

БІОІНДИКАЦІЇ СТАНУ ЕДАФОТОПУ ЗА ПОКАЗНИКАМИ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ВЕГЕТАЦІЙНИМИ ОРГАНАМИ (на прикладі *Taraxacum officinale* Wigg.)

І. О. Комарова*

Криворізький державний педагогічний університет,
м. Кривий Ріг, Україна

Анотація. Можливість використання розповсюджених видів урбанофлори в біоіндикації для оцінювання рівня забруднення промислових агломерацій актуалізує наші дослідження. Мета роботи — проаналізувати вміст важких металів (Zn, Pb, Cu, Ni, Cd) у зразках ґрунту та рослинного матеріалу *Taraxacum officinale* Wigg Криворізького гірничо-металургійного регіону та можливість використання з'ясованих закономірностей для здійснення біоіндикації довкілля цього регіону. Пробні ділянки закладалися в трьох адміністративних районах м. Кривий Ріг з різним рівнем надходження викидів від стаціонарних джерел забруднення в атмосферне повітря. За загальноприйнятими методиками здійснювали: відбір проб ґрунту (0–10 см), коренів рослин, пробопідготовку. Вміст валових і рухомих (в амонійно-ацетанта витяжка рН=4,8) форм Zn, Pb, Cu, Ni, Cd у ґрунтах та елементів у рослинному матеріалі визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 (Україна). Коефіцієнт транслокації розраховували як співвідношення вмісту елемента в коренях рослин до вмісту його рухомих форм у ґрунті. Серед металів першого та другого класів небезпеки відмічаємо пропорційне збільшення їх вмісту від умовного контролю до ділянок високого рівня забруднення. Визначено спадаючий ряд рухомих форм важких металів: на ділянках з високим та помірним рівнем забруднення — Zn>Pb>Cu>Ni>Cd, на ділянках з незначним рівнем та умовним контролем — Zn>Ni>Pb>Cu>Cd. Установлено, що наявність зв'язку між накопиченням важких металів у ґрунті та коренях рослин дозволяє використовувати *Taraxacum officinale* Wigg для здійснення біоіндикації.

Ключові слова: техногенне середовище, важкі метали, транслокаційні коефіцієнти, забруднення, стійкість рослин, біоіндикації, *Taraxacum officinale* Wigg.

Вступ. Едафотопи є активними акцепторами більшості елементів і їх сполук, зокрема важких металів (ВМ) [2, 25, 28, 32]. Мікроелементи активно сорбуються та взаємодіють із гумусовими сполуками, у результаті чого їх рухливість зменшується [1, 3, 17]. Визначення спроможності певних елементів до транслокації в системі «ґрунт-

*Corresponding author. E-mail addresses: irinysich@i.ua

рослина» є необхідною складовою моніторингових досліджень урбаноландшафтів [20, 21, 29].

У вегетативних органах рослин часто відмічають різну концентрацію ВМ, що обумовлено властивостями самих мікроелементів та видоспецифічністю метаболічних процесів у рослин. Зокрема, вміст Cd у рослинах залежить від біологічних особливостей і наявності елементно-статичних бар'єрів на кордоні «корінь-стебло» [8, 9, 23]. Коливання вмісту Cu на різних ґрунтах та у кліматичних умовах зумовлює значну варіабельність його накопичення рослинами [13, 14, 31]. При вивченні особливостей надходження Zn у рослини був виявлений ген ZNT1, який відповідає за його транспорт [24]. Іони Pb стимулюють процеси пероксидного окиснення ліпідів, що підтверджується підвищенням вмісту ТБК-активних продуктів у вегетативних органах [15]. Вміст Ni у ґрунтах значною мірою залежить від забезпеченості елементом ґрунтоутворюючих порід. Найбільші концентрації Ni, як правило, становлять до 3,0 мг/кг при варіаціях у різних видах рослин становить від 0,1–1,0 до 8,1 мг/кг [27].

Саме тому використання розповсюджених видів урбанофлори в біоіндикації дозволяє оцінювати рівень забруднення промислових агломерацій. Аналіз наукової літератури свідчить, що індикаторними видами техногенного забруднення можуть слугувати сільськогосподарські культури [10, 16, 26]; деревні рослини [5, 7, 22, 28]; трав'янисті види [5, 14, 33].

Мета дослідження — визначити рівень акумуляції важких металів в едафотопах м. Кривого Рогу та з'ясувати можливість використовувати *Taraxacum officinale* Wigg для здійснення біоіндикації довкілля в гірничо-металургійному регіоні.

