

Néhány nyugat-dunántúli talaj könnyen oldható nehézfém-tartalmának hosszú idő alatti változása

SZÜCS MIHÁLY és SZÜCS MIHÁLYNÉ

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszerudományi Kar,
Mosonmagyaróvár

Egyes nehézfémek állatokra és növényekre gyakorolt káros toxikus hatása régóta ismert. A talajban történő krónikus felhalmozódás jelenségének és okainak feltárása a tápláléklánc védelmét alapozhatja meg. Az ismert eredetű ipari és kommunális szennyezések esetében a talajban történő megkötődés, a transzportfolyamatok és a növények által történő felvétel megismerése (KÁDÁR, 1995) lényegesen bővítheti az ismereteinket.

A közlekedésből származó emissziók is jelenthetnek környezetterhelést. Szerencsére a forgalmas utak mentén megfigyelt nagy ólomtartalom az úttól néhány méterre már erősen csökken (TAKÁCS, 1983; GARCIA-MIRAGAYA, 1984). A hatás távolságát nem lehet megadni, mivel a finom eloszlásban nagy távolságra eljutó ólom növények által történő felvételének mintegy 90 %-a az atmoszféra üledékből származik és csak 10 %-a jön a talajon keresztül (ADRIANO, 1992).

A szennyvíziszapok termőterületen történő elhelyezése – eredetük szerint is változó összetételük függvényében – az elhelyezési területeken jelentős nehézfém-terhelést jelenthet. A nehézfémek növényekben történő megjelenése a talajok pufferkapacitásától is függ (TAMÁS, 1992).

Külföldi tartamkísérletekben a mütrágyázás növelte a talajok Cd- és Pb-tartalmát (GYÖRI et al., 1994). Hazai tartamkísérletekben ezt nem lehetett bizonyítani (DEBRECZENI & DEBRECZENINÉ, 1994; DEBRECZENI et al., 2000). Ennek oka az itt használt P-mütrágya kis szennyezőanyag-tartalma (KÁDÁR, 1991).

A természetes állapotú, nem szennyezett talajokban a toxikus fémek döntő hányada a talajképző kőzetekből származik. Oldhatóvá válásuk és a komponensek közötti átrendeződésük hosszabb távon változásokat hozhat a terheltség mértékében. MCLAREN és munkatársai (1986) vizsgálatai szerint az oldhatóvá váló kobaltot leginkább oxidok kötik meg, a szerves anyag és az agyagásványok szerepe a folyamatban kisebb. KABATA-PENDIAS és PENDIAS (1992) megállapították, hogy ebben a viselkedésben a kobalt és az ólom nagyon hasonló. Sokat

Postai cím: Dr. SZÜCS MIHÁLY, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszerudományi Kar, Taljtani és Vízgazdálkodási Tanszék, 9200 Mosonmagyaróvár, Pozsonyi út 4. *E-mail:* szucs@mtk.nyme.hu

találnak belőlük mangán- és vaskiválásokban, valamint Al-hidroxidokhoz kötötten is (BIBAK, 1994; BACKES et al., 1995). A jelenséget, és a két elem hasonló viselkedését a talajkomponensek egyenkénti eltávolítása segítségével is bizonyították (BIBAK et al., 1995a). PINSKIJ (1995) adatai szerint a kadmium ilyen viselkedése nem bizonyítható.

Megfigyelhetők különbségek is a kobalt és az ólom viselkedésében. Többen is bizonyították (AINSWORTH et al., 1994; FORD et al., 1997; EICK et al., 1999), hogy a kobalt beépül a kristályokba a vas-oxidok újrakristályosodása során, míg az ólom a felületen kötve marad. A felületen viszont az ólom kötődik erősebben (COUGHLIN & STONE, 1995).

