

## **Nehézfémek feldúsulása és mobilitása kertművelés alatt álló talajokban, városi környezetben**

*Szolnoki Zsuzsanna, Farsang Andrea*

SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

### **Összefoglalás**

A városi talajok nehézfém-tartalmának alakulásában a természetes, litogén és pedogén eredetű fémtartalom mellett az antropogén forrásokból eredő fémtöbblet is jelentős szerepet játszik. Ilyen antropogén forrás többek között a közlekedés, a légköri ülepedés, valamint a kerti talajok esetében a szerves és műtrágyák, fémtartalmú növényvédők szerek használata is.

Kétféle módszerrel vizsgáltuk egy városi kertes övezet talajában a nehézfémek feldúsulásának mértékét: egy referencia szint és egy referencia-elem segítségével határoztuk meg a feltalajra vonatkozó feldúsulási faktorokat. Elkülönítettük azon fémek körét, melyek feltehetően antropogén forrásból dúsulnak e kerti talajokban. A királyvízzel oldatba vihető, "összes" fémtartalom mellett három lépcsős, szekvenciális kioldást alkalmazva elválasztottuk a fémek különböző mobilitású hányadait.

Eredményeink alapján kijelenthető, hogy e talajokban a réz antropogén dúsulása jelentős mértékű, továbbá az Pb és Zn, valamint kis mértékben a Cd feldúsulása is kimutatható. Míg a litogén fémek (Co, Cr, Ni) és az As csak csekély mobilitással rendelkeznek és legnagyobb hányaduk ásványokhoz kötötten van jelen a talajban, addig a feltehetően antropogén eredetű fémek mobilitása a Cu<Zn<Cd<Pb sorrendben növekszik.

### **Summary**

Beside the natural (lithogenic, pedogenic) metal content various anthropogenic sources (traffic and industrial emission, atmospheric deposition etc.) contribute to the metal content in urban soils. Among urban soils, the garden soils are "recipients" of metal load from cultivation (pesticides applied over a long period of time, compost, inorganic and organic manure application, other soil amendments, contaminated irrigation water etc.).

The degree of metal enrichment in urban garden soils was investigated using two different enrichment factors calculated with the help of a reference horizon on the one hand, a reference element on the other hand. The metals originating mainly from anthropogenic sources were distinguished from geogenic ones. In addition to the "pseudo-total" (determined in aqua regia extract) heavy metal concentrations, metal fractions with various mobility were also determined using a three stage sequential extraction procedure.

As a result the anthropogenic enrichment of Cu, Zn and Pb is significant, while anthropogenic enrichment of Cd is moderate in the garden topsoils. Metals of geogenic origin (Co, Cr, Ni, As) can be characterized by low mobility, and they are mainly associated with minerals, whereas the mobility of anthropogenic metals is more considerable. The mobility order of these metals is: Cu<Zn<Cd<Pb.

## Bevezetés

Az antropogén tevékenységek (ipar, háztartások fűtése, közlekedés stb.) hatására a nehézfémek, mobilitási sajátosságuknak megfelelően, felhalmozódnak a városi talajokban (KELLY et al., 1996; THORNTON, 1991; LI et al., 2004; WONG et al., 2006). E talajok nemcsak a nehézfémek, mint tipikus városi szennyezőanyagok "gyűjtőmedencéjeként" viselkednek, hanem könnyen e toxikus anyagok forrásává is válhatnak (NORRA, STÜBEN, 2003).

A városi talajokból a nehézfémek közvetlen módon, a szennyezett porok inhalációjával, a talaj lenyelésével, vagy bőrön keresztül felszívódva juthatnak az emberi szervezetbe. Egy nemrégiben készített tanulmány rávilágított arra, hogy az antropogén eredetű fémek a városi talajok finomabb szemcsefrakciójában halmozódnak fel, melyek így a talaj felporzása során a szálló porban maradványként és belélegezve, jelentős kockázatot jelentenek (LUO et al., 2011). A talaj lenyelése főleg kisgyermekes esetekben jellemző, akik játék közben többször szájukhoz emelik talajjal szennyezett kezeiket, de szándékosan is fogyasztanak talajt (CHANEY et al., 1984; SCHEYER 2000). A legnagyobb kockázatot azonban mégis a szennyezett talajon termesztett zöldségek és gyümölcsök elfogyasztása jelenti (MOIR, THORNTON, 1989), hiszen a nehézfémek mobilizálódva nagy mennyiségben bejuthatnak a növényekbe és így módon a táplálékláncba.