Матеріал та методи дослідження. Об'єктом дослідження були ґрунти і корені *Taraxacum officinale* Wigg. Пробні ділянки закладалися в трьох адміністративних районах м. Кривий Ріг з різним рівнем надходження викидів від стаціонарних джерел забруднення в атмосферне повітря. За даними Головного управління статистики у Дніпропетровській області, територія Металургійного району міста характеризується найвищим рівнем промислових викидів (102,4 тис. т у 2013 році). У даному районі закладені пробні ділянки з високим рівнем забруднення в санітарно-захисній зоні 9-тої доменної печі ПАТ «АрселорМіттал Кривий Ріг» (ділянка 1, 47°51'58.3"N 33°24'35.6"E), поблизу прохідної до прокатних станів (діл. 2, 47°52'19.1"N 33°24'33.6"E) і прохідної №1 підприємства (діл. 3, 47°53'01.9"N 33°23'10.5"E) та вантажної прохідної ПрАТ «Криворізький суриковий завод» (діл. 4,

47°53'31.6"N 33°24'58.1"E). У Покровському і Довгинцевському районах обсяги викидів 3,8 і 2,4 тис. т відповідно. У цих районах розташовані ділянки з помірним рівнем забруднення у санітарно-захисній зоні шахти Ювілейна ПрАТ «Суша Балка» (діл. 5, 48°01'51.8"N 33°27'47.2"E) і дачному товаристві «Суворовець» (діл. 6, 47°53'44.6"N 33°27'08.6"E), що межує із санітарно-захисною зоною ПрАТ «Криворізький суриковий завод». У Саксаганському районі, у якому найменші обсяги викидів до 640 т, закладені ділянки з незначним рівнем забруднення по вул. Волгоградська (діл. 7, 47°55'13.2"N 33°23'09.4"E) та вул. Володимира Великого (діл. 8, 47°56'29.0"N 33°24'44.4"E). Територія умовного контролю розташована на відстані понад 50 км від промислових підприємств (діл. 9, 48°08'48.8"N 32°54'18.8"E).

Відбір проб з шару ґрунту 0–10 см і коренів рослин проводили наприкінці вересня, а пробопідготовку здійснювали за загальноприйнятими методиками [12, 30]. Вміст валових і рухомих (в амонійно-ацетанта витяжка рН=4,8) форм Zn; Pb; Cu; Ni; Cd у ґрунтах та елементів у рослинному матеріалі визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С–115 (Україна). Коефіцієнт транслокації розраховували як співвідношення вмісту елемента у коренях рослин до вмісту його рухомих форм у ґрунті [4, 12].

Результати експерименту оброблені статистично: розраховували помилку середньої арифметичної, обчислювали критерій достовірності відмінностей між показниками варіантів (t-test). Різницю вважали достовірною за $P < 0,05$.

Результати та їх обговорення. Обговорюючи вміст рухомих форм важких металів у ґрунтах міста та їх відсоток до валової форми, необхідно відмітити, що отримані результати є статистично достовірними для всіх ділянок, окрім ділянки 5 із вмістом кадмію та ділянки 6 із вмістом нікелю (Табл. 1). Серед металів першого класу небезпеки відсотковий вміст валової форми Zn пропорційно зростає від 10,5% в умовному контролі до 55,1% для територій з високим вмістом забруднення. Вміст рухомої форми цинку закономірно підвищується на ділянках з високим рівнем забруднення від 5,5 до 16 разів порівнюючи із контролем. У цей діапазон потрапила ділянка 7, де перевищення цинку становить понад 6 разів (Табл. 1). Серед інших металів першого класу не відмічено дисбалансу між пробними площадками за рівнями забруднення. Так, вміст Pb, у порівнянні із контролем, збільшився від 3 до 8,5 разів на ділянках із помірним та незначним забрудненням та від 18 до 32 разів на ділянках із високим рівнем. Отримані результати вмісту кадмію дещо знижені у порівнянні із контролем на ділянках 5–8,

які розташовані в зонах з незначним та помірним рівнями забруднення, а на ділянках з високим рівнем зафіксоване перевищення від 6 до 47 разів (Табл. 1). Серед металів другого класу небезпеки на ділянках незначного та помірного рівнів забруднення відмічаємо збільшення їх вмісту у порівнянні із контролем від 2 до 5 разів та на ділянках високого рівня забруднення від 6 до 36 разів (Табл. 1).