Annak is lehet szerepe, hogy a talaj milyen oxidképző fémekben gazdag. JOKOVA (1998) bulgáriai talajszelvények vizsgálata során arra a következtetésre jutott, hogy az Pb- és Co-eloszlást azok mangán kapcsolata szabályozza. MCKENZIE (1980) szerint nincs általános közetformáló Co-ásvány, és a kobalt általában Fe-ásványban van rejte. Sorsa a mállási folyamatban a Mn-oxid fázisok kialakulásához kötődik. Mn-ásványokban gazdag talajban a Co-eloszlást a Mn-Co kapcsolat uralja. Más esetekben azonban lehet Fe–Co kapcsolat is (MOALLA & PULFORD, 1995). Mn-szegény dániai és tanzániai (BORGGAARD, 1988), valamint angliai és indiai (HOODA et al., 1998) talajokon a Co- és az Pb-szorció szempontjából inkább a vas- vagy az alumínium-oxidokat találták meghatározónak. BIBAK és munkatársai (1995b) dán talajokon a komponensek egyenkénti eltávolítása segítségével arra a következtetésre jutottak, hogy a Co-szorciót elsősorban az oxalát-oldható alumínium szabályozza, kevésbé a kristályos vas-oxidok, vagy a kis mennyiségen jelenlévő mangán-oxidok.

Természetesen a talaj egyéb összetevői is szerepet játszanak az ólom és a kobalt megkötésében. MOTA és munkatársai (1996) megfigyelései szerint az ólom erősen kötődik a humuszhoz. Ezt a kötődést is befolyásolja azonban az alumíniumion, koordinációs tulajdonságok befolyásolása révén. SINGHAL és SINGH (1976) a montmorillonit típusú agyagon történő erős Co-kötődésről számoltak be.

PHILIPS (1999) laboratóriumi mérésekkel bizonyította, hogy a redukció miatt oldódó vas- és mangán-oxidok a korábban adszorbeált ólmot oldatba juttatják.

A tömény savakkal több nehézfémet tudunk kioldani a talajokból, mint EDTA-oldatokkal. BAGHDADY és SIPPOLA (1984) vizsgálatai szerint a királyvízzel oldható ólomtartalom 54 %-át lehetett 0,5 M HNO₃-tal és 34 %-át ammónium-acetát-EDTA oldattal kioldani. A nagyobb mennyiségek könnyebben detektálhatók, ezért a környezetvédelmi vizsgálatoknál a tömény savak használatát preferálják, különösen szennyezetlen talajok esetén (ELKHATIB et al., 1993).

Ennek ellenére az EDTA-kivonatokat egyre gyakrabban használják szennyezett (TOTH et al., 2000) és szennyezetlen talajok (GYÖRI et al., 1994; DEBRECZENI et al., 2000), valamint meszező anyagok (DAVIES et al., 1993) vizsgálatára, ha csak a könnyebben oldható mennyiséget akarják mérni. Egyes

adatok szerint (ELLESS & BLAYLOCK, 2000) a szerves anyaghoz és a fém-oxidokhoz kötött nehézfémek kisebb mértékben kerülnek át az EDTA-kivonatba.

A közleményekben általában kísérleti területek adatait ismerhetjük meg, nem jellemzőek az üzemi területekre vonatkozó felmérések.

Jelen munkánkban az 1970-es évek elején végzett talajvizsgálatok légszáraz állapotban tárolt mintáinak felhasználásával, a vizsgált területek 25–27 év utáni újramintázásával és a minták azonos időben történő vizsgálatával mértük fel üzemi területeken a nehézfém-tartalomban bekövetkező változásokat. Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a barna erdőtalajokkal borított területeken mely, a növényegészségügyi és talajvédelmi hálózat laboratóriumai által rendszeresen vizsgált, nehézfémek oldható mennyiségeinek változása figyelhető meg hosszabb idő alatt. A 25–27 éve tárolt minták megismételt vizsgálatának eredményeitől való eltéréseket tanulmányoztuk.

Anyag és módszer

A talajok KCl–EDTA-oldható nehézfémtartalma hosszú távú változásainak méréséhez az 1971–1973 évek között a Nyugat-magyarországi-peremvidéken és a Kisalföldön gyűjtött és légszáraz állapotban tárolt mintákat használtuk fel. A mintavételi helyeket 25–27 év elteltével, navigációs GPS segítségével beazonosítottuk és újra megmintáztuk oly módon, hogy három évre elosztva, évente 50 mintavételi nyomvonalaat kerestünk fel.

1999-ben a Nyugat-magyarországi-peremvidék északi felében, az Alpokalján (Torony és Dozmat), a Vas–Soproni-síkságon (Sopronhorpács, Und, Zsira, Egyházasfalu, Völcsőj) és Felső-Kemenesháton (Pápóc) vettünk mintát. Az uralkodó talajtípus az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és a Ramann-féle barna erdőtalaj volt, de előfordultak öntéstalajok is, amelyek a Rába hatásterületén mindig savanyú kémhatásúak. Sopronhorpács környékén több karbonátos talajfoltot is találtunk.

