

Ólomtartalom-vizsgálatok egy elszikkasztó terület talajában Gödöllo belterületén

¹ NASZRADI TAMÁS, ² KÖLES PÉTER, ³ BALÁZS KATALIN és
⁴ PIRKÓ BÉLA

¹ Szent István Egyetem Növénytani és Növényélettani Tanszék; ² Szent István Egyetem Vízgazdálkodási és Meliorációs Tanszék; ³ Szent István Egyetem Környezetgazdálkodási Tanszék, Gödöllo és ⁴ Fovárosi és Pest megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat, Budapest

Az antropogén tevékenységek hatására a bioszféra alkotói (víz, talaj, levego, növény, állat, ember) a legkülönbözöb anyagokkal szennyezodnek. Ez alapve-to egészségügyi, gazdasági és ökológiai jelentoséggel bír. Ismert, hogy a káros tevékenységek közül – az ipari termelés mellett – környezetünkre nézve a köz-úti jármuforgalom az egyik legjelentosebb szennyezo forrás (VÁRALLYAY, 1996; BOGO et al., 2001; COLVILE et al., 2001). MICHELBERGER (1992) szerint a közlekedési eredetu környezetrombolás az 1960-as 1970-es évekre elérte azt a kritikus pontot, amelynél a természet spontán módon képes semlegesíteni a környezeti rombolást. Napjainkban már az arktikus és a magashegyi jégtakaró-ban is kimutathatók a légkörbol leülepedo szennyezodések, mutatva, hogy az ipar és a közlekedés által emittált anyagok korántsem lokális problémát okoz-nak (CANDELONE et al., 1996; VAN DE VELDE et al., 2000).

Üzemelésük során a gépjármuvek nagy mennyiségü szennyezo anyagot, ezen belül káros nehézfémeket (PURVES, 1985; PAIS, 1991; ALLOWAY, 1997) bocsátanak a környezetbe. Egy részük üzemanyag jellegü, azaz el nem égett, ill. különböző mértékben elégetett üzemanyag, adalékként használt anyagok, égési végtermékek. Más részük viszont a jármu alkatrészeinek kopásából, súrlódásá-ból származik, mely elsosorban fémes összetevöket tartalmaz (ADRIANO, 1986; HARRISON & JOHNSTON, 1985; KÁDÁR, 1995). A szennyezo anyagok túlnyomó része gáz és por alakban jut a légtérbe, illetve csepp vagy kisebb darabos szeny-nyezodésként figyelhető meg az úttesten és közvetlen környezetében. A lerakó-dott anyagokat az esovíz ragadja magával és sodorja a mélyebb térrészek felé, ahol a talajba jutva a nehézfémek nagyobb része felhalmozódik (GRATANI et al., 1992; KÁDÁR, 1991, 1993; KÖLES, 1996). A nehézfémmel már jelentosen szennyezett talajok alapve-to környezeti problémát jelentenek, mivel sok elem a

Postai cím: NASZRADI TAMÁS, Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezet-tudományi Kar, Növénytani és Növényélettani Tanszék, 2103 Gödöllo, Páter K. u. 1. *E-mail:* naszradi@freemail.hu

feltalajban maradva évszázadokon, esetleg évezredekken keresztül is megőrizheti potenciális hatását (CSATHÓ, 1994).

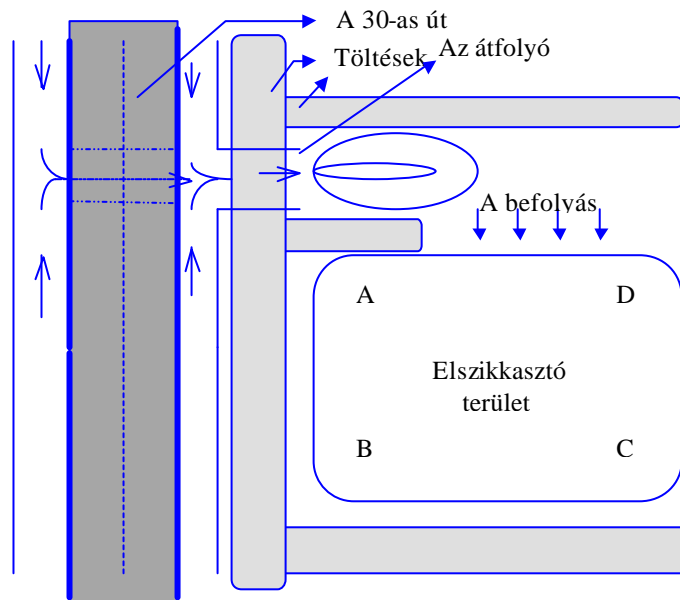
Miután a szennyezés mértékére vonatkozó adatok és a toxikus ólom élő szervezetre kifejtett hatásai ismertté váltak, megkezdték az ólommentes benzín kifejlesztését. Magyarországon a Magyar Olaj- és Gázipari Részvénytársaság (MOL Rt.) 1996-ban kezdte meg a 95-ös oktánszámú ólommentes üzemanyag széleskörű forgalmazását, 1997-ben megteremtették az ólmozatlan 98-as motorbenzín gyártásának feltételeit is, 1999-ben pedig betiltották az ólmozott üzemanyagok használatát.

