

Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen

Fejes Ildikó, Farsang Andrea, Barta Károly

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék,
Szeged

Összefoglalás

Kutatásunk során a talaj–kolloid–talajvízrendszer szivárgáshidraulikai és transzportfolyamatait modelleztük városi területen. A szegedi talajvíz-monitoring kúthálózat minőségre vonatkozó adatai alapján a hat legszennyezettebb talajvízű kút környezetében talajmintákat vettünk, melyekben hét toxikus szennyező (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) koncentrációját határoztuk meg. Laboratóriumi vizsgálatok segítségével feltártuk az egyes szelvényekre jellemző adszorpciós-deszorpciós tulajdonságokat a Ni esetében. A talajok textúrájának, a mért komponensek koncentrációinak, a beszivárgó víz tulajdonságainak és egyéb tényezők ismeretében WHI UnSat 2.2 programmal modelleztük a Ni telítetlen zónában való migrációját. Meghatároztuk a különböző időpontokban feltételezhető fémkoncentrációkat a lefelé migráló talajoldatban, valamint azt az időintervallumot, amely után már ténylegesen megjelenhet a csapadékból és a talajból származó szennyezés a gyakran már erősen kontaminálódott talajvízben.

Summary

During our investigation the flow and transport processes of the unsaturated soil zone were modeled in urban area. According to the quality results of the groundwater monitoring network in Szeged, soil samples were taken in the vicinity of six wells with most contaminated groundwater, in which the concentrations of seven toxic pollutants (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn) were determined. The adsorption-desorption properties of Ni in the profiles were defined using laboratory experiments. After the determination of soil texture, metal concentrations, infiltrating precipitation and other parameters, the Ni migration in the unsaturated zone was modeled with WHI UnSat 2.2. Potential metal concentrations were predicted in migrating soil solution in different periods. Furthermore, the period was also determined after which the metals can be detected in heavily contaminated groundwater.

Bevezetés

Városi területen a talajok az emberi beavatkozás hatására jelentősen megváltoztak, átalakultak. A város-specifikus változások közé tartozik a talajvízszint süllyedése, a talaj tömörödése, valamint a fűtésből, ipari tevékenységből és közlekedésből származó szennyezések (H. - P. Blume, 1993). A talajba kerülő szennyezőanyagok, köztük a nehézfémek elsősorban a csapadékvíz közvetítésével szivároghatnak be a felszín alá, elszennyezve a talajvizet. Az e területekre jellemző antropogén talajok speciális tulajdonságai révén sajátos, rétegenként rapszodikusán változó puffer képességgel rendelkeznek. A talaj puffer képessége segítségével a káros anyagoknak csak egy részét képes megkötni – megakadályozva a talajvízbe jutását –, ezért a

szennyezőanyagok transzportfolyamatainak feltárásához elengedhetetlen az egyes talajrétegek adszorpciós-deszorpciós tulajdonságainak ismerete.

Számos kutatásban foglalkoztak különböző talajtípusok nehézfém adszorpciójával (Szegevári I. et al., 2003; H. B. Bradl, 2004; A. R. A. Usman, 2008; Balázs B. R. et al., 2011), melyekben laboratóriumi kísérletekkel és Langmuir izotermák alkalmazásával meghatározták az egyes talajokra jellemző adszorpciós kapacitást és a vizsgált fémek közötti adszorpciós sorrendeket. Városi talajokra vonatkozó fém adszorpciós vizsgálatokban (J. Markiewicz-Patkowska et al., 2005; K. Ljung et al., 2006; X. Dong et al., 2010; F. Madrid, M.C. Florido, 2010) kimutatták, hogy az antropogén hatásokkal erőteljesen módosított talajokra jellemző horizontális és vertikális változékonyság az adszorpciós képességben is megmutatkozik. Az egyes fémek 3 fázisú zónában való migrációjának feltérképezésénél szükséges figyelembe venni ezt a heterogén megkötő képességet, természetesen további, a transzportfolyamatokat meghatározó paraméterekkel (szivárgási tényező, nedvességtartalom, fizikai féleség, stb.) együttesen.

Jelen tanulmány céljai közé tartozik a szegedi városi talajok kémiai állapotának megismerése a legszennyezettebb talajvízű területeken; az egyes szelvényekre jellemző adszorpciós-deszorpciós tulajdonságok feltárása laboratóriumi vizsgálatok alapján, valamint a nehézfémek vertikális migrációjának modellezése a talaj-kolloid-talajvízrendszerben. A vizsgált fémek közül a legtöbb határérték feletti koncentrációt a talajra vonatkozóan a Ni esetében tapasztaltuk, ezért a szorpciós méréseket és a transzportmodellezést is erre az elemre végeztük el.