Таблиця 1. Вміст рухомих форм важких металів у ґрунті
Table 1. The heavy metals mobile forms content in the soil

Пробні площадки та координати	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
1 47°51'58.3"N 33°24'35.6"E	10,93 ± 0,05*	6,36 ± 0,05*	39,49 ± 1,42*	15,05 ± 0,05*	2,52 ± 0,15*
	80,6%	15,5%	55,1%	13,1%	35,4%
2 47°52'19.1"N 33°24'33.6"E	6,62 ± 0,18*	18,01 ± 0,55*	98,24 ± 16,61*	19,88 ± 0,24*	8,11 ± 0,19*
	21,9%	17,6%	14,5%	14,6%	64,9%
3 47°53'31.6"N 33°24'58.1"E	8,39 ± 0,22*	20,64 ± 0,73*	63,92 ± 0,49*	26,13 ± 0,31*	12,17 ± 0,20*
	24,5%	15,8%	25,5%	15,0%	42,6%
4 47°53'01.9"N 33°23'10.5"E	6,87 ± 0,02*	6,38 ± 0,22*	34,01 ± 2,67*	25,5 ± 0,60*	1,65 ± 0,16*
	63,3%	22,3%	15,8%	26,0%	38,8%
5 48°01'51.8"N 33°27'47.2"E	6,82 ± 0,32*	1,62 ± 0,02*	33,23 ± 0,38*	6,89 ± 0,91*	0,35 ± 0,01
	39,9%	9,5%	21,3%	25,3%	31,8%
6 47°53'44.6"N 33°27'08.6"E	2,29 ± 0,11	2,84 ± 0,70*	20,58 ± 2,67*	3,37 ± 0,88*	0,23 ± 0,17*
	18,6%	14,6%	10,45%	5,9%	14,3%
7 47°56'29.0"N 33°24'44.4"E	4,34 ± 0,17*	1,26 ± 0,06*	16,66 ± 0,90*	6,88 ± 0,59*	0,15 ± 0,01*
	41,7%	13,9%	25,9%	22,4%	27,8%
8 47°55'13.2"N 33°23'09.4"E	4,58 ± 0,08*	1,37 ± 0,12*	40,32 ± 3,36*	2,47 ± 0,65*	0,17 ± 0,01*
	31,6%	9,4%	33,1%	12,3%	23,9%
9 48°08'48.8"N 32°54'18.8"E	1,44 ± 0,03	0,56 ± 0,06	6,17 ± 0,44	0,82 ± 0,04	0,26 ± 0,04
	18,7%	6,1%	10,5%	5,3%	33,8%

Примітка: чисельник — вміст рухомих форм ВМ в ґрунтах, мг/кг ґрунту;
знаменник — відношення рухомих форм до валових, %;
* — різниця достовірна з контролем ($P < 0,05$); ($M \pm m$, $n=3$)

Серед відношень рухомих до валових форм важких металів спостерігаємо значні коливання та відсутність чіткої градації між ділянками різних рівнів забруднення (Табл. 1). Загальна техногенність досліджених рухомих форм важких металів для ділянок з високим та помірним рівнем забруднення утворює спадаючий ряд, який набуває такого вигляду: $Zn > Pb > Cu > Ni > Cd$.

Слід зазначити, що одночасно зафіксована незначна різниця в накопиченні кадмію та нікелю на ділянці 4. Для пробних ділянок незначного рівня та умовного контролю ряд накопичення важких металів виглядає наступним чином: $Zn > Ni > Pb > Cu > Cd$. (Табл. 1).

Літературні дані свідчать, що збільшення значення рН та вмісту гумусу в ґрунтах супроводжується зниженням рухливості іонів важких металів, що істотним чином впливає на рівень концентрації важких металів як в едафотобах так і рослинному покриві. Така буферна властивість виступає потужним бар'єром, зокрема встановлено, що в інтервалі рН від 4 до 7,7 сорбційна здатність ґрунтів збільшується в 2–3 рази на кожну одиницю рН [11, 28]. У лабораторних дослідях підтверджено рівномірне зростання адсорбції ґрунтами кадмію при збільшенні рН ґрунтового розчину від 2 до 7 [33].

У ході наших попередніх досліджень встановлено, що середній вміст гумусу в едафотобах м. Кривий Ріг знаходиться на рівні 1,0–4,5%, зокрема найбільша кількість органічної речовини виявлена в ґрунтах Металургійного району, який характеризується високим рівнем забруднення. Це можна пояснити активними вторинними сукцесійними процесами відновлення рослинного та, як наслідок, ґрунтового покривів. Показники як актуальної, так і обмінної кислотності коливаються від нейтрального (6,8–7,2%) до середньолужної (8,5–9,0%) [18, 19]. При тому, що лужну реакцію спостерігаємо на всіх ділянках з високим, а нейтральну на ділянках з помірним та незначним рівнями забруднення. Зважаючи на отримані результати вмісту різних форм важких металів та деяких буферних характеристик ґрунту, вважаємо доцільно розглядати транслокаційні коефіцієнти, зокрема на прикладі синантропного виду *T. officinale*, з метою оцінити ступінь доступності мікроелементів у середовищі існування рослини та у подальшому використовувати показник як чутливий біоіндикатор їх вмісту.