A városi kiskertek és zöldséges kertek, melyek művelésükből kifolyólag is szennyeződhetnek nehézfémekkel (fémtartalmú növényvédő szerek használata, komposztok, szerves és szervetlen trágyák talajba keverése, szennyezett öntözővíz) (CSATHÓ, 1994; CHEN et al., 1997; WUZHONG et al., 2004; ALLOWAY, 2005), kiemelt figyelmet érdemelnek a rajtuk folyó növénytermesztés és az esetleges szennyezettségük miatt. A kertek esetében a talajjal való közvetlen érintkezés is igen gyakori, hiszen a felnőttek kerti munkák során, a gyermekek pedig játék közben kapcsolatba kerülhetnek a talajjal.

A nehézfémek mobilitását, növény általi felvehetőségét azonban nagyon komplex és összetett folyamat szabályozza, mely magába foglal geokémiai, klimatikus, biológiai, sőt még antropogén tényezőket is (KABATA-PENDIAS, 2004). A nehézfémek mobilitását a talaj oldaláról több tulajdonság befolyásolja: a legfontosabbak a talaj kémhatása, agyagtartalma, szervesanyag-tartalma és a szerves anyag minősége (SZABÓ, 1996). A fém oldaláról a geokémiai forma a meghatározó (PICHTEL, 1997), amiben pedig különbségek adódnak a fém eredetét illetően is. A litogén eredetű fémek ugyanis többnyire az ásványokhoz kapcsolódva fordulnak elő a talajban és csekély mobilitással bírnak, növény által felvehetővé csak specifikus körülmények között válnak. Az antropogén forrásokból a talajra vagy talajba került fémek viszont sokkal nagyobb

mobilitással jellemezhetők (KABATA-PENDIAS, 1993). Így a nehézfémek környezetvédelmi megítéléséhez nem elégséges csupán a fémek "összes" mennyiségét vizsgálnunk, hanem minden olyan faktort számításba kell vennünk, melyek a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségére hatással vannak. Így a talajok "összes" fémtartalma mellett a talaj bizonyos tulajdonságait, a fémek eredetét, sőt a fémek különböző mozgékonyági formáit is vizsgálnunk kell.

Azért, hogy a talajban a növény által felvehető fémhányadokat, vagy a különböző mozgékonyaságú fémformákat meg lehessen becsülni, kioldások egész sorát fejlesztették ki az elmúlt évtizedek alatt, ide értve a különböző szelektív kioldásokat és az egészen speciális szekvenciális feltárásokat is (RAO et al., 2008). A szekvenciális feltárás során a talajmintát különböző szelektivitású kivonószerekkel kezeljük egymás után azért, hogy az eltérő mobilitású nehézfém-formákat egymástól elválasszuk. Így információt szerezhetünk arról, hogy a talajban mennyi az a fémtartalom, ami a növények számára hozzáférhető, vagy potenciálisan mobilizálható a környezeti paraméterek megváltozásával, és mennyi az, ami környezetvédelmi szempontból nem bír nagy jelentőséggel.

A fentiek értelmében célunk jelen vizsgálattal az volt, hogy (1) felmérjük a szegedi, kiskerti talajok nehézfém-terheltségének mértékét, (2) a fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok felmérésével értékeljük a kerti talajok környezetvédelmi „pufferképességét”. Célunk volt továbbá, hogy különböző (3) feldúsulási faktorok segítségével elkülönítsük a kerti talajokban antropogén forrásokból dúsuló fémek körét a geogén eredetű fémektől, és (4) szekvenciális feltárás segítségével felmérjük a fémek különböző mobilitású hányadait, valamint feltárjuk az e téren tapasztalható különbségeket az antropogén és geogén eredetű fémek között.