Vizsgálati anyag és módszer

Kutatásunk során a szegedi talajvíz-monitoring kúthálózat minőségre vonatkozó adatai alapján (Fejes I., Farsang A., 2012) a hat legszennyezettebb talajvízű kút környezetében talajmintákat vettünk (1. ábra). A mintákat a SZTE Akkreditált Talaj- és Vízvizsgáló Laboratóriumában nyolc toxikus szennyezőre (Cu, Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Zn, As) vizsgáltunk be atomabszorpciós spektrofotométerrel (AAS), királyvizes feltárást követően. A talajvíz és a csapadékvíz fémkoncentrációit optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP OES) mértük meg.

Adszorpciós vizsgálatokkal meghatároztuk az egyes talajrétegek adszorpciós kapacitását, melyhez 20 db mintát választottunk ki. A kísérletek kétszeres ismétléssel valósultak meg, az eredmények 24 °C-ra értendők. A mintákból 12 g \pm 0,001 g (m) talajt kimértünk, majd 30 cm³ különböző koncentrációjú ($C_0 = 0,2$ mg/l; 10 mg/l; 50 mg/l; 100 mg/l) NiSO₄³⁻ oldatot ráöntve, 1 órás rázatást követően AAS-sel meghatároztuk az egyensúlyi oldatkoncentrációt (C_e). A talaj által megkötött fémkoncentrációt (q) az alábbi összefüggéssel számítottuk ki (Filep Gy., Füleky Gy., 1999):

$$q = (C_0 - C_e) * V/m,$$

(ahol q : az egyensúlyi adszorbeált fémmennyiség [mg/kg], C_0 : a törzsoldat kezdeti koncentrációja [mg/l], C_e : az egyensúlyi oldatkonzentráció [mg/l], V/m : a hígítási arány (2,5))

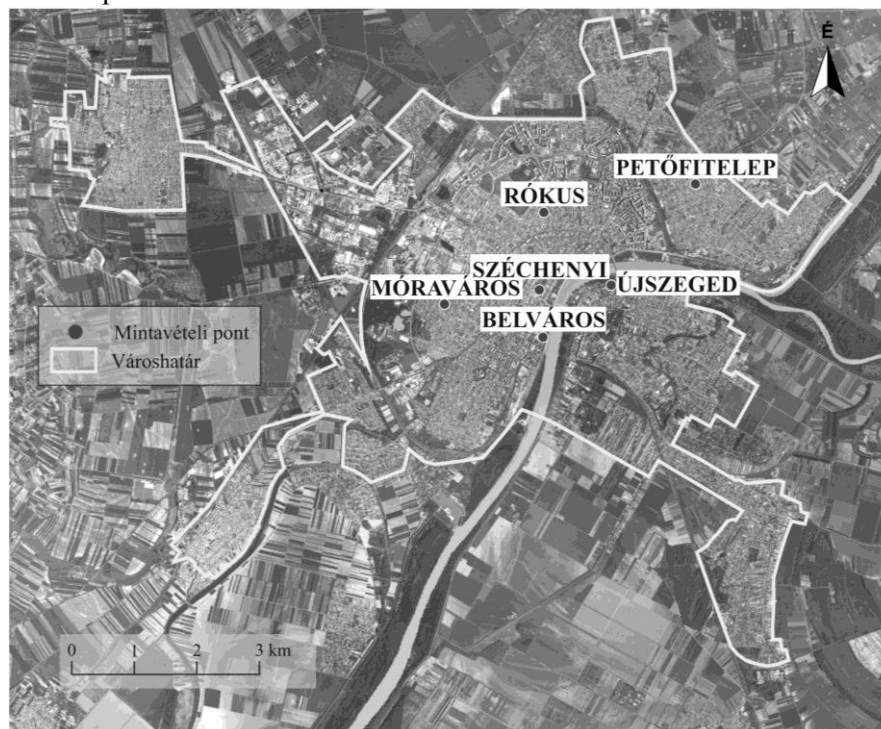
Az adszorpciós izotermák felvételéhez az egyensúlyi oldat Ni koncentrációját (C_e) ábrázoltuk az egységnyi talajon megkötött Ni koncentráció (q) függvényében. Az így kapott adszorpciós izotermák pontjaira Microcal Origin 6.0 szoftver felhasználásával Langmuir izotermát illesztettünk:

$$y = a * x / (1/k + x),$$

(ahol y : a felületi koncentráció [mg/g], a : a szilárd fázis telítési felületi koncentrációja [mg/g], x : az egyensúlyi oldatkonzentráció [mg/l], k : adszorpciós egyensúlyi állandó [l/mg])

