм сполук міді за профілем сірого опідзоленого ґрунту в агроєкосистемах

(1 – ясно-сірий опідзолений супіщаний ґрунт на лесовидних суглинках; 2 – сірий опідзолений крупнопилувато-легкосуглинковий ґрунт на лесовидних суглинках; 3 – сірий опідзолений піщано-легкосуглинковий глейовий ґрунт на лесовидних суглинках; 4 – темно-сірий опідзолений піщано-легкосуглинковий ґрунт на лесовидних суглинках)

Високими запасами міцнофіксованої міді – понад 26 кг/га у метровому шарі характеризуються темно-сірі опідзолені ґрунти на лесовидних суглинках. Лісова

рослинність і процес оглеєння сприяють збільшенню запасів міцнофіксованої міді і у профілі ясно-сірих опідзолених ґрунтів.

Спостерігається досить рівномірний розподіл міцнофіксованої міді за профілем дернових і лучних ґрунтів (див. рис. 5), а її рухомість у даних ґрунтах не перевищує 7–12 %. Біологічна акумуляція Си найбільш чітко виражена в дернових і лучних карбонатних різновидах в умовах нейтрального рН ґрунтового розчину. Досить високими запасами міцнофіксованої міді характеризуються лучні карбонатні ґрунти, причому її розподіл відбувається рівномірно за ґрунтовым профілем. Однак у лучному опідзоленому ґрунті ця рівномірність порушена підзолистим процесом, оскільки в опідзоленому горизонті вміст міцнофіксованої міді дещо знижений, а в ілювіальному горизонті він знову зростає. У лучно-чорноземному ґрунті міцнофіксована мідь зосереджується в ілювіальному горизонті, що, вочевидь, пояснюється поважчанням його гранулометричного складу.

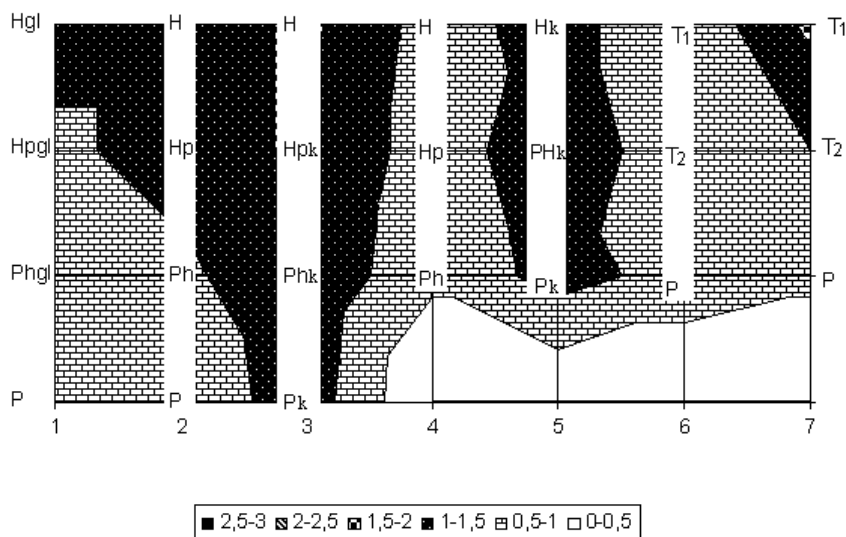


Рис. 5. Розподіл міцнофіксованих форм сполук міді за профілем дернових, лучних і болотних ґрунтів в агроекосистемах

(1 – дерновий глибокий глейовий супіщаний ґрунт на воднольодовикових відкладах (пасовище); 2 – лучний опідзолений суглинковий ґрунт на безкарбонатних глинах (сіножать); 3 – лучний карбонатний суглинковий ґрунт на озерних відкладах (сіножать); 4 – дерновий глибокий супіщаний ґрунт на безкарбонатних породах (рілля); 5 – дерновий карбонатний супіщаний ґрунт на озерних відкладах (пасовище); 6 – торфово-болотний ґрунт; 7 – торфувато-болотний ґрунт.

