

Halina Dąbkowska-Naskręt*, Szymon Róžański*

**FORMY POŁĄCZEŃ Pb I Zn W GLEBACH URBANOZIEMNYCH MIASTA
BYDGOSZCZY**

**FORMS OF Pb AND Zn IN URBANOZEMS OF BYDGOSZCZ
AGGLOMERATION**

Słowa kluczowe: cynk, ołów, analiza sekwencyjna, gleby antropogeniczne.

Key words: zinc, lead, sequential extraction, anthropogenic soils.

The aim of this paper was to determine total content of zinc and lead in anthropogenic soils of the Bydgoszcz city, as well as to assess the role of soil components in binding these metals.

The texture of analyzed soils was classified as sands, loamy sands and sandy loams. The content of organic carbon ranged between 5.5 and 73.4 g·kg⁻¹, and the pH was close to neutral.

The total content of zinc ranged between 12.7 and 295.8 mg·kg⁻¹, and lead between 25.8 and 110.3 mg·kg⁻¹. Pb was found mainly bound with organic matter (18.6–47.9%) and also as a stabile forms bound with soil solid phase (residuum; 34.3–62.7%). The lowest amounts of Pb were associated with amorphous ferric oxides and exchangeable forms. Also exchangeable forms of zinc were determined as a lowest content. The most significant share in binding Zn in soil were specifically absorbed forms, dependent on pH (21.8% on average).

The results from the sequential extraction procedure showed, that role of soil components in binding zinc in analyzed soils was on similar level, lead however was mainly bound with organic mater. That is why lead was found to be an element of lower mobility, whereas zinc of higher mobility and availability.

* **Prof. dr hab. Halina Dąbkowska-Naskręt i dr inż. Szymon Róžański – Katedra Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy, ul. Bernardyńska 6, 85-029 Bydgoszcz; tel.: 52 374 95 03; e-mail: dabkowska@utp.edu.pl**

1. WPROWADZENIE

Zwiększona zawartość metali ciężkich, zwłaszcza w glebach obszarów zurbanizowanych, jest głównie wynikiem atmosferycznej depozycji zanieczyszczeń powstałych podczas gospodarczej działalności człowieka. Zróżnicowanie zawartości wprowadzonych do gleby polutantów zależy nie tylko od wielkości depozycji (ilości i formy zanieczyszczeń, lokalizacji), ale również od wielu czynników glebowych, determinujących wiązanie i przemiany metali ciężkich [Alloway 1995; McAlister i in. 2006; Martinez i Motto 2000; Sheets i in. 2001]. Aglomeracje miejskie ze względu na duże zagęszczenie ludności, a w konsekwencji skupienie na stosunkowo niewielkim obszarze zakładów przemysłowych oraz środków transportu, są miejscem, gdzie występujące gleby charakteryzuje zwiększona zawartość metali ciężkich. Mimo niewielkiego udziału na tym terenie gruntów wykorzystywanych rolniczo (ogródki działkowe) lub rekreacyjnie (parki, skwery, zieleńce) ryzyko bezpośredniego kontaktu z zanieczyszczoną glebą lub roślinami jest stosunkowo duże [Davidson i in. 2006; Dąbkowska-Naskręt i Kobierski 1997; Sheets i in. 2001]. Dlatego istotne jest poznanie nie tylko całkowitej zawartości metali w tych glebach, lecz również form ich połączeń ze składnikami glebowymi. Dopiero określenie na tej podstawie mobilności i biodostępności, a w konsekwencji potencjalnej toksyczności metali, tworzy rzeczywisty obraz zagrożenia wynikającego ze zwiększonej zawartości pierwiastków śladowych w środowisku glebowym.

Celem podjętych badań było oznaczenie całkowitej zawartości cynku i ołowiu w glebach urbanoziemnych miasta Bydgoszczy oraz określenie udziału poszczególnych składników gleby w ich wiązaniu, a tym samym poznanie potencjalnej mobilności tych metali.

2. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Obszarem objętym badaniami był Park Ludowy im. Wincentego Witosa położony w centrum Bydgoszczy. Park ten powstał w 1953 r. na terenach byłego cmentarza ewangelickiego, zlikwidowanego w latach 1948–1950. Park zajmuje powierzchnię ok. 6,5 ha. Park od strony południowej graniczy bezpośrednio z ul. Jagiellońską, która jest jednym z głównych szlaków komunikacyjnych miasta o szczególnie dużym natężeniu ruchu. Z pozostałych stron park ten odgraniczony jest od dróg zabudową mieszkalną. Na terenie parku występuje roślinność trawiasta oraz krzewy i wysokie drzewa. Próbkę glebowe pobrano z czterech punktów odległych od południowego krańca parku (tj. ul. Jagiellońskiej) kolejno 5, 25, 50 i 200 m (odpowiednio próbki nr 1–3, 4–6, 7–9 i 10–12). W każdym z tych punktów próbki pobrano z trzech głębokości: 0–20 cm; 40–60 cm i 90–110 cm.

Stosując powszechnie w gleboznawstwie metody, w próbkach powietrznie suchych i przesianych przez sito o średnicy oczek 2 mm, oznaczono podstawowe właściwości fizykochemiczne gleb:

- skład granulometryczny (PTG 2008),
- zawartość węgla organicznego (C org.),
- zawartość węglanów (CaCO₃),
- pH gleby w H₂O (pH H₂O) oraz w roztworze 1M KCl (pH KCl),
- kwasowość hydrolityczną (Hh)

oraz

- sumę zasadowych kationów wymiennych (S).

Kationową pojemność sorpcyjną (T) oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (V) wyliczono z sumy kationów wymiennych. Całkowitą zawartość cynku i ołowiu oznaczono po mineralizacji w mieszaninie stężonych kwasów – HF i HClO₄ [Crock i Severson 1980], a 6 frakcji tych metali po analizie sekwencyjnej [Miller i in. 1986] na spektrofotometrze Philips PU 9100, w płomieniu powietrze–acetylen. Zawartość form rezydualnych (F7) obliczono z różnicy zawartości całkowitej i sumy frakcji ekstrahowanych.

Badania wykonano w dwóch powtórzeniach, a do interpretacji uzyskanych wyników obliczono współczynniki korelacji prostych przy użyciu programu komputerowego STATISTICA 5.0.

3. WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

Badane gleby charakteryzowało niewielkie zróżnicowanie pod względem składu granulometrycznego (zawartość frakcji ilastej od 2 do 13%, tab. 1) i sklasyfikowane zostały jako piaski luźne, słabogliniaste, gliniaste oraz gliny piaszczyste (PTG 2008).

Tabela 1. Skład granulometryczny oraz właściwości fizykochemiczne badanych gleb

Table 1. The texture and physicochemical properties of analyzed soils

Nr	Punkt	Poziom [cm]	Frakcje w [mm]			C org. [g·kg ⁻¹]	CaCO ₃ [%]	pH H ₂ O	pH KCl	Hh	S	T	V [%]
			2–0,05	0,05– 0,002	<0,002								
			[%]										
1	I 5 m	0–20	76	14	10	40,4	12,72	7,41	7,14	5,25	461	466,3	98,7
2		40–60	81	6	13	12,2	5,08	7,19	7,12	3,00	188	191,0	98,4
3		90–110	87	7	6	9,8	5,08	7,31	7,25	2,25	225	227,3	99,0
4	II 25 m	0–20	85	9	6	36,6	5,94	6,98	6,83	7,50	322	329,5	97,7
5		40–60	89	6	5	11,3	4,24	7,31	7,24	3,75	192	195,8	98,1
6		90–110	89	5	6	7,7	8,48	7,61	7,48	1,50	355	356,5	99,6
7	III 50 m	0–20	85	9	6	35,5	3,39	6,92	6,67	7,50	203	210,5	96,4
8		40–60	89	5	6	9,8	7,62	7,08	7,29	1,50	309	310,5	99,5
9		90–110	95	3	2	5,5	15,27	7,48	7,64	0,75	440	440,8	99,8
10	IV 200 m	0–20	78	13	9	73,4	15,27	7,25	7,06	4,50	485	489,5	99,1
11		40–60	85	9	6	16,9	16,09	7,39	7,37	2,25	360	362,3	99,4
12		90–110	87	10	3	13,5	13,57	7,29	7,61	1,50	441	442,5	99,7

Zawartość węgla organicznego wahała się w granicach od 5,5 do 73,4 g·kg⁻¹. Stosunkowo wysoka zawartość C org. w glebach zieleńców, skwerów, trawników i parków jest rezultatem wzbogacenia tych gleb w materię organiczną w wyniku nawożenia torfem i kompostami (naturalna zawartość w glebach o podobnym uziarnieniu nie przekracza 20 g·kg⁻¹). Jest to cecha charakterystyczna dla gleb terenów zurbanizowanych [Czarnowska 1980].