### **Vizsgálati anyag és módszer**

Vizsgálati területünk a Szeged külvárosában, a város ÉK-i részén elhelyezkedő, közel 1 km<sup>2</sup> nagyságú, Baktó városrész. E városrész telkeit az 1930-as évek elején kezdték el kiosztani, ahol kezdetben főként gyümölcsösöket telepítettek, majd a terület fokozatosan átalakult kertvárosi lakóövezetté, ahol sok családi ház kertjében máig is termelnek zöldséget, gyümölcsöt. A terület eredeti talaja réti csernozjom, mely azonban eltérő mértékben módosult a kertművelés és lokális antropogén beavatkozások következtében, így a közel természetes állapotú Chernozem talajok (FAO et al., 2006) mellett a fiatal, antropogén felszíni szintekkel rendelkező Cambisol talajok és a vastag, ember által létrehozott felszínű Anthrosol talajok is megtalálhatók itt (SZOLNOKI et al. 2011). A terület természetes fémtartalmához a kertművelésből, légköri ülepedésből és a közeli út gépjárműforgalmából eredő, úgynevezett antropogén fémtöbblet is hozzájárul. A Baktó mellett

közvetlenül elhaladó, 18679 Ej/nap átlagos napi forgalmú, Hódmezővásárhelyre vezető 47-es számú főút főleg az út menti kerteket terheli fémszennyezéssel.

A területről összesen 50 családi ház kertjéből vettünk talajmintát, jelen tanulmány keretein belül azonban csak hét általunk kiválasztott kert vizsgálati eredményeit mutatjuk be. A mintavétel egységes módon történt: 6-8 m<sup>2</sup>-es területről 10-12 pontmintát gyűjtöttünk 0-10 cm mélységből, és ezeket összekeverve, belőlük kb. 1 kg-ot kivéve létrehoztuk a kertet reprezentáló átlagmintát. Minden kertből vettünk kontrollmintát is 80-100 cm mélységből, kézi talajfúró segítségével.

A talajmintákon a laboratóriumi előkészítést követően (szárítás, porítás, 2 mm-es szitán való átbocsájtás) a következő vizsgálatokat végeztük el: fizikai féleség mérése az Arany-féle kötöttségi szám alapján, pH (H<sub>2</sub>O, KCl) -mérés potenciometriás módszerrel, összes sótartalom megállapítása vezetőképesség-mérés alapján, humusz mennyiség mérése optikai módszerrel tömény savas és kálium-dikromátos oxidációt követően, karbonát-tartalom mérés Scheibler-féle kalciméterrel.

**1. táblázat.** Az alkalmazott BCR szekvenciális feltárás lépései, műveleti körülményei (RAURET et al. 1999)

Lépcső (s)	Oldószer (1 g talajhoz)	Frakció	Feltárási körülmények
S1	- 40 ml 0,11 mol/l ecetsav	kicsérélhető, sav- és vízoldható	16 h rázatás szobahőmérsékleten
S2	- 40 ml 0,5 mol/l hidroxilamin-hidroklorid (pH=1,5; HNO <sub>3</sub> )	redukálható	16 h rázatás szobahőmérsékleten
S3	- 10 ml 8,8 mol/l hidrogén-peroxid	oxidálható	1 h szobahőmérséklet, 1 h +85 °C vízfürdőben
	-10 ml 8,8 mol/l hidrogén peroxid		1 h +85 °C vízfürdőben
	- 50 ml 1 mol/l ammónium -acetát (pH=2, HNO <sub>3</sub> )		16 h állandó rázatás szobahőmérsékleten
maradék (számolt)	maradék=külön minta királyvíz oldható fémtartalma-(S1+S2+S3)		

Az "összes" fémtartalom meghatározásához a talajmintákat királyvízzel tártuk fel mikrohullámú feltáróban (Anton Paar Multiwave 3000), majd a fémek mérése Perkin Elmer Optima 7000 DV ICP optikai emissziós spektrofotométerrel történt. A különböző mozgékonyágú fémformák meghatározásához a feltalajmintákat módosított BCR szekvenciális feltárásnak vetettük alá, melyet az 1. táblázatban mutatunk be (RAURET et al. 1999). Ez a szekvenciális feltárás az európai közösség szabványügyi testülete (*Standards Measurements and Testing Programme*, korábban *Bureau Communautaire de*