Необхідно відмітити чітку закономірність збільшення концентрації нікелю елементу в 2 рази на площадках високого рівня. Виключенням у цьому списку є ділянка № 4, де помічена різниця більше ніж у 3 рази у порівнянні із контролем. Площадки незначного та помірного рівнів характеризуються тенденцією збільшення нікелю в 1,5 рази у порівнянні з контролем. Але на ділянці № 8 виявлено статистично достовірне зниження вмісту нікелю, що становить $2,25 \pm 0,47$ мг/г (Табл. 2). На пробних площадках високого рівня забруднення зафіксовано перевищення купруму в коренях рослин у 6 разів, а на ділянках 5 та 8 до 15%. Виключенням є ділянки 3 та 7, де зафіксовано незначне зниження у порівнянні із контролем. Проте важливо зазначити, що ці

дані є статистично недостовірними аналогічно і з результатами ділянки 6, хоча на ній рівень накопичення вищий ніж в контролі (Табл. 2).

Таблиця 2. Вміст важких металів у корені *Taraxacum officinale* Wigg, мг/кг та значення коефіцієнту транслокації в системі «ґрунт-корінь»

Table 2. The heavy metals content in root of *Taraxacum officinale* Wigg, mg/kg and a translocation factor value for a system “soil-root”

Пробні площадки та координати		Ni	Cu	Zn	Pb	Cd
1	47°51'58.3"N	5,70 ± 0,67*	2,49 ± 0,06*	52,83 ± 1,04*	3,14 ± 0,22*	8,03 ± 0,39*
	33°24'35.6"E	1,92	2,55	0,75	4,80	0,31%
2	47°52'19.1"N	6,92 ± 0,17*	2,59 ± 0,06*	75,10 ± 0,02*	4,87 ± 0,55*	9,38 ± 0,52*
	33°24'33.6"E	1,04	6,94	2,15	4,08	0,86
3	47°53'31.6"N	8,86 ± 0,39*	2,92 ± 0,50*	70,58 ± 5,06*	4,81 ± 0,33*	7,67 ± 0,06*
	33°24'58.1"E	0,95	7,08	0,91	5,43	1,59
4	47°53'01.9"N	5,58 ± 0,56*	0,44 ± 0,06	47,52 ± 2,29*	3,62 ± 0,22*	8,14 ± 0,02*
	33°23'10.5"E	1,23	14,35	0,72	7,00	0,20
5	48°01'51.8"N	3,89 ± 0,32*	0,68 ± 0,07*	13,67 ± 0,68*	1,99 ± 0,36	2,31 ± 0,22*
	33°27'47.2"E	1,75	2,37	2,43	3,46	0,15
6	47°53'44.6"N	4,45 ± 0,29*	0,60 ± 0,07	12,02 ± 1,47*	1,72 ± 0,63	2,75 ± 0,12*
	33°27'08.6"E	0,83	4,71	1,71	1,96	0,08
7	47°56'29.0"N	2,25 ± 0,47*	0,63 ± 0,06*	16,54 ± 1,10*	1,48 ± 0,14*	2,11 ± 0,30*
	33°24'44.4"E	1,93	2,02	1,01	4,65	0,07
8	47°55'13.2"N	2,80 ± 0,19	0,46 ± 0,04	15,05 ± 1,43*	2,08 ± 0,16*	3,27 ± 0,55*
	33°23'09.4"E	1,64	2,97	2,68	1,19	0,05
9	48°08'48.8"N	2,44 ± 0,23	0,49 ± 0,02	7,66 ± 0,12	1,34 ± 0,07	1,08 ± 0,49
	32°54'18.8"E	0,59	1,14	0,81	0,61	0,24

Примітка: чисельник — вміст ВМ у корені *Taraxacum officinale* Wigg, мг/кг;
знаменник — коефіцієнт транслокації;

* — різниця достовірна з контролем ($P < 0,05$); ($M \pm m$, $n=3$)

Абсолютним лідером з накопичення коренями є цинк. Спостерігаємо закономірне збільшення та чітку відмінність накопичення коренями на площадках різного рівня забруднення.

Установлено, що максимальне накопичення від $75,10 \pm 0,018$ мг/г мало місце на ділянці №2 до $47,52 \pm 2,29$ біля вантажної прохідної цього ж підприємства, що перевищує контрольні значення у 6–10

разів у порівнянні із контролем (Табл. 2). На площадках помірного та незначного рівнів забруднення спостерігаємо статистично закономірне збільшення накопичення металу у 2 рази. Причому, на ділянці №8 цей показник знаходиться на рівні $16,54 \pm 1,10$ мг/г, що більше на 3–4 мг/г від площадок із помірним рівнем навантаження.