Kwasowość czynna badanych gleb wahała się w zakresie od 6,92 do 7,61 pH, kwasowość wymienna natomiast od 6,67 do 7,64 pH (tab. 1). Lekko alkaliczny odczyn badanych gleb jest związany z obecnością domieszek gruzowo-wapiennych oraz opadem pyłów alkalicznych [Czarnowska 1980], co również skutkowało stosunkowo wysoką zawartością węglanów (3,39–16,09%). Podobnie kwasowość hydrolityczna wykazywała niewielkie zróżnicowanie i była w przedziale 0,75–7,5 mmol·kg⁻¹ (tab. 1).

Zawartość całkowita cynku (Zn) mieściła się w przedziale od 12,7 do 295,8 mg·kg⁻¹ (tab. 2).

Tabela 2. Zawartość całkowita cynku i jego form w mg·kg⁻¹ i udział poszczególnych form w zawartości całkowitej w %

Table 2. The total content of zinc and its fractions and percentage share

Nr	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Zn cał.	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
	[mg·kg ⁻¹]								[%]						
1	0,7	11,1	7,8	14,3	6,5	14,6	67,4	122,3	0,5	9,1	6,4	11,7	5,3	11,9	55,1
2	0,4	13,9	3,7	4,2	5,5	7,1	13,0	47,7	0,8	29,1	7,7	8,7	11,5	14,9	27,3
3	0,2	8,0	1,1	3,2	2,8	4,8	13,0	33,0	0,5	24,2	3,5	9,6	8,3	14,4	39,4
4	6,4	69,1	18,8	30,2	12,3	26,9	132,2	295,8	2,2	23,4	6,3	10,2	4,2	9,1	44,7
5	0,7	15,2	2,7	2,2	3,5	6,3	20,1	50,6	1,4	29,9	5,3	4,2	6,9	12,5	39,7
6	0,5	8,7	3,9	0,8	2,2	5,8	12,7	34,7	1,5	25,1	11,3	2,4	6,4	16,8	36,5
7	2,3	21,7	6,8	7,2	7,8	10,5	27,0	83,3	2,8	26,1	8,2	8,7	9,3	12,6	32,4
8	0,3	7,1	1,9	0,8	2,1	5,7	9,0	27,0	1,2	26,3	7,1	3,1	7,9	21,1	33,4
9	0,3	2,3	0,7	0,4	1,8	2,4	4,8	12,7	2,0	17,7	5,7	3,4	14,2	19,2	37,8
10	1,0	6,9	4,3	13,7	4,2	12,4	25,4	67,8	1,4	10,2	6,3	20,2	6,2	18,2	37,4
11	0,8	8,8	5,8	2,5	2,4	5,5	15,4	41,1	2,0	21,3	14,0	6,1	5,9	13,3	37,5
12	0,7	3,9	3,8	2,0	1,5	3,8	4,3	20,0	3,7	19,3	18,9	10,2	7,4	19,1	21,6

Objaśnienia: F1 – formy wymienne, F2 – formy specyficznie adsorbowane, F3 – formy związane z tlenkami Mn, F4 – formy związane z materią organiczną, F5 – formy związane z amorficznymi tlenkami Fe, F6 – formy związane z krystalicznymi tlenkami Fe, F7 – residuum.