У дернових ґрунтах спостерігається зменшення вмісту міцнофіксованої міді в материнській породі, а у болотних, навпаки, має місце збільшення її концентрацій у напрямку до ґрунтоутворюючої породи. Торфовища і торфво-болотні ґрунти характеризуються різним вмістом міцнофіксованої міді. Відсоток рухомих форм даного елемента зростає з підвищенням кислотності: встановлена достовірна ($r = 0,75 \pm 0,08$) кореляційна залежність між рН ґрунтового розчину торфовищ і кількістю рухомих форм міді. Запаси доступних для рослин форм міді у болотних ґрунтах і торфовищах дуже низькі, причиною чого, на наш погляд, є те, що основна маса міді в них міцно зв'язана з органічною речовиною і недоступна для рослин. Мідь може вимиватись із торфових ґрунтів разом з органічними сполуками, що її зв'язують, наприклад з амінокислотами й іншими амінами, які легко утворюють з міддю розчинні внутрішньокмплесні сполуки. Нерозчинні у воді органічні сполуки торфових ґрунтів здатні настільки міцно зв'язувати мідь, що вона не розчиняється навіть у кислому середовищі, і рослини на таких ґрунтах можуть відчувати мідне голодування.

Зазначимо, що не зважаючи на те, що коефіцієнт концентрації міцнофіксованої міді у орному шарі в середньому коливається у межах від 1,11 до 2,42, а загальна площа обстежених ґрунтів, де цей показник перевищує одиницю, становить від 50 до 100 %, її не можна вважати забруднювачем ґрунтів агроєкосистем (табл. 2).

Таблиця 2. Коефіцієнт концентрації K_c міцнофіксованих форм міді та індекс насиченості міддю $I_{r_{Cu}}$ окремих ґрунтових відмін агро- та урболандшафтів Житомирського Полісся, 2003–2014 рр., шар ґрунту 0–20 см

Назва ґрунту	Обстежена площа, га	K_c			Індекс насиченості ґрунту, $I_{r_{Cu}}$
		середнє значення межі коливання	≤ 1	> 1	
1	2	3	4	5	6
<i>Ґрунти агроєкосистем</i>					
Дерново-підзолистий глеуватий супіщаний	145	$\frac{1,46}{0,34-4,61}$	$\frac{*26,1}{18}$	$\frac{118,9}{82}$	$\frac{**1,21}{0,58-2,15}$
Дерново-підзолистий глеуватий легкосуглинковий	80	$\frac{2,41}{2,14-2,57}$	-	$\frac{80}{100}$	$\frac{1,55}{1,46-1,60}$
Дерново-підзолистий супіщаний глейовий	55	$\frac{1,40}{0,31-4,41}$	$\frac{12,6}{23}$	$\frac{42,4}{77}$	$\frac{1,18}{0,56-2,10}$
Дерново-підзолистий глейовий супіщаний осушений	70	$\frac{1,25}{0,13-2,66}$	$\frac{11,2}{16}$	$\frac{58,8}{84}$	$\frac{1,12}{0,36-1,63}$

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5	6
Дерново-підзолистий глинисто-піщаний глейовий	90	$\frac{2,36}{0,75-6,51}$	$\frac{3,6}{4}$	$\frac{86,4}{96}$	$\frac{1,54}{0,87-2,55}$
Дерново-підзолистий неоглеєний глинисто – піщаний	80	$\frac{1,99}{1,63-2,18}$	-	$\frac{80}{100}$	$\frac{1,41}{1,27-1,48}$
Дерново-підзолистий глинисто-піщаний, підстелений елювієм масивно-кристалічних порід	80	$\frac{0,95}{0,40-1,24}$	$\frac{35,2}{44}$	$\frac{44,8}{56}$	$\frac{0,97}{0,63-1,11}$
Дерново-підзолистий супіщаний, підстелений елювієм масивно- кристалічних порід	90	$\frac{1,30}{0,26-2,67}$	$\frac{32,4}{36}$	$\frac{57,6}{64}$	$\frac{1,14}{0,51-1,63}$
Дерново-підзолистий піщаний, підстелений елювієм масивно- кристалічних порід	55	$\frac{1,15}{0,34-2,34}$	$\frac{19,8}{36}$	$\frac{35,2}{64}$	$\frac{1,07}{0,49-1,53}$
Дерново-підзолистий глеюватий глинисто- піщаний	90	$\frac{2,26}{0,31-7,41}$	$\frac{18,9}{21}$	$\frac{71,1}{79}$	$\frac{1,50}{0,56-2,72}$
Дерново-підзолистий глейовий глинисто- піщаний і супіщаний осушений	80	$\frac{0,93}{0,47-1,44}$	$\frac{69,6}{87}$	$\frac{10,4}{13}$	$\frac{0,96}{0,68-1,20}$
Дерново-підзолистий неоглеєний супіщаний	50	$\frac{1,47}{0,34-2,92}$	$\frac{11,5}{23}$	$\frac{38,5}{77}$	$\frac{1,21}{0,59-1,71}$
Дерново-підзолистий супіщаний поверхнево- глеюватий	80	$\frac{1,63}{0,64-2,92}$	$\frac{15,2}{19}$	$\frac{64,8}{81}$	$\frac{1,27}{0,79-1,71}$
Дерново-підзолистий неоглеєний піщаний	80	$\frac{1,03}{0,81-1,17}$	$\frac{61,6}{77}$	$\frac{18,4}{23}$	$\frac{1,02}{0,90-1,08}$
Дерново-підзолистий неоглеєний глинисто- піщаний	80	$\frac{1,11}{0,58-1,47}$	$\frac{12,8}{16}$	$\frac{67,2}{84}$	$\frac{1,06}{0,76-1,21}$
Дерново-підзолистий глинисто-піщаний глейовий	50	$\frac{1,65}{0,46-2,24}$	$\frac{9,5}{19}$	$\frac{40,5}{81}$	$\frac{1,28}{0,68-1,50}$
Ясно-сірий опідзолений глеюватий супіщаний	50	$\frac{2,25}{1,49-2,99}$	-	$\frac{50}{100}$	$\frac{1,50}{1,22-1,73}$