Аналізуючи результати накопичення плумбуму в коренях *T. officinale*, відмічаємо чітке розмежування між ділянками різного рівня забруднення. Максимальні значення зафіксовані на ділянці 2, що відповідають $4,87 \pm 0,55$ мг/г, а це співвідносно перевищенню у 4 рази порівнюючи із контролем. Мінімальні значення для площадок із високим рівнем установлені на ділянці 3, які є статистично достовірними і втричі перевищують дані контролю (Табл. 2). Експериментальні дані, отримані на ділянках помірного рівня мають незначне перевищення від контролю, але статистично недостовірні. Значення вмісту плумбуму на ділянках незначного рівня забруднення мають перевищення у 1,5 рази від умовного контролю і відповідають $1,48 \pm 0,14$ мг/г та $2,08 \pm 0,16$ мг/г.

Подібно до нікелю відбувається активне накопичення коренями рослин і кадмію (Табл. 2). Градація накопичення на площадках із високим рівнем забруднення зафіксована в межах від $7,67 \pm 0,06$ мг/г до $9,38 \pm 0,52$ мг/г, що становить збільшення у 8–9 разів порівняно із контролем (Табл. 2). Ділянки помірного рівня забруднення відмічаються статистично достовірним збільшенням накопичення металу від $2,31 \pm 0,02$ до $2,75 \pm 0,12$ мг/г. Ділянка незначного рівня забруднення характеризуються дещо відмінними показниками накопичень. Максимальне значення відповідає $3,27 \pm 0,55$ мг/г, що співвідносно перевищенню у 3 рази до контролю.

Отримані результати свідчать про значну акумуляцію іонів важких металів коренями кульбаби лікарської, що значною мірою пов'язано як із підвищеним вмістом зазначених елементів у пилових викидах підприємства, так і з певними особливостями процесів надходження іонів металів до рослин [11, 18]. Наведені у таблиці 2 результати визначення вмісту у коренях рослин нікелю, купрум, цинку, плумбум та кадмію, свідчать про здатність *T. officinale* до їхньої акумуляції.

Логіку акумуляції мікроелементів можна відобразити у наступних спадаючих рядах, які диференційовані за ступенем забруднення територій (Табл. 3). На нашу думку, для характеристики стану забруднення природного середовища доцільно визначати не лише рухомі форми забруднюючих речовин у ґрунті, а й коефіцієнт їх переходу у системі «ґрунт-рослина».

Таблиця 3. Ряди накопичення важких металів коренями
Taraxacum officinale WiggTable 3. The heavy metals accumulation series by *Taraxacum officinale* Wigg roots

Пробні площадки та координати		Ряди накопичення важких металів
1	47°51'58.3"N 33°24'35.6"E	Zn>Cd>Ni>Pb>Cu
2	47°52'19.1"N 33°24'33.6"E	Zn>Cd>Ni>Pb>Cu
3	47°53'31.6"N 33°24'58.1"E	Zn>Cd>Cu>Ni>Pb
4	47°53'01.9"N 33°23'10.5"E	Zn>Ni>Cd>Pb>Cu
5	48°01'51.8"N 33°27'47.2"E	Zn>Ni>Cd>Pb>Cu
6	47°53'44.6"N 33°27'08.6"E	Zn>Ni>Cd>Pb>Cu
7	47°56'29.0"N 33°24'44.4"E	Zn>Ni>Cd>Pb>Cu
8	47°55'13.2"N 33°23'09.4"E	Zn>Cd>Ni>Pb>Cu
9	48°08'48.8"N 32°54'18.8"E	Zn>Ni>Pb>Cd>Cu

З огляду на це були розраховані транслокаційні коефіцієнти для бар'єрного блоку «грунт-корені рослин». Міцний антиконцентраційний бар'єр як у контролі, так і за умов забруднення (коефіцієнт транслокації <1,0), притаманний лише для кадмію. Але на ділянці 4 у рослин спостерігаємо мікроконцентраційний зв'язок (коефіцієнт транслокації >1,0). Для більшості дослідних ділянок транслокація плюмбуму та купруму із ґрунту до коренів рослини відбувається безбар'єрним способом. Лише в умовному контролі зафіксований антиконцентраційний бар'єр. Експериментальні результати дозволяють говорити про широке варіювання інтенсивності транслокації іонів цинку із ґрунту в корені. На ділянках з високим рівнем забруднення зафіксовано міцний бар'єр, окрім ділянки 2, де зафіксовано показник із значенням 2,15 (Табл. 2). Чіткого бар'єрного ефекту на територіях з помірним та з незначним рівнями забруднення не зафіксовано, а для ділянки 9 значення коефіцієнту дорівнює 0,81, що свідчить про наявність ефективного бар'єрного механізму (Табл. 2). Для нікелю інтенсивність транслокації із ґрунту до коренів практично однакова на всіх ділянках, окрім 9 та 6, де спостерігається бар'єрний ефект.