2000-ben a Nyugat-magyarországi-peremvidék déli felében, Alsó-Kemeneshát (Nádasd, Katafa, Halogy, Hegyhátsál, Hegyháthodász, Daraboshegy) és a Vasi-Hegyhát (Rábagyarmat, Csörötnek és Magyarlak) külterületeiről gyűjtöttünk mintákat. Itt kivétel nélkül karbonátmentes mintákkal találkoztunk, amelyek pangóvizes barna erdőtalajokból, agyagbemosódásos barna erdőtalajokból és a Rába vonzáskörzetében savanyú öntéstalajokból származtak.

A mintavételi helyek térképi megjelenítését és a minták általános vizsgálati adatait egy korábbi közleményünkben (SZÜCS & SZÜCSNÉ, 2001) közöltük. Megállapítottuk, hogy az 1970-es évek elején történt mintavétel óta jelentős és szignifikáns csökkenés következett be a talajok pH-értékében. Az expozíciós idő magába foglalja a 70-es és 80-as évek viszonylag nagyobb műtrágyafelhasználású időszakát, ami szerepet játszhatott a talajok pH-csökkenésében. A

pH-csökkenés a Sopronhorpács és Pároc környékén vett minták vizsgálata alapján nem bizonyítható, mert ezen a területen az 1999-ben vett átlagmintákba több karbonátos folt anyaga került bele, mint az első mintavétel idején. Ennek valószínűleg az az oka, hogy a vidékre jellemző lösz jellegű alapkőzet az erózió miatt több helyen a felszín közelébe került. A legkisebb kötöttségi számot és szervesanyag-tartalmat a Marcal-medencéből származó mintákban mértük.

Az eredeti és az ugyanott újra begyűjtött mintákat minden évben, azonos vizsgálati napon KCl–EDTA-oldható nehézfém-tartalomra megvizsgáltattuk. A vizsgálatokat a Vas-megyei NAA végezte.

Kísérleti eredmények és értékelésük

Az 1998., 1999. és 2000. években elvégzett KCl–EDTA-oldható nehézfém-vizsgálatok eredményeit az 1. táblázat tartalmazza. A középrték összehasonlítására SzD_{5%}-értékeket számítottunk (SVÁB, 1981). Megállapítható, hogy a Marcal-medence könnyen kilúgozható, savanyú, homok mechanikai összetétele talajaiban az oldható Cd- és Cr-tartalom csökkent, a másik két vizsgált területen nem találtunk szignifikáns változást. A csökkenést a savanyú homoktalajokon végbemenő fokozott kilúgozódásnak tulajdonítjuk, ami összhangban áll KORTE és munkatársai (1976) megállapításaival, akik a kadmiumot és a krómöt a többi nehézfémhez képest és főképpen homoktalalon fokozottan mobilnak találták. Hasonló csökkenést figyeltünk meg korábbi munkánkban (SZÜCS & SZÜCSNÉ, 2001) a rézre vonatkozóan is. Tehát szennyezetlen homokterületeken a tápanyagokhoz hasonlóan egyes nehézfémek is kimosódhatnak a talaj felső rétegből.

1. táblázat

A talajok KCl–EDTA-oldható nehézfém-tartalma, n = 50

(1) A mintavétel helye és ideje		Cd	Cr	Co	Pb
		mg/kg			
a) Marcal-medence	1970–1973	0,067	0,109	1,01	3,10
	1998	0,059	0,085	1,53	3,48
	d) SzD _{5%}	0,007	0,012	0,25	0,34
b) A Nyugat-magyarországi-peremvidék északi fele	1970–1973	0,088	0,078	2,02	3,92
	1999	0,090	0,074	2,86	4,54
	d) SzD _{5%}	0,009	0,009	0,47	0,57
c) A Nyugat-magyarországi-peremvidék déli fele	1973	0,050	0,085	1,12	2,92
	2000	0,050	0,079	1,75	3,74
	d) SzD _{5%}	0,009	0,011	0,24	0,33

Az oldható Co- és Pb-tartalom mindenáron vizsgált régió talajában szignifikánsan növekedett, amely származhat közlekedési vagy műtrágyázási szennyezésből is. Mindkét szennyező forrásban hasonló arányban jelen van a Co és Pb (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992). Ebben a feltételezett esetben azonban a hasonlóképpen szennyező kadmiumnak is növekedést kellene mutatnia (KÁDÁR, 1991).