Największą zawartość cynku stwierdzono w powierzchniowych poziomach badanych gleb. Zmniejszała się ona w profilu glebowym wraz z głębokością. Jednocześnie zaobserwowano zależność między zawartością całkowitą Zn i odległością od jezdni. Najwyższą zawartość Zn odnotowano w odległości 25 m od źródła emisji (jezdni) – 295,8 mg·kg⁻¹. Malą ona w kolejnych punktach badawczych (50 m – 83,3 mg·kg⁻¹ i 200 m – 67,8 mg·kg⁻¹). W odległości 5 m od ulicy zawartość całkowita Zn wynosiła 122,3 mg·kg⁻¹, co pomimo bezpośredniego oddziaływania źródła zanieczyszczenia, mogło być wynikiem niekorzystnych warunków depozycji (przyspieszony przepływ powietrza związany z ruchem pojazdów). Roz-

mieszczenie profilowe Zn i jego akumulacja w poziomie powierzchniowym, jest dowodem na antropogeniczne pochodzenie tego metalu w glebach badanego parku [Gworek, Czarnowska 1996]. Zawartość cynku na głębokości 90–110 cm mieściła się w przedziale od 12,7 do 34,7 mg·kg⁻¹ odpowiadając wartościom tła geochemicznego gleb Polski (5,0 – 59,0 mg·kg⁻¹, średnio 30 mg·kg⁻¹) [Czarnowska 1996], natomiast w poziomach powierzchniowych zawartość Zn kwalifikuje badane gleby do gleb o podwyższonej zawartości tego metalu oraz słabo zanieczyszczonych [Kabata-Pendias i in. 1993]. Jedynym potwierdzonym statystycznie parametrem wpływającym na zawartość cynku w badanych glebach była kwasowość (wymierna i hydrolityczna). Wyliczone współczynniki korelacji między zawartością całkowitą Zn a stężeniem jonów wodorowych wyniosły odpowiednio 0,59 i 0,79 (p<0,05).

Tabela 3. Zawartość całkowita ołowiu, jego formy i udział w zawartości całkowitej

Table 3. The total content of lead and its fractions and percentage share

Nr	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	Pb cał.	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
	[mg·kg ⁻¹]								[%]						
1	0,0	2,8	2,4	33,2	0,0	3,8	68,2	110,3	0,0	2,5	2,1	30,1	0,0	3,4	61,8
2	0,0	7,0	8,4	50,1	0,0	2,8	36,2	104,5	0,0	6,7	8,1	47,9	0,0	2,7	34,7
3	0,4	4,0	5,4	27,4	0,0	3,1	44,9	85,3	0,5	4,7	6,3	32,1	0,0	3,7	52,7
4	0,5	4,3	4,5	27,3	0,0	3,4	40,4	80,3	0,6	5,3	5,6	34,0	0,0	4,2	50,3
5	0,2	4,7	7,2	15,5	0,0	3,1	27,6	58,3	0,4	8,1	12,3	26,6	0,0	5,3	47,4
6	0,5	5,5	9,5	14,3	0,0	2,9	43,8	76,5	0,7	7,1	12,4	18,6	0,0	3,8	57,3
7	0,4	5,1	5,5	33,5	0,0	3,2	46,1	93,8	0,4	5,4	5,9	35,7	0,0	3,4	49,2
8	0,3	4,1	6,3	15,2	0,0	3,2	18,0	47,0	0,6	8,8	13,3	32,3	0,0	6,8	38,2
9	0,6	4,2	6,1	6,5	0,0	2,9	13,2	33,5	1,7	12,6	18,3	19,3	0,0	8,7	39,4
10	0,6	4,2	4,9	26,2	0,0	2,9	44,6	83,3	0,7	5,0	5,8	31,4	0,0	3,5	53,5
11	0,7	1,8	10,0	15,4	0,0	2,7	51,6	82,3	0,9	2,2	12,2	18,8	0,0	3,3	62,7
12	0,9	0,9	8,3	4,8	0,0	2,1	8,9	25,8	3,6	3,3	32,0	18,7	0,0	8,0	34,3