Продовження таблиці 2

1	2	3	4	5	6
Ясно-сірий опідзолений легкосуглинковий	50	$\frac{2,42}{1,57-2,97}$	-	$\frac{50}{100}$	$\frac{1,55}{1,25-1,72}$
<i>Ґрунти урбоєкосистем</i>					
Урбаноземи на території мікрорайону «Мар'янівка»	102	$\frac{10,6}{2,5-15,7}$	-	$\frac{102}{100}$	$\frac{3,26}{1,58-3,96}$
Урбаноземи на території завокзальної частини м. Житомир	27,8	$\frac{17,8}{7,2-30,0}$	-	$\frac{27,8}{100}$	$\frac{4,22}{2,68-5,48}$
Урбаноземи на території мікрорайону «Східний промвузол»	108	$\frac{15,4}{7,1-19,2}$	-	$\frac{108}{100}$	$\frac{3,92}{2,66-4,38}$
Урбаноземи на території мікрорайону «Мальованка»	123	$\frac{8,6}{0,5-19,6}$	-	$\frac{123}{100}$	$\frac{2,93}{0,71-4,43}$
Урбаноземи на території центральної частини м. Житомир	63	$\frac{22,3}{5,3-46,2}$	-	$\frac{63}{100}$	$\frac{4,72}{2,30-6,80}$
Урбаноземи на території мікрорайону «Крошня»	143	$\frac{9,5}{0,6-22,5}$	-	$\frac{143}{100}$	$\frac{3,08}{0,77-4,74}$
Урбаноземи на території мікрорайону «Корбутівка»	30,2	$\frac{9,1}{0,4-21,7}$	-	$\frac{30,2}{100}$	$\frac{3,02}{0,63-4,66}$
Урбаноземи на території КП «Парк культури та відпочинку ім. Ю.О. Гагаріна»	32,7	$\frac{0,8}{0,4-1,2}$	$\frac{25,5}{78}$	$\frac{7,2}{22}$	$\frac{0,89}{0,63-1,10}$
Урбаноземи на території парку ім. 30-річчя Перемоги	1,2	$\frac{0,7}{0,5-0,9}$	$\frac{1,2}{100}$	-	$\frac{0,84}{0,71-0,95}$
Урбаноземи на території скверу на перехресті вул. Московська – вул. Б. Лятошинського	0,48	$\frac{0,6}{0,4-0,8}$	$\frac{0,48}{100}$	-	$\frac{0,77}{0,63-0,89}$

Закінчення таблиці 2

1	2	3	4	5	6
Урбаноземи на території скверу на перехресті вул. В. Бердичівська – вул. Шевченка	0,05	$\frac{1,7}{1,3-2,1}$	-	$\frac{0,05}{100}$	$\frac{1,30}{1,14-1,45}$
Урбаноземи на території скверу на Пуятинському майдані	0,16	$\frac{0,7}{0,4-0,9}$	$\frac{0,16}{100}$	-	$\frac{0,84}{0,63-0,95}$
Урбаноземи на території скверу на Польовому майдані	0,82	$\frac{0,4}{0,2-0,6}$	$\frac{0,82}{100}$	-	$\frac{0,63}{0,45-0,77}$
Урбаноземи на території скверу на перехресті вул. Кафедральна – Замковий майдан	2,1	$\frac{1,9}{1,6-2,1}$	-	$\frac{2,1}{100}$	$\frac{1,38}{1,26-1,45}$
Урбаноземи на території скверу по вул. Пушкінській	0,45	$\frac{0,4}{0,2-0,5}$	$\frac{0,45}{100}$	-	$\frac{0,63}{0,45-0,71}$