*Reference (BCR)*) által kidolgozott és módosított, három lépcsős szekvenciális feltárás, melyet eredetileg üledékek vizsgálatára dolgoztak ki, de azóta sikeresen alkalmazták különböző mértékben szennyezett talajokon is (RAO et al., 2008). A feltárás lépéseit, oldószereit és a műveleti körülményeket az 1. táblázat szemlélteti. A fémek mérését ebben az esetben is ICP optikai emissziós spektrofotométerrel végeztük.

## Vizsgálati eredmények

### *Fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok*

A vizsgált hét kert feltalajának többsége az Arany-féle kötöttségi szám alapján a vályog kategóriába esik, míg a kontroll minták ennél kicsit kötöttebbek, vályog és agyagos-vályog fizikai féleségűek (2. táblázat). A kertek feltalajának kémhatása a desztillált vizes talajkivonat alapján gyengén lúgos, míg a kontroll minták kémhatása gyengén lúgos és lúgos. A kerti talajok tartalmaznak szénsavas meszet, gyengén és közepesen meszesek, ami a kertek elsavanyodását, és így a fémek mobilizálódását akadályozza. A kontroll minták erősen meszesek. A kerti feltalajok többsége közepes humusztartalmú, de egy-egy kivétellel humuszban szegény és humuszban gazdag talajú kerttel is találkozhatunk (2. táblázat). Összességében elmondható, hogy a vizsgált talajok jó fémmegkötő képességgel rendelkeznek, hiszen a lúgos pH, a viszonylag nagy mennyiségű szerves és ásványi kolloidtartalom jó környezetvédelmi pufferképességet kölcsönöz e kerti talajoknak.

**2. táblázat.** A bemutatott hét kerti talaj talajtani alaptulajdonságai (Szeged, 2010)

Mélység		Arany-féle kötöttség	Összes só %	CaCO <sub>3</sub> %	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	Humusz %
0-10 cm	min.	34	0,01	2,1	7,7	7,1	1,8
	max.	49	0,04	13,5	8,3	7,5	4,3
	<b>átlag</b>	<b>39</b>	<b>0,02</b>	<b>7,0</b>	<b>7,8</b>	<b>7,3</b>	<b>3,0</b>
	szórás	4,9	0,01	3,5	0,2	0,2	0,8
80-100 cm	min.	39	0,02	25,0	8,0	7,4	0,3
	max.	43	0,06	30,9	9,2	8,2	1,1
	<b>átlag</b>	<b>41</b>	<b>0,03</b>	<b>27,5</b>	<b>8,5</b>	<b>7,8</b>	<b>0,6</b>
	szórás	1,5	0,01	2,4	0,4	0,3	0,3

### A vizsgált kertek nehézfém-terheltsége

A vizsgált kertek rézzel erősen szennyezettek, több kert esetében is mértünk a "B" szennyezettségi határértéket<sup>3</sup> jóval meghaladó Cu-koncentrációkat. Volt olyan kert is, melyben az erősen toxikus Cd-koncentrációja volt határértéket jóval meghaladó, míg egy kert esetében az As-koncentráció lépte túl a szennyezettségi határértéket, igaz csak kis mértékben (3. táblázat). A többi fém esetében sem zárható ki antropogén fémterhelés, hiszen a szennyezetlen talajokra jellemző, "A" háttér értéknél<sup>4</sup> magasabb fémkoncentrációkat a Co kivételével minden fém esetében mértünk (3. táblázat). Az "A" háttér érték ugyanakkor nem ad biztos támpontot az antropogén terhelés megítéléséhez, hiszen az "A" érték a tényleges, adott területre jellemző háttér-értéknél kisebb, vagy geológiai okok miatt nagyobb is lehet (KÁDÁR, 2004).