Zawartość ołowiu (Pb) w badanych profilach glebowych mieściła się w granicach od 25,8 do 110,3 mg·kg⁻¹ (tab. 3). Podobnie jak zawartość cynku, z wyjątkiem jednego punktu badawczego (próbki 4–6), zawartość całkowita Pb była największa w poziomach powierzchniowych i zmniejszała się wraz z głębokością. W przeciwieństwie do stwierdzonych tendencji w rozmieszczeniu przestrzennym cynku, zawartość całkowita Pb nie była związana z odległością od źródła zanieczyszczenia (jezdni). Największa zawartość całkowita tego pierwiastka charakteryzowała próbki z pierwszego punktu badawczego (położonego najbliżej drogi, próbki nr 1–3), jednakże w pozostałych punktach nie stwierdzono znaczącego zróżnicowania. Jednocześnie zawartość całkowita ołowiu przekraczała wartość tła geochemicznego dla gleb Polski ustaloną średnio na poziomie 9,8 mg Pb·kg⁻¹ [Czarnowska 1996]. Zawartość Pb w powierzchniowych poziomach badanych gleb odpowiada I i II stopniowi zanieczyszczenia tym metalem (zwiększona zawartość i słabe zanieczyszczenie) [Kabata-Pendias i in. 1993]. Znacznie większe zawartości tego metalu (do 288,1 mg·kg⁻¹) stwierdzono na terenach miej-

skich ogródków działkowych (uprawa warzyw i owoców), lecz jednocześnie były to gleby o uziarnieniu glin i o większej zawartości materii organicznej [Dąbkowska-Naskręt i Kobierski 1997; 1998]. Zawartość całkowita ołowiu w badanych glebach uzależniona była głównie od składu granulometrycznego (współczynnik korelacji z frakcją ilastą – 0,81, przy $p < 0,05$). Istotny udział frakcji ilastej (związany głównie z jej pojemnością sorpcyjną) w wiązaniu Pb w glebach potwierdzają badania innych autorów [Sipos i in. 2008; Zuhairi 2003].

Ołów w badanych glebach występował głównie w połączeniach z materią organiczną (F4; 18,6–47,9%), jak również był trwale związany z glebą jako tzw. residuum (F7; 34,3–62,7%). Najmniejszy udział w zawartości całkowitej charakteryzował połączenia Pb z amorficznymi tlenkami Fe (F5) – wartości poniżej poziomu detekcji w stosowanej metodzie. Stwierdzono również bardzo niską zawartość wymiennych form tego metalu, nieprzekraczającą $0,9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio 0,8%; tab. 3).

Zawartość frakcji Zn była znacznie mniej zróżnicowana. Najmniejsze ilości tego metalu w badanych glebach występowały w formie wymiennej (F1), najczęściej przyjmując wartości mniejsze od $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (tab. 2). Największy udział spośród ekstrahowanych form w zawartości całkowitej Zn (średnio 21,8%) stanowiły formy specyficznie absorbowane, uzależnione od wartości pH (F2). Ich zawartość była bezpośrednio związana z odczynem badanych gleb, co potwierdziły istotne współczynniki korelacji między F2 a pH H_2O , pH KCl i Hh (odpowiednio: 0,63; 0,62 i 0,73 przy $p < 0,05$). Uruchamianie cynku w glebach wraz ze zmniejszeniem wartości pH następuje znacznie szybciej niż uruchamianie ołowiu. Z badań innych autorów wynika, że ma to miejsce już przy wartości pH mniejszej niż 6,2 [Martinez i Motto 2000] lub 6 [Hanna i in. 2009], dla Pb natomiast przy wartości pH poniżej 5,2 [Martinez i Motto 2000], a nawet dopiero poniżej 4 [Hanna i in. 2009]. Przy skrajnie niskiej wartości (pH 2) udział form mobilnych tych metali sięgać może nawet 60% ich zawartości całkowitej [Hanna i in. 2009]. Ponadto Zn w badanych glebach związany był trwale ze stałą fazą gleby (F7), stanowiąc w tej formie od 21,6 do 55,1% zawartości całkowitej tego metalu. Z oznaczonych zawartości badanych metali wynika, że Zn wiązany był w podobnym stopniu przez wszystkie komponenty gleby, podczas gdy Pb był związany głównie z materią organiczną. W rezultacie bardziej stabilnym i trwale związanym w glebie pierwiastkiem był Pb na tle bardziej mobilnego i dostępnego Zn.

Podobne jak wyżej przytoczone wyniki uzyskano dla gleb innych zurbanizowanych obszarów Europy przy jednoczesnym dużym zróżnicowaniu przestrzennym w zawartości całkowitej tych metali [Davidson i in. 2006].