2. táblázat

A talajvizsgálati adatok 25 év alatt bekövetkezett változása a mintavételi nyomvonal szilárd burkolatú úttól mért távolságának függvényében az összes vizsgálati hely átlagában

(1) A vizsgált tulajdonság	(2) Úttól mért távolság 200 m-nél kevesebb, n = 64	(3) Úttól mért távolság 200 m-nél több, n = 86	(4) SzD _{5%}
pH (KCl)	-0.95	-0.53	0.30
a) K _A	-1.7	-0.2	1.7
b) H %	0.03	0.15	0.17
<i>A. KCl-EDTA-oldható fémek, mg/kg</i>			
Mn	18.0	36.4	34.6
Al	19.5	17.6	14.9
Fe	36.7	38.6	30.4
Cd	-0.007	0.001	0.009
Cr	-0.015	-0.009	0.012
Co	0.56	0.74	0.35
Pb	0.38	0.76	0.46

CSATHÓ (1994) felmérés jellegű munkájában több olyan vizsgálati adatot találunk, ahol a közlekedési szennyezés nyomai az úttól több tíz méteres távolságra is fellelhetők voltak. A hatás ellenőrzése céljából ezért az egész vizsgálati anyagot két csoportra bontottuk a mintavételi nyomvonalak úttól mért távolsága szerint (2. táblázat). Megjegyezzük, hogy az úttól kevesebb, mint 200 m-es távolsággal jellemzett csoportban a nyomvonal legkisebb távolsága 30–50 m, hiszen a 25 évvel ezelőtti, agrokémiai célú mintavétel, amihez adatainkat hasonlítani tudtuk, szándékosan kihagyta az út menti sávokat.

A 2. táblázatban a jelenlegi és a 25–27 évvvel ezelőtti mintavétel adatainak különbségéből képzett átlagok találhatók. Megállapítható, hogy szignifikáns különbség a két távolsági csoport átlagértéke között csak a pH-változás tekintetében található. Az utakhoz közelebb eső táblarészeken a pH-csökkenés nagyobb volt, mint a távoli területrészeken. Közlekedési eredettel magyarázható nehézfémtartalom különbség a két távolsági kategória között nem volt bizonyítható.

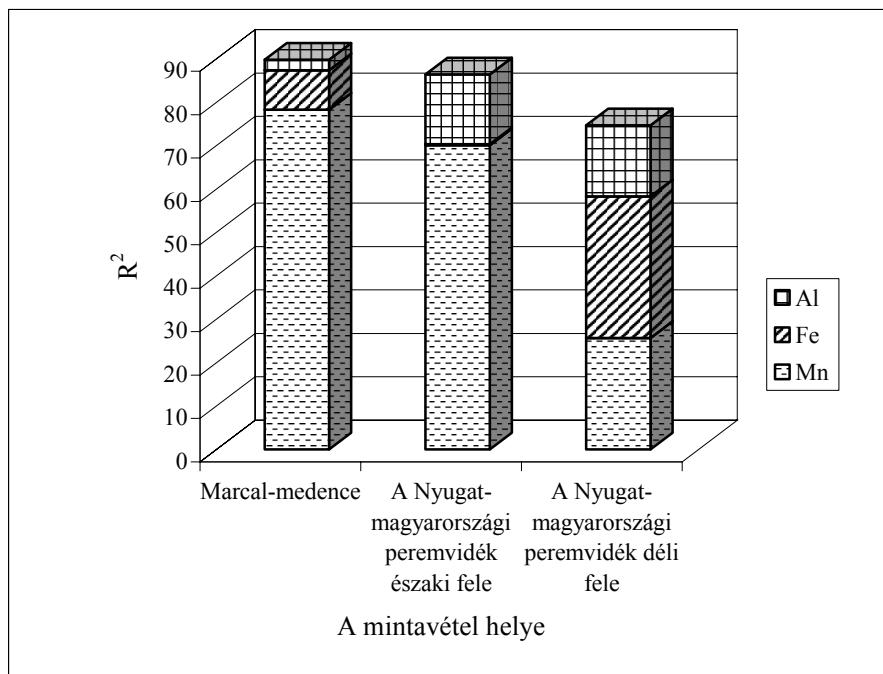
Az egész mintahalmazra elvégzett összefüggés-vizsgálat (3. táblázat) alapján nem mutatható ki összefüggés a műtrágyázás hatását indikáló oldható P- és K-tartalom és a nehézfémek között sem. A talajok egyéb tulajdonságaival (K_A, H%) helyenként megfigyelhető összefüggés a két mintavételi időpont nem teljesen azonos nyomvonalából származhat.