**3. táblázat.** A kerti talajokban (0-10 cm) mért királyvíz oldható fémkoncentrációk (mg/kg)

minta	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Cu	Ti
1	6,7	103,8	0,53	14,7	35,6	4,2	53,3	37,7	762,0
2	<b>15,9</b>	105,1	0,64	24,2	26,5	8,3	38,2	<b>579,8</b>	845,2
3	8,0	64,7	0,49	30,0	25,5	7,9	35,8	47,1	860,1
4	12,7	164,1	<b>2,86</b>	60,8	29,4	7,6	43,9	54,4	742,2
5	6,7	82,2	0,59	16,4	21,6	5,3	32,8	<b>102,7</b>	747,9
6	9,7	44,2	0,34	8,5	19,3	3,9	25,5	<b>83,6</b>	830,7
7	4,9	108,7	0,48	12,3	25,0	5,7	34,0	<b>153,8</b>	874,8
átlag	9,2	96,1	0,85	23,9	26,1	6,1	37,7	151,3	809,0
"A" érték <sup>2</sup>	10	100	0,5	25	25	15	30	30	-
"B" érték <sup>1</sup>	15	200	1	100	40	30	75	75	-

### Fémek feldúsulása a kerti talajokban

A vizsgált elemek feltalajban való dúsulásának mértékét feldúsulási faktorok (EF) segítségével becsültük meg. Kétféle feldúsulási faktort számítottunk. Az egyik feldúsulási faktor (TEF) a feltalajban és a kontroll mintában mérhető fémkoncentrációk aránya (FACCHINELLI et al., 2001), míg a másik feldúsulási faktor (EFP) a tényleges elemkoncentrációk helyett a vizsgált elem és egy alkalmasan megválasztott referencia elem, általában az Al, Li, Sc,

<sup>3</sup>6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

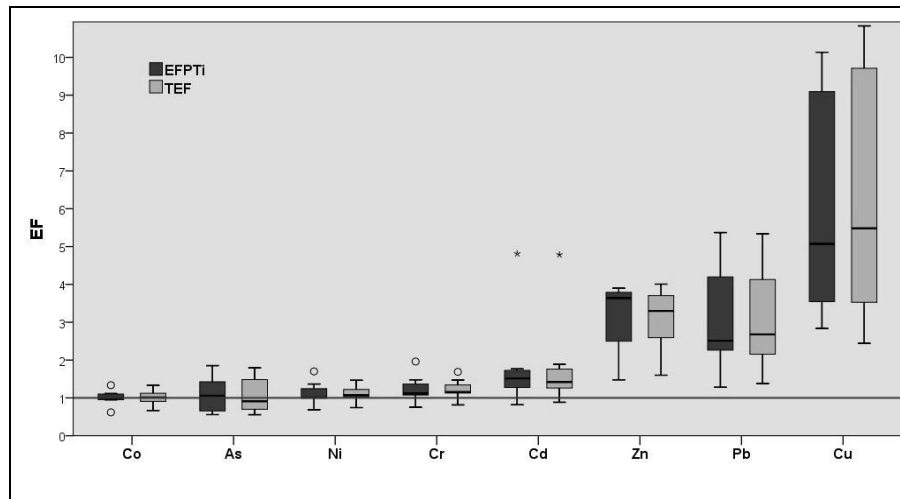
<sup>4</sup>10/2000 (VI. 2. ) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (*hatályon kívül*)

Ti, és Zr aránya a feltalajban az alapközethez képest (STERCKEMAN et al., 2006). Az általunk alkalmazott referencia elem a Ti, ami gyakori kőzetalkotó elem, ásványai a talajban nehezen mállanak, így a talaj konzervatív elemének számít (KABATA-PENDIAS, PENDIAS, 2001). A feldúsulási faktorokat a következőképp számoltuk:

$$TEF = \frac{[E]_{SH}}{[E]_{RH}} ; \quad EFP_{Ti} = \frac{[E]_{SH} / [Ti]_{SH}}{[E]_{RH} / [Ti]_{RH}} ,$$

ahol „E” a vizsgált elem a felszíni (SH) szintben (0-10 cm) és a referencia (RH) szintben (80-100 cm) ugyan azon a mintavételi helyen. Ha a feldúsulási faktor értéke 1 vagy a körüli, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, koncentrációja csak a litogén háttérből származik, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém dúsul a feltalajban, aminek egyrészt talajképződési folyamatok, másrészt antropogén hozzájárulás lehet az oka.