Munkánk során egy elszikkasztó terület talajának ólomtartalmát vizsgáltuk, ahol az útfelületről lemosott, esőárvák által összegyűjtött és elvezetett, nehézfémekkel terhelt csapadékvíz a talajba kerül. Célunk volt az ólomkoncentrációk nyomon követése, illetve eloszlásának vizsgálata 1997 és 2000 között.

Anyag és módszer

A nagy forgalmú 30-as főútvonal Gödöllo város belterületén halad keresztül. A szennyező anyagok az útburkolatról a csapadékvízzel lemosódnak és az út mellett húzódó árokba kerülnek. Az árokrendszerrel a víz egy része a 30-as főút Gödölloról kivezeto szakaszának 31-es km-énél levo mintegy 50 x 40 m alapterületu, téglalap alakú elszikkasztó medence területére jut, ahol a talajba szivárogo. Az út mindkét oldaláról összegyűlemlő csapadékvizet egy 1000 mm átmé-roju beton átfolyó juttatja az elszikkasztó területre. A vizsgált területrészt a 30-as úttól mintegy 5 m távolságra levo, kb. 5 m magas fásított töltés választja el, mely lényegesen megszuri a terület fölé érkezo légáramlatokat a szilárd szenny-zoktól, így lehetővé téve a túlnyomóan az összegyűlemlő csapadékvízzel a területre érkezo szennyezések vizsgálatát (1. ábra). Az 1. ábrán az elszikkasztó terület négy sarkát A–D betűkkel jelöltük, a területrészekre történő későbbi hivatkozások megkönnyítése érdekében.

A talajmintákat az átfolyó és az elszikkasztó medence területén a 0–10 és 10–20 cm-es mélységből vettük botfúró ($\varnothing = 10$ cm) segítségével 1997. október 15-én és 2000. október 24-én, a talajokra vonatkozó mintavételi szabvány elő-írásainak figyelembe vételével (MSz 21470-1:1998). Az átfolyó területén a beton átfolyótól távolodva 1, 5 és 10 m távolságokban történt a mintavétel, tá-vo-lóságokként 3 ismétlésben. Az elszikkasztó területet kvadrátokra osztottuk (5,5 x 4,5 m). Az összesen 81 kvadrát mindegyikéből 5 pontmintát vettünk mindkét vizsgált talajrétegből a képzeletbeli átlók mentén haladva. A kvadrátonként gyűjtött 5 pontmintából átlagmintát képeztünk, az értékelésnél az átlagminták eredményeivel számoltunk. A begyűjtött talajmintákat a Fovárosi és Pest me-gyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálatnál is rendszeresített zacskókban szállí-tottuk a Bács–Kiskun megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumába.



1. ábra

A vizsgált terület vázlatos, nem méretarányos rajza (Gödöllo, 30-as főút, 1997, 2000)

A talajmintákat az MSz 21470-50:98-ban leírtak szerint tárták fel: szárítás légszáraz állapotig, darálás, szitálás 2 mm-nél kisebbre, 1 g talaj bemérése teflonbombaiba, majd roncsolás 5 ml cc. HNO_3 + 2 ml cc. H_2O_2 -dal. Az analitikai mérés ICAP 61E típusú ICP atomemissziós spektrofotométerrel történt.

Az adatok kiértékelése Microsoft Excel 2000 programmal, a szignifikancia szintek megállapítása Student-féle T-próba segítségével történt.