3. táblázat

A talajok KCl-EDTA-oldható nehézfém tartalma változásának összefüggése az egyéb talajtulajdonságok változásával az összes vizsgálati hely átlagában, n = 150

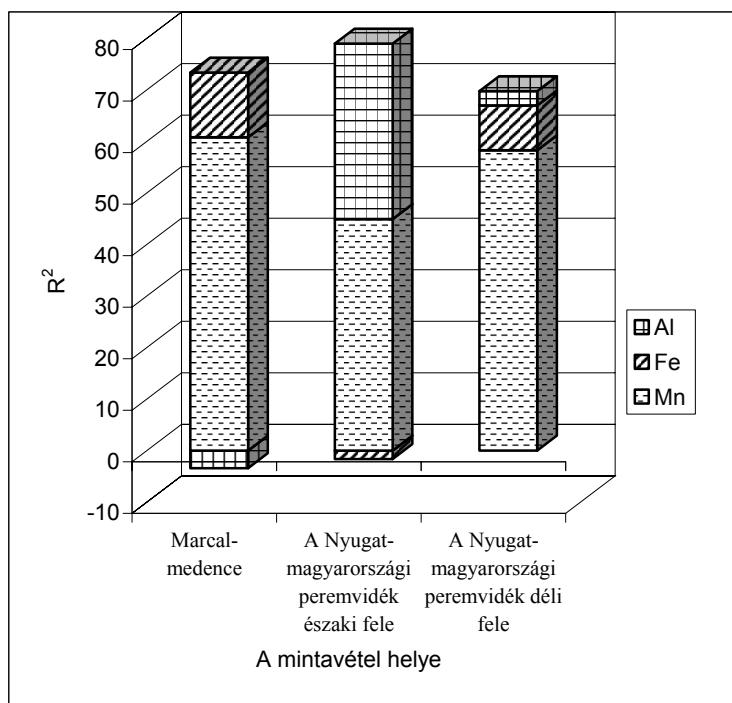
(1) Talajtulajdonság	(2) Korrelációs koefficiens, r			
	Cd	Cr	Co	Pb
pH (KCl)	0,12	0,00	-0,01	0,11
a) K _A	0,35***	0,06	0,13	0,23*
b) H%	0,38***	0,05	0,12	0,32**
AL-P ₂ O ₅	0,12	0,04	-0,06	0,07
AL-K ₂ O	0,14	0,08	0,08	0,11
Mn	0,56***	0,58***	0,88***	0,82***
Fe	0,40***	0,46***	0,63***	0,57***
Al	0,30**	0,46***	0,60***	0,54***

Megjegyzés: Az összefüggés * 5 % ; ** 1 % *** 0,1 % hibaszinten szignifikáns



I. ábra

Oxidképző elemek szerepe az oldható Co-tartalom változását leíró többszörös determinációs koefficiens alakulásában



2. ábra

Oxidképző elemek szerepe az oldható Pb-tartalom változását leíró többszörös determinációs koeficiens alakulásában

Kivétel nélkül megjelenik viszont az oldható nehézfémek és az oxidképző fémek mennyiségi változása közötti összefüggés. Ezek közül az oldható Mn, Al és Fe kovalensa és ólomra gyakorolt hatását vizsgáltuk a többszörös determináció közvetlen és közvetett hatásainak felbontása és összegzése segítségével (SVÁB, 1981). Az adatok (1. és 2. ábra) azt mutatják, hogy a vizsgált barna erdőtalajok KCl-EDTA-oldható Co- és Pb-növekménye a savasság és a redoxi viszonyok változása által indukált mállási és átrendeződési folyamatok eredménye lehet. Az oxidképző fémek közül a mangán hatása a legnagyobb. Ez az eredmény összhangban van KABATA-PENDIAS és PENDIAS (1992) elemzési adataival.