Az általunk számolt feldúsulási faktorok már alkalmasak annak eldöntéséhez, hogy az adott fém dúsul-e a kerti talajokban, ugyanis a szennyezetlennek tekinthető alapkőzet jó támpontot nyújt az adott talaj természetes, litogén fémtartalmának megítéléséhez. Az általunk számolt két feldúsulási faktor nagyon hasonló eredményt ad (1. ábra).



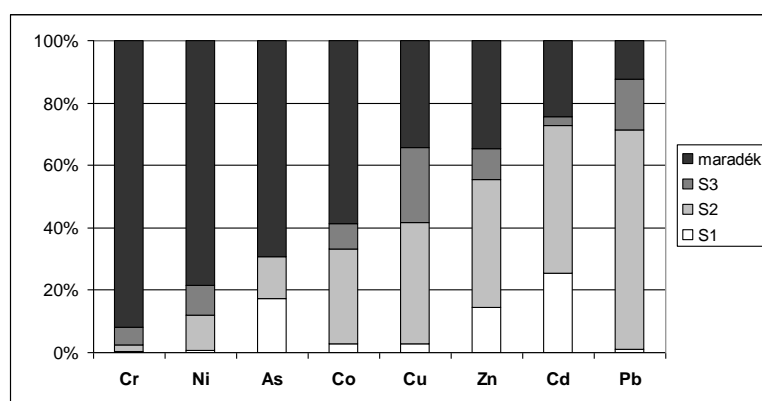
1. ábra. A referencia szint és a referencia elem (Ti) segítségével számolt feldúsulási faktorok a szegedi kerti talajokban

Az EF értékek 1 körül alakulnak a Co, As, Ni és Cr esetében, ami nem jelzi e fémek dúsulását a kerti talajok felszíni szintjében, míg a Cd esetében a feldúsulási faktorok már mutatnak kismértékű feldúsulást, igaz a feldúsulás nem

mind a hét kertet érinti (1. ábra). A Zn és az Pb feldúsulási faktor értékei mind a hét kertben nagyobbak egynél, így e két elem minden vizsgált kertben feldúsult, átlagos feldúsulási faktoruk 3 körül alakul. A feldúsulási faktor értékek alapján a Cu halmozódik fel legnagyobb mértékben e kerti talajok felszíni szintjében, a feldúsulási faktorok átlagos értéke 9, de van olyan kert, ahol a réz dúsulása az alapközethez képest harmincszoros. A feldúsulási faktorok alapján tehát az As, Ni, Co, és Cr a kerti talajokban nem dúsul, koncentrációjukat a természetes, litogén fémtartalom határozza meg, míg a Cd esetében kismértékben, a Zn, Pb és Cu esetében nagymértékben már az antropogén hozzájárulás is szerepet játszik a kertek feltalajában mérhető koncentrációk kialakulásában.

### *Fémek mobilitása*

A szekvenciális feltárás során elválasztottuk a fémek különböző mobilitású hányadait. A feltárás első lépcsőjeként a víz- és sav oldható, könnyen mobilizálható fémhányadot (S1) vontuk ki. Ezt a frakciót a kicserélhető és karbonátokhoz kötött fémek alkotják, melyek a legkönnyebben mobilizálhatók, így növények számára is könnyen felvehetők. A feltárás második lépcsőjeként (S2) a redukálható fémeket vittük oldatba, melyek a vas- és mangán-hidroxidokhoz kötötten fordulnak elő, míg a harmadik lépcsőben (S3) az oxidálható, azaz a szerves anyagokhoz és szulfidokhoz kötött fémeket oldottuk ki. A maradék frakciót a nem szilikát ásványokhoz kötött, így környezetvédelmi szempontból nem nagy jelentőséggel bíró fémhányad alkotja.