A laboratóriumban határoztuk meg a migrációs modellépítéshez szükséges további paramétereket: szivárgási tényező [mm/h], térfogattömeg [g/cm^3], összporozitás [tf%], nedvességtartalom [tf%], pH [-], humusztartalom [%], fizikai féleség (Arany-féle kötöttségi szám alapján).

A telítetlen zóna áramlási és transzportmodelljét a WHI UnSat 2.2 szoftver VS2DT moduljával készítettük el, Langmuir adszorpciót alkalmazva. A modellt 1, 5, 10, 50 és 100 évre futtattuk le a laborban mért, valamint a számított kiindulási paraméterek felhasználásával.

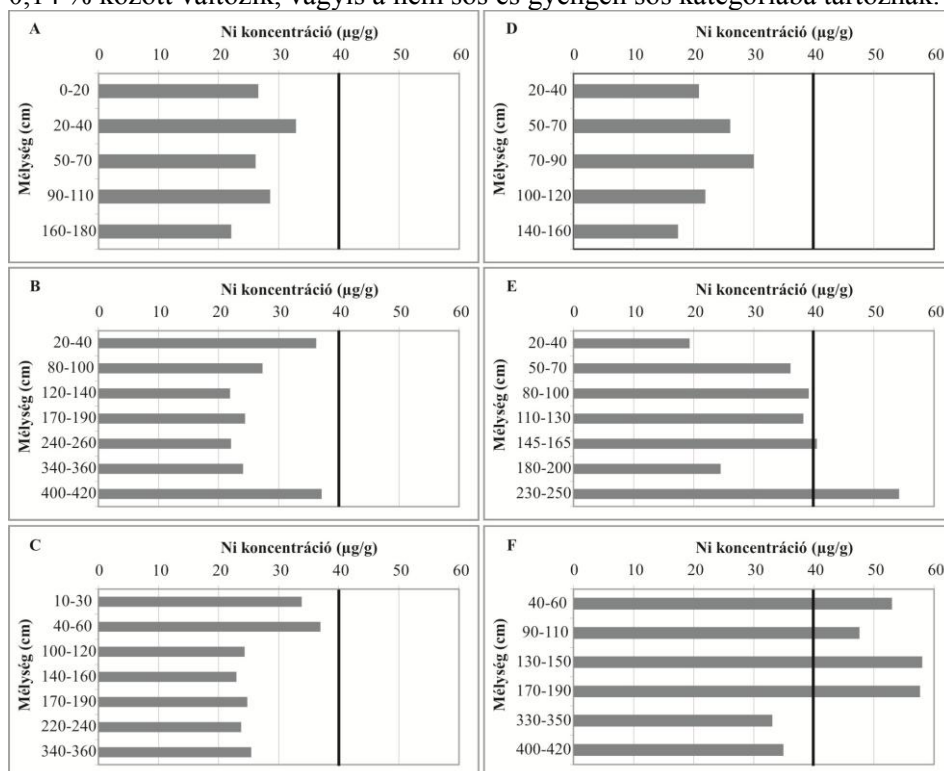


1. ábra: A mintavételi pontok elhelyezkedése a mintaterületen

Vizsgálati eredmények

A talajok fizikai és kémiai tulajdonságai, nehézfém tartalma

A 6 mintavételi pont talajtulajdonságai merőben eltérőek. Városi talajokról lévén szó, nem állapíthatók meg egyértelműen genetikai szintek, ezért rétegeket különítettünk el. Néhány szelvény csak feltöltésből tevődik össze, teljes mélységben antropogén eredetű, ezért rétegenként gyakran igen eltérő fizikai és kémiai paraméterekkel jellemezhetők. A talajminták nagy részének (Arany-féle kötöttségi szám alapján meghatározott) fizikai félesége homokos-vályog, vályog és agyagos vályog, de a két belvárosi szelvényben (SZÉCHENYI, BELVÁROS) homok rétegek is előfordulnak. A pH a mélységgel csökken négy szelvény esetén, míg a Tisza partján található SZÉCHENYI és ÚJSZEGED szelvényekben a kémhatás rapszodikus lefutású. A talajminták só tartalma 0,01–0,14 % között változik, vagyis a nem sós és gyengén sós kategóriába tartoznak.