Vizsgálati eredmények és értékelésük

Az átfolyó melletti terület értékelése

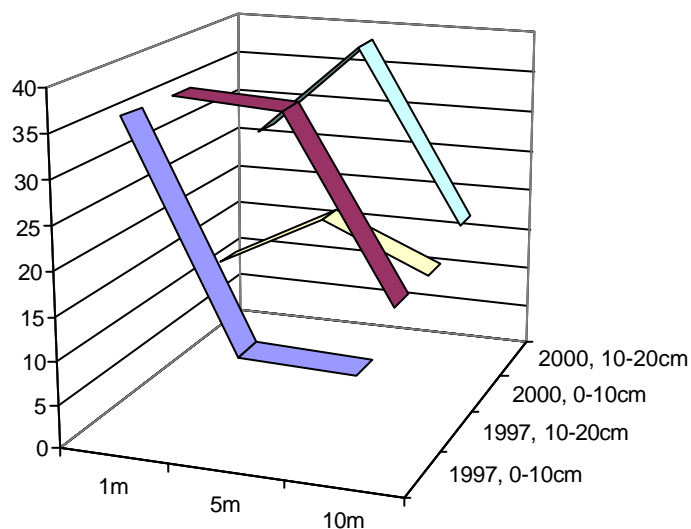
Az átfolyó területet vizsgálva már a mintavételezésnél is megállapítható volt, hogy a talaj fobb tulajdonságai és jellemzői nagyon különböznek az elszikkasztó medence területén található talajtól. Ez a különbség arra vezethető vissza, hogy az esőzések alkalmával az út menti árokban lefolyó víz a nagyobb méretű szemcséket és apróbb köveket is – melyek többnyire az útalapból származnak – magával sodorja. Amint a lejtés az átfolyó torkolati részétől lecsökken, ezek a nagyobb és nehezebb frakciók lerakódnak. Ennek következtében a talaj egyes paraméterei jelentősen különböznek az elszikkasztó terület talajának paramétereitől (1. táblázat).

1. táblázat

Az átfolyó terület és az elszikkasztó medence talajának különböző paramétereinek átlagai
(Gödöllo, 30-as főút)

(1) Talajjellemzők	(2) Átfolyó terület talajának átlagai		(3) Elszikkasztó terület talajának átlagai	
	0–10 cm	10–20 cm	0–10cm	10–20cm
pH (H ₂ O)	7,87	7,82	7,77	7,76
a) K _A	31	31	64	61
b) Vízoldható összes só, %	< 0,02	< 0,02	0,04	0,04
CaCO ₃ , %	8,4	6,4	11,5	9,8
c) Humusz, %	2,36	2,41	4,28	4,83

Az átfolyó kiömlő nyílásától 1, 5 és 10 m távolságban vett talajminták Pb-tartalmát vizsgálva megállapítható, hogy 1997-ben a legfelső talajrétegben (0–10 cm) mért értékek az átfolyótól kezdve a távolság függvényében csökkenő tendenciát mutatnak (2. ábra). Nagymértékű csökkenés foként az átfolyótól számított 5 m-es távolsáig figyelhető meg, távolodva a csökkenés mértéke jóval kisebb. A felszín alatti talajrétegben (10–20 cm) viszont más tendencia állapítható meg. Ebben a mélységben 5 m-ig alig változik, majd erősen csökken a talaj Pb-tartalma. Az ábráról az is megfigyelhető, hogy a mélyebben lévő talajréteg elemtartalma meghaladja a felszín közeli talajréteget. Ez a már említett



2. ábra

Ólomtartalom-változás az átfolyási terület talajában 1997 és 2000 között, mg kg⁻¹
(Gödöllo, cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ feltárásból mért összes Pb)

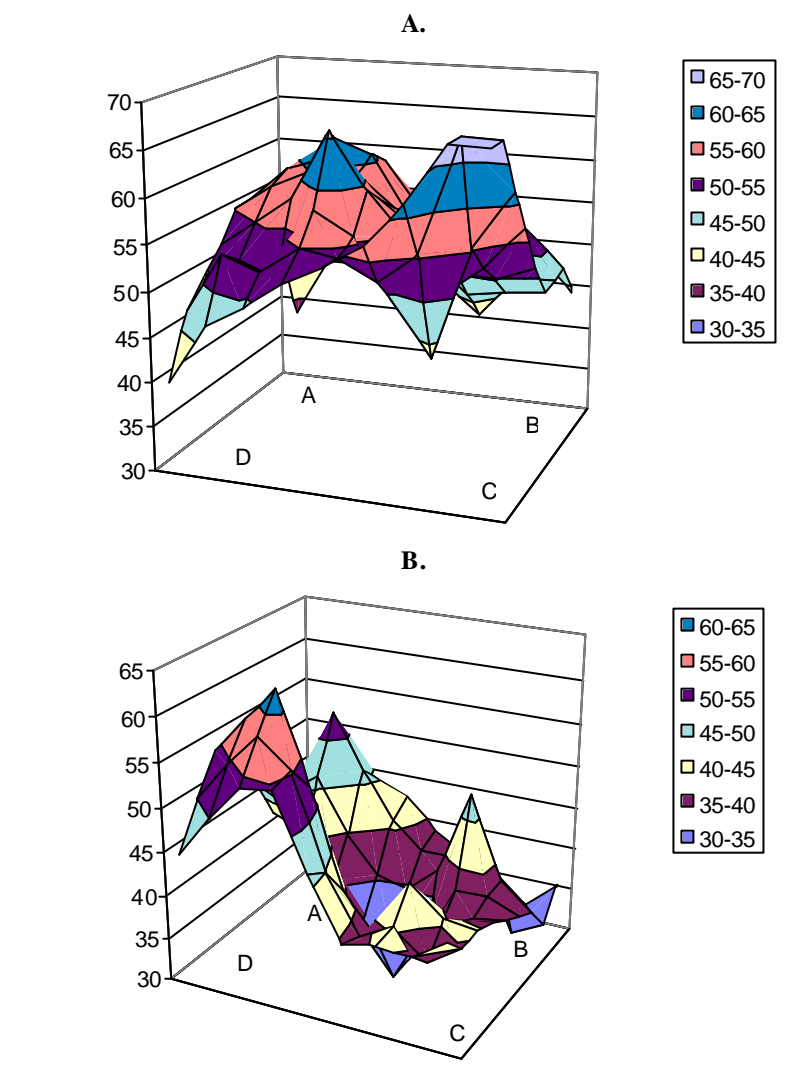
talajtulajdonságok miatt lehetséges. A víz a felső lazább rétegen gyorsan átszivárog, ezáltal a szennyező anyagok is inkább a mélyebb rétegekben halmozódnak fel. A 2000-ben vett talajminták értékelésekor azt tapasztaltuk, hogy a kiömlonyílástól kezdve enyhén no mindkét talajréteg Pb-tartalma, majd 5 m után csökkenni kezd. Az 5 m-es távolságig 1997-ben és 2000-ben tapasztalt tendenciák különbsége azzal magyarázható, hogy 1997-től több csapadék hullott a területen, mint azt megelőzően, ezért összességében nagyobb mennyiségű víz folyt az átfolyón keresztül és szikkadt el a kiömlonyílás közvetlen közelében. Így a talajba szivárgó víz az ólom nagy részét a mélyebb talajrétegek – valószínűleg a 20 cm-nél mélyebben lévő talajrétegek – felé mosta. Ezt a feltevést igazolja az is, hogy a 2000-ben mért értékek mindkét vizsgált mélységben alacsonyabbak az 1997-es értékeknél, valamint az elszikkasztó medence egész területén jóval nagyobb Pb-tartalmat mértünk, mint az átfolyó melletti területen. Megállapítható, hogy a vizsgált időintervallumon belül az átfolyóhoz közeli terület talajának Pb-tartalmában jelentősebb változás csak az átfolyó kiömlonyílásától számított 5 m-es távolságig történt.