2. ábra. A mobilizálható és a maradék frakciók átlagos megoszlása az "összes" fémtartalom százalékában kifejezve

A leginkább mobilizálható fém, a három mobilis frakció összege alapján (S1+S2+S3) az Pb, hiszen az "összes" ólomtartalom átlagosan 88%-a a mobilis frakciókban fordul elő. Ezt követi a Cd, Cu és a Zn, mely fémek esetében ez az

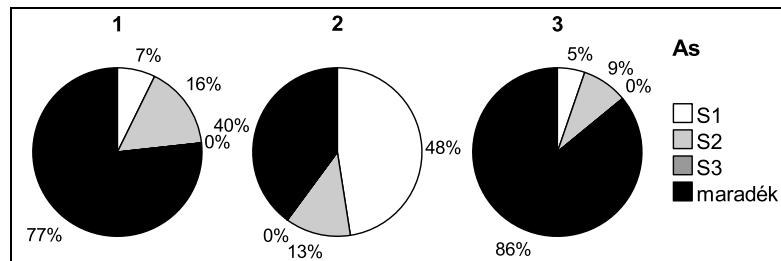


arány szintén nagyon magas, a Cd esetében 75%, a Cu esetében 66%, míg a Zn esetében 65%. A többi fém esetében ez az arány 41% alatt marad (2. ábra).

A fémek között azonban jelentős különbségek adódnak a szerint, hogy hogyan oszlik meg a három mobilizálható frakció (S1, S2, S3) aránya az összes fémtartalom belül. A legkönnyebben mobilizálható frakció (S1) aránya a Cd esetében a legmagasabb, átlagosan 26%. Ezt követi az As ( $S1_{\text{átlag}}=17\%$ ) és a Zn ( $S1_{\text{átlag}}=16\%$ ). A többi fém esetében az S1 frakció aránya nem jelentős ( $S1_{\text{átlag}}<3\%$ ) (2. ábra).

A redukálható frakció (S2) minden fém esetében jelentős hányadot képvisel, a mobilizálható frakciók között ez a legjelentősebb, míg az oxidálható frakció (S3) aránya a Cu (24%) és Pb (16%) esetében mondható jelentősnek, az As esetében viszont teljesen hiányzik (2. ábra).

A szekvenciális feltárás eredményei jól mutatják azt, hogy az általunk a kerti talajok felszíni szintjében antropogén eredetűnek talált fémek (Cu, Zn, Pb, Cd) sokkal nagyobb mobilitással jellemezhetők, mint a litogén eredetűnek talált elemek (Ni, Co, Cr, As). Ez utóbbiak ugyanis csekély mobilitással rendelkeznek, és legnagyobb hányaduk a maradék frakcióban, ásványokhoz kötötten fordul elő (2. ábra). Azonban az As abban a kertben, melyben a királyvíz oldható koncentrációja a szennyezettségi határértéket meghaladta (2. minta), és feldúsulási faktora alapján is ( $EF\sim 1,8$ ) antropogén forrásból dúsul, megnövekedett mobilitással jellemezhető. Ebben az esetben az As koncentráció csaknem fele (48%) a leginkább mobilizálható (S1) frakcióban fordul elő (3. ábra).



3. ábra. Az As mobilizálható frakcióinak százalékos megoszlása az 1. 2. és 3. mintában

### Következtetések

A szegedi kerti talajok vizsgálati eredményei jól példázzák azt, hogy a városi kertek vizsgálatára kiemelt figyelmet kellene fordítanunk, hiszen az általunk vizsgált talajokban több fém antropogén dúsulása is kimutatható. Annak ellenére, hogy a szennyezettségi határértéket nagy mértékben csak a Cu koncentrációja lépi túl a vizsgált kertekben, az általunk alkalmazott feldúsulási faktorok rávilágítottak arra, hogy a Cu mellett a Zn, Pb és kis mértékben a Cd is antropogén forrásból dúsul a kerti talajok felszíni szintjében. E kerti talajok

azonban jó fémmegkötő képességgel, környezetvédelmi pufferképességgel rendelkeznek, ami nagyban hozzájárulhat ahhoz, hogy a fémek többségénél a legmobilisabb, a növények által is könnyen hozzáférhető frakció aránya az összes fémtartalom belül általában kicsi. Aggodalomra adhat okot viszont az, hogy míg a litogén eredetű fémek csekély mobilitással rendelkeznek és legnagyobb hányaduk a maradék frakcióban, ásványokhoz kötötten fordul elő, addig az antropogén forrásokból feldúsuló fémek esetében a mobilis frakciók kerülnek túlsúlyba az "összes" fémtartalom belül.