Із результатами нашого дослідження узгоджуються дані щодо поглинання та транслокації Zn в умовах урбаносередовища м. Піза [6].

Разом із цим визначено, що найменше накопичується коренями рослин та безбар'єрно пересувається із ґрунту Cu, а міцний антиконцентраційний бар'єр як у контролі, так і за умов забруднення є лише для Cd. Оскільки накопичення кадмію в коренях займає не останнє місце, то варто припустити, що даний елемент потрапляє до рослин фоліарним шляхом.

Висновки. В умовах техногенного забруднення важкими металами екологічний фактор формування елементного складу рослин відіграє значну роль. За результатами виконаних досліджень можна дійти висновку про те, що процеси транслокації більшості важких металів до коренів *T. officinale* Wigg мають широке варіювання. Лідером накопичення як в ґрунті, так і в коренях рослин є цинк, який надходить до вегетативних органів безбар'єрним шляхом. Для кадмію зафіксовано наявність високого бар'єрного ефекту у системах «ґрунт-корінь».

Наявність зв'язку між накопиченням важких металів у ґрунті та коренях рослин дозволяє використовувати *Taraxacum officinale* Wigg для здійснення біоіндикації довкілля. Вважаємо за необхідне подальше та детальне дослідження адаптивних реакцій кульбаби лікарської з метою подальшого створення біоіндикаційних шкал.

Reference

1. Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry Volume*, 2019, 1–14. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
2. Aminiyan, M. M., Aminiyan, F. M., Mousavi, R., & Heydariyan, A. (2016). Heavy metal pollution affected by human activities and different land-use in urban topsoil: A case study in Rafsanjan city, Kerman province, Iran. *Eurasian Journal of Soil Science*, 5 (2), 97. <https://doi.org/10.18393/ejss.2016.2.097-104>
3. Angelova, V., & Ivanov, K. (2018). Heavy metal content in dandelion (*Taraxacum officinale* WEB.). *Agricultural sciences*, 10 (23), 55–62. <https://doi.org/10.22620/agrisci.2018.23.008>
4. Barman, S. C., Sahu, R. K., Bhargava, S. K., & Chaterjee, C. (2000). Distribution of heavy metals in wheat, mustard and weed grains irrigated with industrial effluents. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64 (4), 489–496. <https://doi.org/10.1007/s001280000030>

5. Bessonova, V. P., & Kryvoruchko, A. P. (2017). Changes in the structural indices of annual shoots of *Quercus rubra* under anthropogenic impact. *Biosystems Diversity*, 25 (3), 191–196. <https://doi.org/10.15421/011729>
6. Bini, C., Maleci, L., Tani, C., & Wahsha M. (2016). Preliminary observations on the metal tolerance and resilience capacity of *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don growing on mine soils. *EQA – Environmental quality*, 21, 41–50 DOI: 10.6092/issn.2281-4485/6599.
7. Braun, J. (2020). Bioeconomy and its set of innovations for sustainability. *Industrial Biotechnology*, 16 (3), 142–143. <https://doi.org/10.1089/ind.2020.29210.jvb>
8. Dias, M. C., Correia, S., Serôdio, J., Silva, A. M. S., Freitas, H., & Santos, C. (2018). Chlorophyll fluorescence and oxidative stress endpoints to discriminate olive cultivars tolerance to drought and heat episodes. *Scientia Horticulturae*, 231 (27), 31–35. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.12.007>
9. Fujimaki, S., Suzui, N., Ishioka, N. S., Kawachi, N., Ito, S., Chino, M., & Nakamura, S. (2010). Tracing cadmium from culture to spikelet: noninvasive imaging and quantitative characterization of absorption, transport and accumulation of cadmium in an intact rice plant. *Plant Physiology*, 152, 1796–1806. <https://doi.org/10.1104/pp.109.151035>
10. Gill, S. S., Anjum, N. A., Gill, R., & Tuteja N. (2016). Abiotic stress signaling in plants-an overview. In *Abiotic Stress Response in Plants, First Edition*. Tuteja M. (ed.) Gill S. S. (ed). (pp. 1–12). Wiley-VCH Verlag GmbH & Ca.
11. Gryshko, V. M., Syshchykov, D. V., Piskova, O. M., & Danilchuk, O. V. (2012). *Vazhki metaly: nadkhodzhennia v grunty, trans lokatsiia u roslinakh ta ekolohichna bezpeka [Heavy metals: release into soils, translocation in plants and ecological hazard]*. Donbass. (in Ukraine).
12. Gupta A., & Balomajumder C. (2016). Simultaneous adsorption of Cr(VI) and phenol from binary mixture using iron incorporated rice husk: insight to multicomponent equilibrium isotherm. *International Journal of Chemical Engineering*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/7086761>
13. Hall, R. D. (2018). Plant Metabolomics in a nutshell: potential and future challenges. *Annual Plant Reviews book series*, 41, <https://doi.org/10.1002/9781119312994.apr0461>