MOLNÁROS (2000) munkájában kistájanként csoportosított adatokat találunk Vas megyei talajok KCl-EDTA-oldható mikroelem- és nehézfémtartalmáról. Az átlagértékek összevetése esetén a Mn-Pb-Co összefüggés itt is szembeötlő. Tehát a vizsgált barna erdőtalajok mért Co- és Pb-növekménye a talajképző közet átalakulásának, az oldott összetevőknek a talajkomponensek között történő átrendeződésének következménye. Hasonló jellegű kapcsolat volt kimutatható a molibdén vonatkozásában is (SZÜCS & SZÜCSNÉ, 2001).

A mért Pb-növekedés nem jelent feltétlen veszélyt a tápláléklánc számára, mivel az oxidok által kötött fémeket a növények nehezen veszik fel (ELLESS & BLAYLOCK, 2000).

Összefoglalás

Légszáraz állapotban tárolt talajminták és mintavételi helyeinek 25–27 év elteltével végzett ismételt mintavételezése után vizsgáltuk a Marcal-medencében és a Nyugat-magyarországi-peremvidéken a KCl–EDTA-oldható nehézfém-tartalom változását üzemi viszonyok között. A jellemzett időtartam magába foglalja azt az időszakot, amikor viszonylag nagyobb műtrágyaadagokat alkalmaztak az üzemek. A vizsgálat a természetes és a humán eredetű környezeti tényezők együttes, hosszú távú hatása törvényszerűségeinek tanulmányozására irányult.

A vizsgált, döntően barna erdőtalajok által borított régióban a talajok kémhatása az expozíciós idő alatt általában 1 pH-értékkel csökkent, a szervesanyagtartalom viszont nem változott.

Az oldható Cd- és Cr-tartalom a homok mechanikai összetételű területen szignifikánsan csökkent a megfigyelés 26–28 éve alatt, a kötöttebb talajokon nem történt igazolható változás. A homoktalajokon megfigyelt változást a savanyodás hatására fokozódó kilúgozódásnak tulajdonítjuk.

Közlekedési eredetű szennyezést nem tudtunk kimutatni. A szilárd burkolatú közlekedési utak 200 m-es környezetében és az attól nagyobb távolságra mért oldható nehézfém-tartalom nem különbözőt szignifikánsan.

Nem volt kimutatható összefüggés a talajok oldható nehézfém-tartalmának változása és a műtrágyázás hatására változó oldható P- és K-tartalom között.

A vizsgált régióban a talajok oldható Co- és Pb-tartalma szignifikánsan növekedett a megfigyelési idő alatt. A növekedés 70–80 %-ban magyarázható az oldódási és redoxi folyamatok során keletkező könnyen oldható Mn-, Fe- és Al-tartalommal. Az összefüggésben a meghatározó szerepet a mangán játszotta.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált területen a talajok könnyen oldható nehézfém-tartalmának változásait nem külső szennyezés, hanem a talaj-használat által befolyásolt mállási folyamatok és a talajkomponensek közötti átrendeződés okozza.

Jelen kutatást az OTKA T025091 téma támogatásával végeztük.

Kulcsszavak: talaj, nehézfém, oldható, oxid, tartamhatás

Irodalom

ADRIANO, D. C., 1992. Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis Publishers. Boca Raton–Ann Arbor–London–Tokyo.