Az elszikkasztó medence területének értékelése

A vizsgált elszikkasztó terület többé-kevésbé középre lejt, a legmélyebb pontja azonban a „C” területrész külső sarkán található (1. ábra), amit az ott talált gyér vegetáció, illetve az időszakosan jelenlévő vízfoltokra utaló finom üledékfelhalmozás is bizonyít. Erre a részre jut az út menti árok által szállított víz legnagyobb része, vélhetően emiatt tapasztalhatók éppen itt a legmagasabb ólomkoncentrációk. A 3A. ábrán jól látható a felszíni (0–10 cm-es) talajréteg területi koncentráció-eloszlása a vizsgálati időszak kezdetén. 1997-ben a legkisebb értéket az „A” térrészen mértük (min. 38,0 mg kg⁻¹), míg a legmagasabbat a már említett „C” helyen (max. 67,8 mg kg⁻¹), jelentősek azonban az elszikkasztó terület középső részén és a „D” és „A” térrész határán előforduló értékek is. Az egész területre vonatkoztatott átlagos Pb-tartalom 1997-ben 53,4 mg kg⁻¹; a szórás (SzD) 6,31.

Az általunk vizsgált mélyebben fekvő talajréteg Pb-tartalmának területi eloszlását a vizsgálati időszak kezdetén (1997) a 3B. ábra szemlélteti. Megfigyelhető, hogy az ebben a mélységben mért értékek átlagban alacsonyabbak (átlag 41,4 mg kg⁻¹, SzD = 7,78), mint a felszíni rétegben mért eredmények. A legkisebb értéket (min. 27,5 mg kg⁻¹) a „B” és a „C” terület határán kaptuk, a legmagasabbat (max. 62,1 mg kg⁻¹) pedig a „D” térrészen.

A 0–10 és a 10–20 cm-es mélységből vett talajminták ólomtartalmait összehasonlítva megállapítható, hogy ahol a felső rétegben nagyobb koncentrációk találhatók, ott az alsóban többnyire kevesebb ólom van, és fordítva, ahol a felső rétegben kisebb elemtartalmat mértünk, ott mélyebben magasabb koncentrációk mérhetők. Ez feltételezhetően azért van, mert az átfolyó felől a területre érkező vízmennyiség egy része a „D” térrészen gyorsan a talajba jut, ezáltal a szennye-