14. Hänsch, R., & Mendel, R. R. (2009). Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology*, 12, 259–266. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.006>
15. Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z., & Chen, Z. (2020) Heavy metals distribution, sources, and ecological risk assessment in huixian wetland, South China. *Water*, 12 (1), 431. <https://doi.org/10.3390/w12020431>
16. Juknys, R., Velička, R., Kanapickas, A., Kriaučiūnienė, Z., Masilionytė, L., Vagusevičienė, I., Pupalienė, R., Klepeckas, M., & Sujetovienė, G. (2017). Projecting the impact of climate change on phenology of winter wheat in northern Lithuania. *International Journal of Biometeorology*, 61 (10), 1765–1775. <https://doi.org/10.1007/s00484-017-1360-y>
17. Komarova, I. O. (2013). Vmist vazhkykh metaliv u rekreatsiinykh ta promyslovykh zonakh Kryvorizhzhia [The content of mobile forms of heavy metals in recreation edaphotops and industrial areas of kryvorizhha]. *Gruntoznavstvo [Soil Science]*, 14 (3–4), 35–42. (in Ukraine).
18. Komarova, I. O. (2015). Buferni vlastyvoli gruntiv yak pokaznyk zabrudnennia vazhkykh metalamy edafotopiv Kryvorizkoi urboekosystemy [Buffer properties as index of edaphotope heavy metal pollution of Kryvyi Rih urban ecosystems]. *Ahroekolohichnyi zhurnal [Agroecological journal]*, 4, 34–44. (in Ukraine).
19. Komarova, I. O. (2015). Osoblyvosti funktsionuvannia roslynnoho orhanizmu v urbotekhnohennii ekosystemi (analiz stanu problemy) [Features of functioning of the plant organism in the urbatehnogennoy ekosistemme (the analysis of the problem)]. *Pytannia bioindykatsii ta ekolohii [Problems of Bioindication and Ecology]*, 20 (2), 18–29. (in Ukraine).
20. Komarova, I. (2018). *Taraxacum officinale* as bioindicator of heavy metal accumulation in soil. *Danish Scientific Journal*, 8, 10–12. Retrieved from http://www.danish-journal.com/wp-content/uploads/2018/02/DSJ_8.pdf
21. Minkina, T. M., Mandzhieva, S. S., Chaplygin, V. A., Bauer, T. V., Burachevskaya, M. V., Nevidomskaya, D. G., & Zamulina, I. V. (2017). Content and distribution of heavy metals in herbaceous plants under the effect of industrial aerosol emissions. *Journal of Geochemical Exploration*, 174, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.011>

22. Mohamed, A. H., M'hamed, M., Fatma, M., & Hichem, B. M. (2016). Air pollution mapping with bio-indicators in urban areas. In P. J. Sallis (ed.) *Air quality – Measurement and modelling* (pp. 163–183). In Tech. <http://dx.doi.org/10.5772/65299>
23. Nadgorska-Socha, A., Kandziora-Ciupa, M., Trzesicki, M., & Barczyk, G. (2017). Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere*, 183, 471–482. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.128>
24. Peng, W., Li, X., Xio, S., & Fan, W. (2018). Review of remediation technologies for sediments contaminated by heavy metals. *Journal of Soils and Sediments volume*, 18, 1701–1719. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1921-7>
25. Podolyak, A. G., & Karpenko, A. F. (2019). Med v pahotnoy i lugovoy pochve Gomelschinyi [Copper in arable and meadow soils of Gomel region]. *Ekolohichnyi visnyk Kryvorizhzhia [Ecological Bulletin of Kryvyi Rih District]*, 4, 56–66. <https://doi.org/10.31812/eco-bulletin-krd.v4i0.2560> (in Ukrainian).
26. Radulescu, C., Iordache, S., Dunea, D., Stihi, C., & Dulama, ID. (2015). Risks assessment of heavy metals on public health associated with atmospheric exposure to PM2.5 in urban area. *Romanian Journal of Physics*, 60 (7–8), 1171–1182.
27. Rascio, N., & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant science*, 180 (2), 169–181. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
28. Savosko, V. M. (2016). *Tyazhelyie metallyi v pochvah Krivbassa [Heavy Metals in Soils at Kryvbass]*. Dionat. (in Russian).
29. Stratu, A., Costica, N., & Costica, M. (2016). Wooden species in the urban green areas and their role in improving the quality of the environment. *Present Environment and Sustainable Development*, 10 (2), 173–184. <https://doi.org/10.1515/pesd-2016-0035>
30. Tangahu, B. V., Kartika, A. A. G., & Humaira, N. G. (2020). The lichen type identification as a bioindicator of air quality of sukulilo district in Surabaya, Indonesia. *Technology Reports of Kansai University*, 62 (03), 743–750.