- AINSWORTH, C. C. et al., 1994. Cobalt, cadmium, and lead sorption to hydrous iron oxide residence time effect. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **58**. 1615–1623.
- BACKES, C. A. et al., 1995. Kinetics of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**. 778–785.
- BAGHDADY, N. H. & SIPPOLA, J., 1984. Extractability of polluting elements Cd, Cr, Ni and Pb of soil with three methods. *Acta Agriculturae Scandinavica*. **34**. 345–348.
- BIBAK, A., 1994. Cobalt, copper, and manganese adsorption by aluminium and iron oxides and humic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **25**. 3229–3239.
- BIBAK, A., GERTH, J. & BORGGAARD, O. K., 1995a. Retention of cobalt by an Oxisol in relation to the content of iron and manganese oxides. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **26**. 785–798.
- BIBAK, A., MOBERG, J. P. & BORGGAARD, O., K., 1995b. Cobalt retention by Danish Spodosol samples in relation to contents of organic matter and aluminium, iron and manganese oxides. *Acta Agriculturae Scandinavica. Section B. Soil and Plant Science*. **45**. 153–158.
- BORGGAARD, O. K., 1988. Adsorption of cobalt by soil iron oxides at low solution concentration. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **19**. 447–459.
- COUGHLIN, B. R. & STONE, A. T., 1995. Nonreversible adsorption of divalent metal ions (MnII, CoII, NiII, CuII, and PbII) onto goethite: effects of acidification, FeII addition, and picolinic acid addition. *Environmental Science and Technology*. **29**. 2445–2455.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA TAKI. Budapest.
- DAVIES, B. E., PAVELEY, C. F. & WIXSON, B. G., 1993. Use of limestone wastes from metal mining as agricultural lime: potential heavy metal limitations. *Soil Use and Management*. **9**. 47–52.
- DEBRECZENI B. & DEBRECZENI B-NÉ (Szerk.) 1994. Trágyázási kutatások, 1960–1990. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- DEBRECZENI, K. et al., 2000. Effect of increasing fertilizer doses on the soluble P, Cd, Pb, and Cr content of soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **31**. 1825–1835.
- EICK, M. J. et al., 1999. Kinetics of lead adsorption/desorption on goethite: residence time effect. *Soil Sci.* **164**. 28–39.
- ELKHATIB, E. A., ELSHEBINY, G. M. & MOHAMED, A. A., 1993. Extractability and availability of lead from calcareous Egyptian soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. **7**. 113–124.
- ELLESS, M. P. & BLAYLOCK, M. J., 2000. Amendment optimization to enhance lead extractability from contaminated soils for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*. **2**. 75–89.
- FORD, R. G., BERTSCH, P. M. & FARLEY, K. J., 1997. Changes in transition and heavy metal partitioning during hydrous iron oxide aging. *Environmental Science and Technology*. **31**. 2028–2033.
- GARCIA-MIRAGAYA, J., 1984. Levels, chemical fractionation, and solubility of lead in roadside soils of Caracas, Venezuela. *Soil Sci.* **138**. 147–152.
- GYÖRI, Z. et al., 1994. Soil Analyses in the Rothamsted Park Grass Experiment. *Agro-kémia és Talajtan*. **43**. 319–327.
- HOODA, P. S., ALLOWAY, B. J. & NAIDU, R., 1998. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils. *Geoderma*. **84**. 121–134.

- JOKOVA, M., 1998. Relationship between distribution of manganese and cobalt or lead along depth of some Bulgarian soils. Bulgarian Journal of Agricultural Science. **4**. 37–42.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed. CRC Press. Boca Raton–Ann Arbor–London.
- KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekekkel Magyarországon. MTA TAKI. Budapest.
- KORTE, N. E. et al., 1976. Trace element movement in soil: Influence of soil physical and chemical properties. Soil Sci. **122**. 350–359.
- MCKENZIE, R. M., 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. Aust. J. Soil Res. **18**. 61–73.
- MCLAREN, R. G., LAWSON, D. M. & SWIFT, R. S., 1986. Sorption and desorption of cobalt by soils and soil components. J. Soil Sci. **37**. 413–426.
- MOALLA, S. N. & PULFORD, I. D., 1995. Mobility of metals in Egyptian desert soils subject to inundation by Lake Nasser. Soil Use and Management. **11**. 94–98.
- MOLNÁROS I., 2000. Vas megyei talajok felvehető mikroelem-készletének tanulmányozása. PhD értekezés. Keszthely.
- MOTA, A. M., RATO, A. B. & SIMOES-GONCALVES, M. L., 1996. Competition of Al³⁺ in complexation of humic matter with Pb²⁺: a comparative study with other ions. Environmental Science and Technology. **30**. 1970–1974.
- PHILLIPS, I. R., 1999. Copper, lead, cadmium, and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. Journal of Soil Contamination. **8**. 343–364.
- PINSKIJ, D. L., 1995. Koéfficientü szelektivnoszti i velicsinü makszimal'noj adsorbcii Cd²⁺ i Pb²⁺ pocsvami. Pocsvovedenie. (4) 420–428.
- SINGHAL, J. P. & SINGH, R. P., 1976. A kicsérélődési reakciók termodinamikájának tanulmányozása agyagokon. Kobalt kicsérélődés Al-montmorilloniton. Agrokémia és Talajtan. **25**. 221–230.
- SVÁB J., 1981. Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- SZÜCS M. & SZÜCS M.-NÉ, 2001. Néhány nyugat-dunántúli talaj könnyen oldható mikroelem-tartalmának hosszú idő alatt bekövetkezett változása. Agrokémia és Talajtan. **50**. 285–296.
- TAKÁCS M., 1983. Az ólomtartalom változásának vizsgálata az Általér Környezetvédelmi Modellterület néhány talajtípusán. Agrokémia és Talajtan. **32**. 510–513.
- TAMÁS J., 1992. Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban. Kandidátusi értekezés. Budapest.
- TOTH, J., TOMAS, J. & LAZOR, P., 2000. Hodnotenie biopristupnosti kadmia, olova, medi, zinku a chromu v silne kontaminovanej fluvizemí. Acta Fytotechnica et Zootechnica. **3**. 25–28.