Примітка: *чисельник – га; знаменник – % від обстеженої площі; ** – чисельник – середнє значення показника, знаменник – межі коливання показника.

Для ґрунтів сучасних агроєкосистем Житомирського Полісся мідь є дефіцитним мікроелементом, запаси якого потребують поповнення, особливо з огляду на те, що внаслідок тривалої економічної кризи в аграрному секторі економіки застосування мікродобрив, у тому числі й мідьвміщуючих, зведене до нуля. Про це свідчить і величина індексу насиченості ґрунту міддю Ir_{Cu} , який характеризує педогеохімічний статус екосистеми і загалом відповідає фоновому вмісту, величина якого 0,96 мг/кг, у свою чергу, відповідає низькій забезпеченості ґрунту. Виключення становлять лише ясно-сірі опідзолені ґрунти, індекс насиченості яких міддю в середньому становить 1,5 – 1,55, що свідчить про переважання в них акумулятивних процесів над міграційними.

Забрудненими міддю є урбаноземи в центральній частині м. Житомир, де коефіцієнт концентрації цього елемента складає в середньому 22,3, а 20 % обстежених площ вміщують від 40 до 45 мг/кг його міцнофіксованих форм. Досить високою є й концентрація міді у межах агроселитебних ландшафтів завокзальної частини міста й мікрорайону «Східний промвузол», де коефіцієнт концентрації її міцнофіксованих форм складає у середньому 17,8 та 15,4 відповідно. В урбаноземах мікрорайонів «Крошня» і «Корбутівка» зафіксовані

мінімальні значення коефіцієнта концентрації міді, які становлять в середньому 9,1 – 9,5, а максимальні кількості міді, еквівалентні 18 – 22 мг/кг, вміщують лише від 3 до 6 % обстежених урбаноземів цих мікрорайонів. Забруднення ґрунтового покриву в межах як центральної, так і окраїнної частин міста міддю спричинене як техногенними чинниками, так і додатковим привнесенням цього елемента з добривами і пестицидами внаслідок неконтрольованого їх застосування населенням при веденні індивідуального городництва і садівництва [4, 18]. Зокрема, в органічних добривах може міститися від 5 до 55 мг/кг міді та від 15 до 250 мг/кг цинку, азотні добрива вміщують до 27 мг/кг свинцю і до 42 мг/кг цинку, фосфорні – до 170 мг/кг кадмію, до 300 мг/кг міді та понад 1400 мг/кг цинку, а пестициди – від 20 до 85 % кадмію (інсектициди) та до 50 % міді (фунгіциди) [11, 30]. Низькі концентрації в ґрунтах парково-рекреаційних ландшафтів міцнофіксованих форм міді пов'язані зі здатністю цього елемента утворювати хелатні сполуки з органічною речовиною ґрунту і таким чином ставати тимчасово недоступною для рослин.

Висновки та перспективи подальших досліджень

1. У ґрунтовому покриві агроландшафтів Житомирського Полісся фіксується відносно низький вміст валових форм міді, які коливаються в середньому від 1–2 до 6–8 мг/кг, досягаючи рівня 8–10 мг/кг лише у дернових глейових і лучних ґрунтах.

2. У межах природних ландшафтів лише від 10 до 30 % площ обстежених ґрунтів мають вміст валової міді, що не перевищує 4 мг/кг, а середній її вміст у торфувато-болотних ґрунтах досягає 8–10 мг/кг.

3. Урбаноземі парково-рекреаційних і агроселитебних ландшафтів вміщують від 8 до 10 і більше мг/кг валової міді, а в окремих випадках вміст даного елемента досягає 30–40 мг/кг.

4. Характерною рисою розподілу міцнофіксованої міді за ґрунтовим профілем є її акумуляція у верхніх генетичних горизонтах, багатих на органічну речовину, особливо в межах природних ландшафтів, де у лісовій підстилці акумулюються максимальні її запаси.