4. WNIOSKI

1. Zawartość całkowita cynku i ołowiu w glebach śródmiejskiego parku w Bydgoszczy pozwoliła zakwalifikować te gleby jako średnio zanieczyszczone, o zwiększonej zawartości tych metali.

2. Rola poszczególnych komponentów gleby w wiązaniu cynku była stosunkowo wyrównana, ołów natomiast związany był głównie z materią organiczną i frakcją ilastą w badanych glebach.
3. Stwierdzono, że metalem o znacznie większej mobilności i potencjalnej fitodostępności był cynk.
4. Zależność między zawartością metalu w glebie a odległością od źródła zanieczyszczenia (szlak komunikacyjny) potwierdzono w odniesieniu do przestrzennego rozmieszczenia cynku w badanych glebach.

PIŚMIENNICTWO

- ALLOWAY B.J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Springer: 38–57.
- CROCK J.G., SEVERSON R. 1987. Four reference soil and rock samples for measuring element availability in the western energy regions. *Geochemical Survey Circular* 841.
- CZARNOWSKA K. 1980. Akumulacja metali ciężkich w glebach, roślinach i niektórych zwierzętach na terenie Warszawy. *Roczniki Gleboznawcze* 31, 1: 77–115.
- CZARNOWSKA K. 1996. Ogólna zawartość metali ciężkich w skałach macierzystych jako tło geochemiczne gleb. *Roczniki Gleboznawcze* 47, Supl.: 43–50.
- DAVIDSON C.M., URQUHART G.J., AJMONE-MARSAN F., BIASIOLI M., DA COSTA DUARTE A., DIAZ-BARRIENTOS E., GRČMAN H., HOSSACK I., ANDREW S. HURSTHOUSE A.S., MADRID L., RODRIGUES S., ZUPAN M. 2006. Fractionation of potentially toxic elements in urban soils from five European cities by means of a harmonised sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta* 565: 63–72.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., KOBIERSKI M. 1997. Trace metals accumulation in vegetables and soils adjacent to heavy traffic roadways of urban area. *Mengen und Spurenelemente* 17: 141–146.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., KOBIERSKI M. 1998. Metale ciężkie i ich mobilność w czarnych ziemiach aglomeracji Inowrocławia. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 460: 259–267.
- GWOREK B., CZARNOWSKA K. 1996. Metale ciężkie w glebach wytworzonych z utworów aluwialnych i eolicznych okolic Warszawy. *Roczniki Gleboznawcze* 47, Supl.: 65–73.
- HANNA K., LASSABATERE L., BECHET B. 2009. Zinc and lead transfer in a contaminated roadside soil: Experimental study and modeling. *Journal of Hazardous Materials* 161: 1499–1505.
- KABATA-PENDIAS A. 2000. Trace elements in soil and plants. Third Edition, CRC Press: 157–167.
- KABATA-PENDIAS A., MOTOWICKA-TERELAK T., PIOTROWSKA M., TERELAK H., WITTEK T. 1993. Ocena stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi i siarką. IUNG, Puławy, Seria P53: 7–10.

- MILLER W.P., MARTENS D.C., ZELAZNY L.W. 1986. Effect of sequence in extraction of trace metals from soils. *Soil Science Society of America Journal* 50: 598–601.
- MARTINEZ C.E., MOTTO H.L. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution* 170: 153–158.
- MCALISTER J.J., SMITH B.J., TÖRÖK A. 2006. Element partitioning and potential mobility within surface dusts on buildings in a polluted urban environment, Budapest. *Atmospheric Environment*. 40: 6780–6790.
- SHEETS R.W., KYGER J.R., BIAGIONI R.N., PROBST S., BOYER R., BARKE K. 2001. Relationship between soil lead and airborne lead concentrations at Springfield, Missouri, USA. *The Science of the Total Environment* 271: 79–85.
- SIPOS P., NÉMETH T., KOVÁCS KIS V., MOHAI I. 2008. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. *Chemosphere* 73: 461–469.
- ZUHAIRI W.Y.W. 2003. Sorption capacity on lead, copper and zinc by clay soils from South Wales, United Kingdom. *Environmental Geology* 45: 236–242.