### Köszönetnyilvánítás

Jelen kutatási eredmények megjelenését „Az SZTE Kutatóegyetemi Kiválósági Központ tudásbázisának kiszélesítése és hosszú távú szakmai fenntarthatóságának megalapozása a kiváló tudományos utánpótlás biztosításával” című, TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0012 azonosító számú projekt támogatja. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

### Irodalomjegyzék

- ALLOWAY, B.J., 2005. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic Professional, New York
- CSATHÓ, P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA-TAKI, Budapest
- CHANEY, R.L, STERRET, S.B., MIELKE, H.W., 1984. The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In: Preer, J.R. (ed.), Proceedings of the Symposium on Heavy Metal in Urban Gardens. University of the District of Columbia Extension Service, Washington, DC, USA, pp. 37–84
- CHEN, T.B., WONG, J.W., ZHOU, H.Y., WONG, M.H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. Environmental Pollution 96, 61-68.
- FACCHINELLI, A., SACCHI, E., MALLIN, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution 114, 313-324.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. ISBN: 92-5-105511-4
- KABATA-PENDIAS, A., 1993. Behavioural properties of trace metals in soils. Applied Geochemistry 2, 3-9.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 2001. Trace Elements in Soils and Plants, (3rd ed.) CRC Press, Boca Raton.
- KABATA-PENDIAS A., 2004. Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue. Geoderma 122, 143-149.

- KÁDÁR, I., 2007. A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. *Agrokémia és Talajtan*, 56, 391-408.
- KELLY, J., THORNTON, I., SIMPSON, P.R., 1996. Urban geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry* 11, 363-370.
- LI X., LEE S., WONG S, SHI W., THORNTON I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution* 129, 113-124.
- LUO X., YU S., LI X., 2011. Distribution, availability, and sources of trace metals in different particle size fractions of urban soils in Hong Kong: Implications for assessing the risk to human health. *Environmental Pollution*. 159, 1317-1326.
- MOIR, A.M., THORNTON, I., 1989. Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health* 11, 113-119.
- NORRA, S., STÜBEN, D., 2003. Urban soils. *Journal of Soils and Sediments* 3, 229-23.
- PICHEL J., SAWYERR H. T., CZARNOWSKA K., 1997. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland. *Environmental Pollution* 98, 169-174.
- RAO, C.R.M., SAHUQUILLO, A., LOPEZ SANCHEZ, J.F., 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water, Air, and Soil Pollution* 189, 291-333.
- RAURET G., LÓPEZ-SÁNCHEZ J. F., SAHUQUILLO A., RUBIO R., DAVIDSON C., URE A., QUEVAUVILLER PH., 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1, 57-61.
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., BAIZE, D., FOURRIER, H., POIX, N., SCHVARTZ, C., 2006. Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* 136, 912-929.
- SCHEYER J. M., 200. Estimating dietary risk from soils in urban gardens. In: Burghard W., Dornauf C. (eds.) *Proceedings of the First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas*. Essen, German, July 12-19. Vol 2. pp. 479-484.
- SZABÓ, GY., 1996. Nehézfémek a talajban. *Földrajzi Közlemények* 120, 253-266.
- SZOLNOKI, ZS., FARSANG, A., PUSKÁS, I., 2011. Szeged külvárosi, kerti talajainak osztályozása. *Talajvédelem (különszám)*, 93-102.
- THORNTON, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas, In: Bullock, P., Gregory, P.J. (eds.), *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford, pp. 47-75.
- WONG, C.S.C., LI, X., THORNTON, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution* 142, 1-16.
- WUZHONG, N., HAIYAN, M., JIXIU, H., XINXIAN, L., 2004. Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72, 165-169.