Érkezett: 2002. április 8.

Long-term Changes in the Soluble Heavy Metal Content of Some West Hungarian Soils

M. SZÜCS and L. SZÜCS

Department of Soil Science and Water Management, University of West Hungary,
Mosonmagyarovár (Hungary)

Summary

Studies were made on the KCl-EDTA soluble heavy metal content of air-dry stored soil samples taken from farm fields in the Western part of Transdanubia and of samples taken from the same fields after an interval of 25–27 years. The exposition time included a long period when relatively high rates of mineral fertilizers were applied on farms. The investigation was carried out to study the long-term joint influence of processes of natural and human origin on the readily-soluble heavy metal content of the soils.

The pH of the brown forest soils investigated decreased by a whole unit during the exposition time, whereas the organic matter content remained unchanged.

The readily-soluble Cd and Cr contents of sandy soils significantly decreased during the 26–28 years of exposition. These changes were attributed to accelerated leaching due to the acidification of the environment. There were no significant changes in these two elements on soils with heavier texture.

No change in the soluble heavy metal content of the soils due to contamination of traffic or fertilizer origin was observed.

The soluble Co and Pb contents of the soils in the investigated region increased significantly. Some 70–80% of the increases could be attributed to the increase in the soluble Mn, Fe and Al contents of the soils as the result of acidity and redox processes. A leading role in this process was attributed to Mn.

It can be concluded that the changes in the soluble heavy metal content of the soils in the investigated region were induced by natural processes and not by contamination.

Table 1. KCl-EDTA soluble heavy metal content of soils, n = 50. (1) Sampling site and date. a) Marcal Basin; b) Northern part of the West Hungarian Borderland; c) Southern part of the West Hungarian Borderland; d) LSD_{5%}.

Table 2. Influence of the distance of soil sampling sites from traffic routes on changes in the analytical data of soils over a 25-year period, mg/kg. (1) Studied parameter. a) Upper limit of plasticity according to Arany. b) Humus %. (2) Distance of sampling site from traffic routes is less than 200 m, n = 64. (3) Distance of sampling site from traffic routes is greater than 200 m, n = 86. (4) LSD_{5%}. A. KCl-EDTA soluble metals, mg/kg.

Table 3. Correlation between changes in the KCl-EDTA soluble heavy metal content of soils and changes in soil properties, n = 150. (1) Properties. a) Upper limit of plasticity according to Arany. b) Humus %. (2) Coefficient of correlation, r. Note: significant correlation at the * 5% ** 1%, *** 0.1% probability levels.

Fig. 1. Impact of metal elements on the coefficient of determination in multiple regression for changes in the soluble Co content of the soils. Horizontal axis: Sampling sites: Marcal Basin; Northern part of the West Hungarian Borderland; Southern part of the West Hungarian Borderland; Vertical axis: Coefficient of determination in multiple regression.

Fig. 2. Impact of metal elements on the coefficient of determination in multiple regression for changes in the soluble Pb content of the soils. Horizontal axis: Sampling sites Marcal Basin; Northern part of the West Hungarian Borderland; Southern part of the West Hungarian Borderland. Vertical axis: Coefficient of determination in multiple regression.