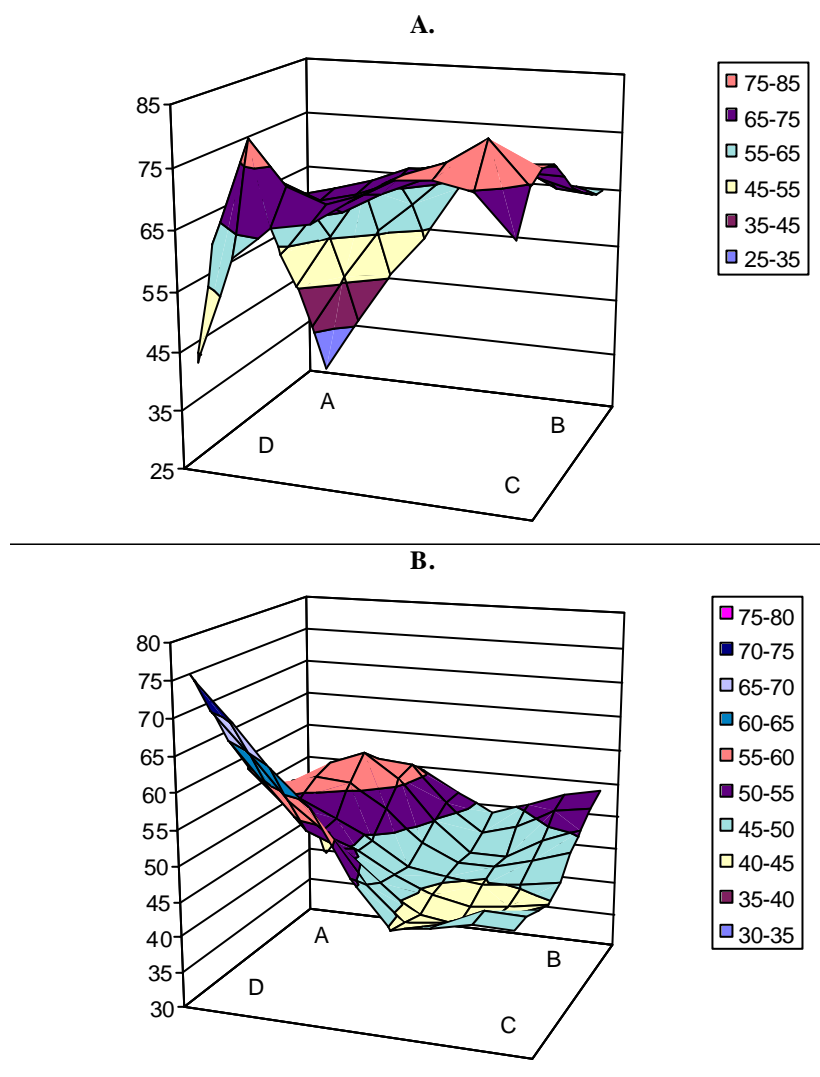


3. ábra

Ólomeloszlás az elszikkasztó medence területén a 0–10 (A), illetve 10–20 (B) cm-es talajrétegben 1997-ben, mg kg^{-1} (Gödöllo, cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárásból mért összes Pb)

zo anyagok is inkább a 10–20 cm-es talajrétegben halmozódnak fel. Az elszikkasztó medence „C” pontján viszont lassabban szivárog a víz a talajba, így a víz által szállított Pb-mennyiség jelentősebb része a felszín közeli rétegben akkumulálódik. Az adatokat elemezve megállapítható, hogy az 1997-ben vett talajminták egyikében sem volt magasabb az ólomtartalom, mint amennyit a határértékekre vonatkozó előírás megenged. 1997-ben a két talajréteg Pb-tartalma között szignifikáns különbség volt ($P < 0,001$).

A 2000-ben vett minták vizsgálata során egyértelműen azt tapasztaltuk, hogy a felszíni 0-10 cm-es talajréteg Pb-tartalma a vizsgált időintervallumon belül növekedett (4A. ábra). Az egész területre vonatkoztatott átlagos Pb-tartalom 2000-ben $66,53 \text{ mg kg}^{-1}$. A növekedés statisztikailag igazolható ($P < 0,01$), jól lehet a szórás mértéke is nagyobb ($SzD = 10,02$). A legkisebb érték ebben az évben is az „A” területen található (min. 26 mg kg^{-1}), míg a legmagasabb a „C” részen (max. $81,53 \text{ mg kg}^{-1}$), de a „D”-vel jelölt helyen is magas érték adódott



4. ábra

Ólomeloszlás az elszikkasztó medence területén a 0–10 (A) és a 10–20 (B) cm-es talajrétegben 2000-ben, mg kg^{-1} (Gödöllo, cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárásból mért összes Pb)

(78,92 mg kg⁻¹). A felszíni koncentráció-eloszlás más képet mutat, mint 1997-ben, de tendenciájában hasonló (3A. és 4A. ábra). Mindkét idopontban a legkisebb értékeket az „A” és a „D” térrészek külső részein mértük, míg a legmagasabbakat a „C” területen.