31. Tykhonenko, D.P., & Dehtiarov, V.V. (2009). *Praktykum z gruntoznavstva [Workshop on soil science]*. Maidan. (in Ukraine).
32. Tytla, M., Widziewicz, K., & Zielewicz, E. (2016). Heavy metals and its chemical speciation at different stages in sewage sludge of processing. *Environmental Technology*, 37 (7), 899–908. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1090482>
33. Xiao, R., Wang, S., Li, R., Wang, J. J., & Zhang, Z. (2017). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141, 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002>
34. Zhang, P., Liu, Y., Chen, X., Yang, Z., Zhu, M., & Li, Y. (2016). Pollution resistance assessment of existing landscape plants on Beijing streets based on air pollution tolerance index method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.003>

**THE EDAPHOTOPE'S CONDITION BIOINDICATIONS BY
INDEX OF HEAVY METAL CONTENT ACCUMULATION
AT VEGETATION BODIES (ON THE EXAMPLE OF *Taraxacum
officinale* WIGG.)**

I. O. Komarova

Kryvyi Rih State Pedagogical University, Kryvyi Rih, Ukraine

Abstract. Soil is an active acceptor for some elements, heavy metals in particular. Microelements are firmly sorbed and interact with soil humus layer. As a result, poorly soluble compounds are formed. Disruption of biogeochemical cycles leads to heavy metal accumulation in top layers of lithosphere and their uptake by plants with further migration in trophic chain. At the same time some plants are sensitive to soil contamination and can be used as bioindicators.

The objective of the paper is to assess protective attributes and specifics of translocation of different threat level elements of a synanthrope — *Taraxacum officinale* Wigg. The object of the study is the roots of *Taraxacum officinale* Wigg and the soils of plant habitat. Sampling sites were constructed in administrative regions of Kryvyi Rih city with different levels of emissions release into atmosphere from stationary pollution sources.

Soil sampling from 0–10 sm. layer and plants roots was taken in late September, sample preparation was performed according to established practices. The content of total and mobile (in ammonium acetate extraction pH=4,8) forms of Zn; Pb; Cu; Ni; Cd. in soils and elements in plant material was determined by atomic absorption spectrophotometer C-115 (Ukraine). Translocation coefficient was calculated as ratio of element content in plants roots to its mobile forms content in soil. Statistical processing of experimental data was conducted according to standard methods of parametric statistics at 95% significance level.

Technogenicity of researched heavy metal mobile forms for the areas of high and moderate contamination forms a falling row which is ranked as follows: Zn>Pb>Cu>Ni>Cd. But a nonsignificant difference was fixed in cadmium and nickel accumulation in the area №4. For sampling sites of insignificant level and conditional control heavy metal accumulation row is ranked as follows: Zn>Ni>Pb>Cu>Cd. The results of the determination of Ni, Cu, Zn, Pb and Cd content in plants roots indicate that *Taraxacum officinale* Wigg is capable of their accumulation. Zn is an absolute leader in accumulation and bare-free migration in the system “soil-plants roots”. We were observing mobility decrease of one of the most dangerous elements — Cd. The interrelation between heavy metal accumulation in soil and plants roots enables to use *Taraxacum officinale* Wigg for applying phytoindication. We consider it essential to conduct further detailed research of *Taraxacum officinale* adaptive reactions with a view to further creating of bioindication scales.

Keywords: soil, plant, translocation coefficient, technogenic environment, heavy metals, contamination, *Taraxacum officinale* Wigg, bioindication.

Citation as:

АРА Komarova, I. O. (2020). Bioindikatsiyi stanu edafotopu za pokaznikami akumulatsiyi vazhkih metaliv vegetatsyynimi organami (na prikladі *Taraxacum officinale* Wigg.) [The edaphotope's condition bioindications by index of heavy metal content accumulation at vegetation bodies (on the example of *Taraxacum officinale* Wigg.)]. *Ekologichnyi visnyk Kryvorizhzhia [Ecological Bulletin of Kryvyi Rih District]*, 5, 141–154. <https://doi.org/10.31812/eco-bulletin-krd.v5i0.4360>.

ДСТУ 8302:2015 Комарова І. О. Біоіндикації стану едафотопу за показниками акумуляції важких металів вегетаційними органами (на прикладі *Taraxacum officinale* Wigg.). *Екологічний Вісник Криворіжжя*. 2020. Вип. 5. С. 141–154.