5. Коефіцієнт концентрації міцнофіксованої міді у орному шарі ґрунтів агроландшафтів у середньому коливається у межах від 1,11 до 2,42, а індекс насиченості ґрунту відповідає фоновому вмісту, величина якого відповідає низькій забезпеченості, тому цей елемент слід розглядати не як забруднювач, а як дефіцитний мікроелемент, запаси якого у ґрунтах потребують поповнення.

6. Коефіцієнт концентрації міді в урбаноземах агроселитебних ландшафтів м. Житомир в середньому коливається від 9 (мікрорайон «Корбутівка») до 22 (центральна частина міста), тоді як в урбаноземах парково-рекреаційних ландшафтів його величина становить не більше 0,4–0,8, лише в окремих випадках сягаючи значень 1,7–1,9.

Подальші дослідження слід зосередити в напрямку більш детальної оцінки рівня вмісту валових і міцнофіксованих форм міді в урбаноземах на території Богунського району м. Житомир.

Література

1. Білявський Ю. А. Канцерогенний та не канцерогенний ризик від споживання картоплі та овочів, що складають раціон населення сільських селітебних територій / Ю. А. Білявський, Т. М. Мислива // Вісн. ЖНАЕУ. – 2013. – № 2 (38). – Т. 1. – С. 56–65.
2. Біогеохімічні показники ґрунтів у зоні впливу Костянтинівського свинцево-цинкового комбінату / І. В. Кураєва, В. Й. Манічев, С. В. Олішевська [та ін.] // Мінерал. журн. – 2009. – 31, № 1. – С. 58–62.
3. Важкі метали у ґрунтах Поліського заповідника / [Е. Я. Жовінський, А. І. Самчук, В. Й. Манічев, Г. В. Петріченко] // Мінерал. журн. – 2004. – 26, № 2. – С. 47–53.
4. Валерко Р. А. Забруднення важкими металами ґрунтового покриву і фітоценозів на території м. Житомира та прилеглих до нього агроєкосистем / Р. А. Валерко // Вісн. ДАЕУ. – 2008. – № 1. – С. 356–366.
5. Вовк О. Б. Особливості ґрунтового моніторингу в умовах міста (на прикладі м. Львова) / О. Б. Вовк // Екологія та ноосферологія. – 2007. – Т. 18, № 1-2. – С. 57–63.
6. Головатый С. Е. Содержание миграционно-активных форм свинца в дерново-подзолистых и торфяных почвах / С. Е. Головатый, Н. К. Лукашенко, З. С. Ковалевич // Экологический вестник. – 2010. – № 3 (13). – С. 15–22.
7. Дмитрук Ю. М. Геохімічні особливості ґрунтів агроландшафтів Передкарпаття / Ю. М. Дмитрук // Вісн. аграр. науки. – 2005. – № 5. – С. 51–55.
8. Дмитрук Ю. М. Оцінка вмісту нікелю в ґрунтах Покутсько-Буковинських Карпат на основі геохімічних коефіцієнтів / Ю. М. Дмитрук // Ґрунтознавство. – 2003. – Т. 4, № 1–2. – С. 78–83.
9. Ересько М. А. Изменение почвенного покрова в зонах размещения промышленных объектов Беларуси / М. А. Ересько // Экологический вестник. – 2012. – № 3(21). – С. 32–39.
10. Жовинский Э. Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / Э. Я. Жовинский, И. В. Кураева. – К. : Наук. думка, 2002. – 214 с.
11. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях : пер. с англ. / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
12. Козловський В. І. Важкі метали в екосистемах техногенно порушених територій Яворівського родовища сірки (Передкарпаття) / В. І. Козловський // Наук. зап. Держ. природознав. музею. – 2009. – Вип. 25. – С. 99–110.
13. Костишин С. С. Природний та антропогенно трансформований рівень рухомих форм важких металів та алюмінію в ґрунтах різних природних зон

Чернівецької області України / С. С. Костишин, С. С. Руденко, Т. В. Морозова // Наук. вісн. Чернівецьк. ун-ту. Сер. Біологія. – 2001. – Вип. 126. – С. 70–84.

14. Медведєв В. В. Взаємозв'язки між антропогенним навантаженням, деградацією і сталістю ґрунтів / В. В. Медведєв // Вісн. аграр. науки. – 2008. – № 7. – С. 49–55.

15. Мельник А. І. Моніторинг вмісту важких металів у ґрунтах Чернігівської області / А. І. Мельник, Г. О. Усманова // Агроєкол. журн. – 2008. – Спец. вип. – С. 178–181.