Az alsóbb talajréteg esetében is a talaj Pb-tartalmának növekedését állapítottuk meg 1997 és 2000 között (3B. és 4B. ábra). Az Pb-mennyiségek között szignifikáns különbség adódott ($P < 0,01$). A 2000-ben vett mintákban az átlagos érték 51,23 mg kg⁻¹, a legnagyobb mért adat 75,87 mg kg⁻¹, míg a legkisebb 39,59 mg kg⁻¹ (4B. ábra). A szórás értéke viszont csökkent (SzD = 6,84). Az eloszlás a 10–20 cm-es mélységben is hasonlít az 1997. évihez. A nagyobb értékek ugyancsak a „D” és „A”, az alacsonyabbak pedig a „C” térrészen találhatók.

A 2000-ben, a felszín közeli és mélyebben fekvő rétegekben vett talajminták Pb-tartalmait összehasonlítva hasonló tendencia figyelhető meg, mint 1997-ben. Azokon a területeken, ahol a felső rétegben a magasabb Pb-tartalom mérhető, ott mélyebben többnyire kevesebb ólom van, és fordítva, ahol a felső rétegben kisebb elemtartalom található, ott mélyebben magasabb koncentrációk mérhetők. Ez megerősíti azt a feltételezést, miszerint az átfolyótól érkező víz a „D” térrészen gyorsan a talajba jut, növelve inkább a mélyebb réteg elemtartalmát, a „C” területen viszont lassabban szivárog a talajba, így az Pb-mennyiség nagyobb része a felszín közeli rétegben halmozódik fel. A két talajréteg elemtartalma szignifikánsan különbözik egymástól ($P < 0,01$).

Amennyiben az adott években együttesen vizsgáljuk a 0–20 cm-es talajréteg ólomtartalmát, úgy megállapítható, hogy a vizsgált időintervallumon belül statisztikailag igazolhatóan növekedett az ólom mennyisége az elszikkasztó terület talajában ($P < 0,001$).

A több szerző szerint átlagosnak tekintett talajra vonatkozó értéktartományokat az általunk mért értékek esetenként jelentősen meghaladják, mutatva, hogy a terület szennyezése napjainkban sem szűnt meg (2. táblázat). Az értékek azonban mindenütt a határértékek alatt maradnak.

További vizsgálatok szükségesek annak megállapítására, hogy az átfolyó melletti területen a nagy mennyiségű elszivárgó víz nem mossa-e a mélyebb

2. táblázat

Talajok átlagos ólomtartalma különböző szerzők szerint, és a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletben rögzített szennyezettségi határérték (mg kg⁻¹)

	BOWEN (1979)	MAFI*		KLOKE általában	(1980) megengedhető	10/2000 rendelet**
		A	B			
Pb	2–300	5,3–23	> 60	0,1–20	100	100

* Magyar Állami Földtani Intézet: A – Geokémiai nagytájra jellemző értékek; B – Pb a finom szemcsésű ártéri üledékben (Gödöllo és környéke); ** 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről

talajrétegekbe az ólom jelentos részét. Eloffordulhat, hogy emiatt nem tapasztalunk határérték-túllépést, és lehet, hogy a mélyebben fekvő talajrétegekben az ólomtartalom meghaladja az előírt maximális értékeket.

Összefoglalás

Vizsgáltuk a nagy forgalmú 30-as főútvonal melletti, Gödöllo város belterületén található elszikkasztó terület talajának Pb-tartalmát, ahol az útfelületrol lemosott, esőárkok által összegyűjtött és elvezetett, nehézfémekkel terhelt csapadékvíz egy átfolyón keresztül az elszikkasztó területre, ill. a talajba kerül (1. ábra). A talajmintákat 0–10 és 10–20 cm-es mélységből vettük 1997-ben és 2000-ben. Az átfolyó területén a beton átfolyótól távolodva 1, 5 és 10 m távolságokban vettünk mintákat, távolságként 3 ismétlésben. Az elszikkasztó területet kvadrátokra osztottuk (5,5 × 4,5 m) és mindegyik kvadrátból 5 pontmintát vettünk mindkét talajrétegből. A kvadrátonként gyűjtött 5 pontmintából átlagmintát képeztünk, az értékelésnél az átlagminták eredményeivel számoltunk.

Megállapítottuk, hogy az átfolyási területen a mélyebben fekvő talajréteg Pb-tartalma magasabb. Ez a csapadékviszonyokra és a talajszerkezetre vezethető vissza. A víz a felső lazább rétegen gyorsan átszivárog, ezáltal a szennyező anyagok is inkább a mélyebb rétegekben halmozódnak fel. Az 1997-ben és 2000-ben vizsgált távolságokban a talaj Pb-tartalmának változása eltérő tendenciákat mutatott. A különbség szintén a csapadékviszonyokkal magyarázható. Ezt a feltevést igazolja az is, hogy a 2000-ben mért értékek mindkét vizsgált mélységben alacsonyabbak az 1997-es értékeknél, valamint az elszikkasztó medence egész területén jóval nagyobb Pb-tartalmat mértünk, mint az átfolyó melletti területen.

Az elszikkasztó terület talajának Pb-tartalma 1997 és 2000 között statisztikailag igazolhatóan növekedett. A 0–10 cm-es talajrétegben 1997-ben, ill. 2000-ben az átlagos Pb-tartalom 53,4, ill. 66,53 mg kg⁻¹, a szórás 6,31, ill. 10,02 volt. (P < 0,01). A mélyebben fekvő (10–20 cm) talajréteg átlagos Pb-tartalma 1997-ben, ill. 2000-ben 41,4, ill. 51,23 mg kg⁻¹ (szórás 7,78, ill. 6,84) volt (P < 0,01). Mindkét vizsgálati évben azt tapasztaltuk, hogy a felszín közeli talajrétegben szignifikánsan magasabb az Pb-tartalom, mint a 10–20 cm-es talajrétegben (1997-ben P < 0,001, 2000-ben P < 0,01).

Több szerző szerint az átlagosnak tekintett talajra vonatkozó értéktartományokat az általunk mért értékek esetenként jelentosen meghaladják, de mindeütt a határértékek alatt maradnak ($x_i < 100$ mg kg⁻¹).

1996-tól hazánkban a 95-ös oktánszámú motorbenzint Pb-mentes formában értékesítik, 1999-ben pedig betiltották az ólmozott üzemanyagok használatát, s ezzel jelentosen csökkent a környezetbe jutó Pb-mennyiség. Ennek hatása a vizsgált területen azonban még nem érződött. Ez arra hívja fel a figyelmet, hogy az út menti, ólommal túlterhelt talajokból a csapadékvízzel továbbra is szállíthat toxikus ólom akár távolabb eső területekre is.

Kulcsszavak: ólomtartalom, elszikkasztó terület

Irodalom

- ADRIANO, D. C., 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment Springer Verlag, New York–Berlin–Heidelberg–Tokyo.
- ALLOWAY, B. J., 1997. The mobilisation of trace elements in soils. In: Contaminated Soils. 3rd Int. Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements. (Ed.: PROST, R.) 133–145. INRA. Paris.
- BOGO, H. et al., 2001. Traffic pollution in a downtown site of Buenos Aires City. Atmospheric Environmental. **35**. 1717–1727.
- BOWEN, H. J. M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Acad. Press. New York.
- CANDELONE, J. P. et al., 1996. Seasonal variations in heavy metals concentrations in present day Greenland snow. Science of the Total Environment. **193**. 101–110.
- COLVILLE, R. N. et al., 2001. The transport sector as a source of air pollution. Atmospheric Environmental. **35**. 1537–1565.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Szakirodalmi szemle. MTA TAKI. Budapest.
- GRATANI, L., TAGLIONI, S. & CRESCENTE, M. F., 1992. The accumulation of lead in agricultural soil and vegetation along a highway. Chemosphere. **24**. 941–949.
- HARRISON, R. M. & JOHNSTON, W. R., 1985. The budget of lead, copper and cadmium for a major highway. Science of the Total Environment. **46**. 137–145.
- KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1993. Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. Országos Környezetvédelmi Konferencia. **1**. 144–149.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM–MTA TAKI. Budapest.
- KLOKE, A., 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA. **1**. 9–11.
- KÖLES P., 1996. Az útfelületrol lefolyó víz nehézfém-tartalma. Hidr. Közöny. **5**. 283–288.
- MICHELBERGER, P., 1992. The effects of transportation on the environment, Opening comments. In: Proc. Int. Symp. Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, 'A Forum for Technology Transfer, Budapest, 1992.
- PAIS, I., 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: Cycling of Nutritive Elements in Geo- and Biosphere. Proc. IGBP. Budapest. 59–77.
- PURVES, D., 1985. Trace Elements Contamination of the Environment. Fundamental Aspects of Pollution Control and Environmental Science 7. Elsevier. Amsterdam.
- VAN DE VELDE, K. et al., 2000. Changes in the occurrence of silver, gold, platinum, palladium and rhodium in Mont Blanc ice and snow since the 18th century. Atmospheric Environmental. **34**. 3117–3127.
- VÁRALLYAY, Gy., 1996. Soil pollution management in Hungary. In: Remediation of Soil and Groundwater, Opportunities in Eastern Europe. (Eds.: MCBEAM, E. A., BALEK, J. & CLEGG, B.) NATO ASI Series, 2. Environment. **17**. Part II. II/5, 87–112. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht– Boston– London.

Érkezett: 2002. szeptember 2.