16. Методика суцільного ґрунтового агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України / за ред. О. О. Созінова, Б. С. Прістера. – К., 1994. – 162 с.

17. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – М. : ЦИНАО, 1991. – 58 с.

18. Мислива Т. М. Важкі метали в урбаноземах агроселитебних ландшафтів південно-західної частини м. Житомира / Т. М. Мислива, Л. О. Герасимчук // Наук. вісн. Нац. ун-ту біоресурсів і природокористування України. Сер. Агрономія. – 2011. – Вип. 162, ч. 1. – С. 155–165.

19. Мислива Т. М. Важкі метали у ґрунтах агроландшафтів Житомирського Полісся / Т. М. Мислива, В. А. Трембіцький // Агроєкол. журн. – 2009. – № 4. – С. 30–35.

20. Мислива Т. М. Мідь у ґрунтах Житомирського Полісся / Т. М. Мислива // Вісник ЖНАЕУ. – 2010. – № 2. – С. 30–45.

21. Мірошніченко М. М. Агрогеохімія мікроелементів у ґрунтах України / М. М. Мірошніченко, А. І. Фатєєв // Агрохімія і ґрунтознавство. – Спец. вип. – кн. 1. – Житомир: Рута, 2010. – С. 98–107.

22. Особливості накопичення важких металів глинистими мінералами ґрунту / Е. Я. Жовінський, І. В. Кураєва, Н. О. Шурпач [та ін.] // Доп. НАН України. – 2003. – № 11. – С. 109–112.

23. Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ [Электронный ресурс] : ГОСТ 17.4.3.06-86 [Чинний від 1986-10-03]. – Госстандарт СССР, 1986. – Режим доступу: www.vsesnip.com/Data1/8/8934/index.htm.

24. Природный комплекс большого города (ландшафтно-экологический анализ) / Э. Г. Коломыц, О. В. Глебова, В. П. Юнина [и др.]. – М. : Наука, 2000. – 286 с.

25. Руденко С. С. Порівняльний аналіз забруднення агроландшафтів Чернівецької області важкими металами та алюмінієм / С. С. Руденко, С. С. Костишин, Т. В. Морозова // Екологія та ноосферологія. – 2003. – Т. 14, № 3–4. – С. 73–78.

26. Самчук А. І. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу / А. І. Самчук, І. В. Кураєва, О. С. Єгоров. – К.: Наук. думка, 2006. – 108 с.

27. Трунова О. І. Екологічна оцінка стану забруднення ґрунтів району відвалу фосфогіпсу ВАТ «Сумхімпром» важкими металами / О. Трунова // Вісн. Сум. держ. ун-ту. Сер. Техн. науки. – 2006. – № 5. – С. 135–138.

28. Тяжелые металлы в почве Украины / [И. М. Трахтенберг, В. М. Шестопалов, М. В. Набока, О. А. Бобылева] // Здоровье Украины. – 1999. – № 9. – С. 29.

29. Фатєєв А. І. Фононий вміст мікроелементів у ґрунтах України / А. І. Фатєєв, Я. В. Пащенко. – Харків, 2003. – 72 с.

30. Экологические и медико-социальные аспекты охраны природной среды и здоровья населения / В. Г. Макарова, А. Р. Цыганов, В. А. Кирюшин [и др.] – Минск: Хата, 2002. – 76 с.

31. Kabata-Pendias A. Trace elements from soil to human / A. Kabata-Pendias, A. B. Mukherjee. – Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2007. – 23 p.

32. Ovcharenko F. D. Methods and results of the complex formation of humic acids from peat / F. D. Ovcharenko, S. A. Gordienko, T. F. Glushchenko [and all] // Trans. 6th Int. Symp. Humus Planta, Praha. – 1975. – P. 137.

33. Purves D. Trace-element contamination of the environment / D. Purves. – Amsterdam, 1985. – 243 p.

34. Stevenson F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions / F. J. Stevenson. – 2nd ed. – USA, 1994. – 497 p.

35. Vogeler I. Copper and calcium transport through an unsaturated soil column / I. Vogeler // Journ. Environ. Qual. – 2001. – V. 30. – P. 927–933.

36. Zehetner F. Ni and Cu sorption in acid forest soils / F. Zehetner, W. W. Wenzel // Journ. of Soil Sci. – 2000. – V. 165. – P. 463–472.