Studies on the Lead Content in the Soil of an Infiltration Area Within the Town of Gödöllo

¹ T. NASZRADI, ² P. KÖLES, ³ K. BALÁZS and ⁴ B. PIRKÓ

¹Department of Botany and Plant Physiology, ²Department of Water Management and Melioration, ³Department of Environment Management, Szent István University, Gödöllo and

⁴Metropolitan and Pest County Plant and Soil Protection Service, Budapest

Summary

Studies were made on the lead content of the soil at a site where rainwater, polluted with heavy metals and collected in drains alongside a busy main road within the town of Gödöllo, is led off through a concrete culvert onto an infiltration area. The area examined was a rectangular basin measuring 50 × 40 metres, separated from the main road by a 5-metre high embankment planted with trees.

Soil samples were taken in 1997 and 2000 from 0–10 and 10–20 cm depths using a 10 cm diameter drill. On the area around the culvert samples were taken at distances of 1, 5 and 10 metres from the culvert, in three replications at each site. The territory of the infiltration area was divided into twenty 10×10 m squares and 5 point samples were taken from each square at both soil depths, along the imaginary diagonals. A mean sample was created from the 5 point samples collected from each square, and the results of these mean samples were used in the evaluation. The soil samples were dried, ground and sieved, then digested with 5 ml cc. HNO₃ + 2 ml H₂O₂. Analysis was carried out using an ICP atomic emission spectrophotometer of the ICAP 61E type.

On the area around the culvert, the lead content was found to be greater in the lower soil layer. This could be attributed to the rainfall conditions and the soil structure. The water seeps rapidly through the looser upper layer, causing the contaminants to accumulate in the deeper layers. The changes in the soil lead content at various distances from the culvert differed in 1997 and 2000. These differences can again be explained by the rainfall conditions. This is confirmed by the fact that in 2000 lower values were recorded at both depths than in 1997, while far greater lead contents were recorded over the whole area of the infiltration basin than in the area around the culvert.

An analysis of the soil of the infiltration area revealed a significant increase in the lead content between 1997 and 2000. In 1997 the mean lead content in the 0–10 cm soil layer was 53.4 mg kg⁻¹, with a standard deviation of 6.31, while in 2000 the mean value was 66.53 mg kg⁻¹ with a standard deviation of 10.02. This increase in the lead content of the topsoil was significant at the P<0.01 level. The mean lead content of the lower soil layer (10–20 cm) was 41.4 mg kg⁻¹ (standard deviation 7.78) in 1997 and 51.23 mg kg⁻¹ (standard deviation 6.84) in 2000. In both experimental years the lead content in the topsoil (0–10 cm) was found to be significantly higher than in the 10–20 cm layer (at the P<0.001 level in 1997 and at the P<0.01 level in 2000).

In some cases these values were considerably higher than the range of values given for average soils by a number of authors, but in all cases they were below the limit values ($x_i < 100$ mg kg⁻¹).

Since 1996 petrol with an octane number of 95 has only been available in Hungary in lead-free form, while in 1999 the use of leaded fuel was banned completely, resulting

in a substantial reduction in the quantity of lead entering the environment. The effect of this measure has not yet been felt on the experimental area, however. This draws attention to the fact that rainwater may still transport toxic lead from heavily lead-polluted roadside soils into areas at a considerable distance.

Table 1. Means of various parameters for the area around the culvert and the soil of the infiltration area (Gödöllo, main road No. 30). (1) Soil parameters. a) Upper limit of plasticity according to Arany; b) Total water-soluble salts, %; c) Humus, %. (2) Means for the soil around the culvert. (3) Means for the soil of the infiltration area.

Table 2. Average soil lead contents according to various authors, and the contamination limit (mg kg^{-1}) fixed by the joint ministerial decree No. 10/2000. (VI.2.) KöM-EuM-FVM-KVHM. Note: *Hungarian State Geological Institute: A: Values characteristic of the large geochemical region; B: Pb in the fine-grained alluvial sediment (Gödöllo and its environs); ** Joint ministerial decree No. 10/2000. (VI.2.) KöM-EuM-FVM-KVHM on the limits required to protect the quality of underground waters and the geological material.

Fig. 1. Sketch (not to scale) of the experimental area (Gödöllo, main road No. 30, 1997, 2000). From top to bottom: Main road No. 30; Embankments; Culvert; Infiltration area.

Fig. 2. Changes in the lead content in the soil of the area around the culvert between 1997 and 2000 (mg kg^{-1}) (Gödöllo, total Pb recorded after digestion with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2).

Fig. 3. Lead distribution on the territory of the infiltration basin in the 0–10 cm (A) and 10–20 cm (B) soil layers in 1997 (mg kg^{-1}) (Gödöllo, total Pb recorded after digestion with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2).

Fig. 4. Lead distribution on the territory of the infiltration basin in the 0–10 cm (A) and 10–20 cm (B) soil layers in 2000 (mg kg^{-1}) (Gödöllo, total Pb recorded after digestion with cc. HNO_3 + cc. H_2O_2).