2. ábra: A Ni koncentrációk változása a szelvényekben (A: BELVÁROS, B: MÓRAVÁROS, C: SZÉCHENYI, D: RÓKUS, E: PETŐFITELEP, F: ÚJSZEGED) a mélység függvényében (B határérték egyenes vonallal jelölve)

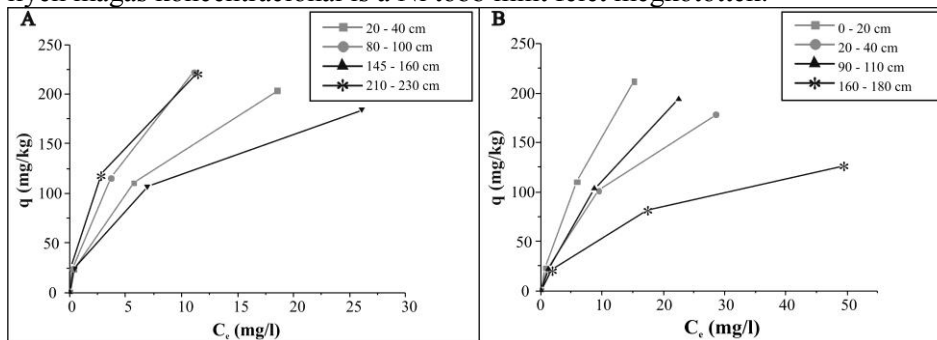
A humusztartalom vertikális megoszlását tekintve nem követi a természetes talajokra jellemző, mélységgel csökkenő mintázatot; értékei döntően a 0,5–4%-os intervallumban mozognak. Kivételt képez a BELVÁROS szelvény, melynek

felső 20 cm-es rétegében 5% feletti humusztartalmat mértünk. E mintavételi pont egy közintézmény udvarában helyezkedik el, ahol folyamatosan vastag avartakaró borítja a felszínt, melynek bomlásából származhat a szervesanyag-többlet.

A nehézfém-vizsgálatok szerint a legszennyezettebb talajvízű kutak környezetében a talaj is magas fém-koncentrációkkal jellemezhető. Néhány mintánál a Ni, a Zn, az Pb és a Cu meghaladta a vonatkozó (B) szennyezettségi határértékeket (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet). A szelvények közül leginkább a BELVÁROS jelölésű szennyezett, melyben igen magas értékeket mértünk a Ni, a Cu és a Zn tekintetében. A hét vizsgált fém közül egyedül a Cd esetében kaptunk kimutathatósági határ alatti értékeket. A fémek a szelvények többségében a 20–100 cm-es mélységben dúsulnak fel leginkább, majd a mélységgel csökken a koncentrációjuk. A mért komponensek közül Ni-lel szennyezett a legtöbb minta, melynek koncentráció-változását a mélység függvényében a 2. ábra mutatja be.

Nikkel adszorpció

Laboratóriumi sztatikus egyensúlyi kísérletekben a talajok Ni adszorpciós képességét vizsgáltuk, melyek eredményeként megkaptuk az egyensúlyi oldatkonzentrációt, melyből – a kiindulási oldat koncentrációjának ismeretében – kiszámoltuk a szilárd fázis által adszorbeált Ni mennyiséget. A legkisebb töménységű (0,2 mg/l) oldat talajon történő átvezetésekor a minták az összes Ni-t megkötötték az oldatból, viszont a 10 mg/l-es esetben már meredeken csökken az adszorpciós képesség. A minták a legmagasabb kezdeti oldatkonzentráció (100 mg/l) esetén a Ni 10–50 %-át eresztették át, tehát még ilyen magas koncentrációnál is a Ni több mint felét megkötötték.



3. ábra: Az egyensúlyi oldatkonzentráció (C_e) a szilárd fázisban megkötött koncentráció (q) függvényében a PETŐFITELEP (A) és a BELVÁROS (B) szelvény esetében

Az adszorpciós kapacitás meghatározására a kapott pontokra Langmuir izotermákat illesztettünk, melyek elemzésével és a számított adatok segítségével megadható, hogy egy későbbi Ni koncentráció változás során milyen folyamatok játszódnak le a talajban. A vizsgált talajok adszorpciós izotermái egyetlen esetben sem követik a természetes talajokra jellemző – a feltalajtól a

mélységgel csökkenő adszorpciós képességet mutató – vertikális elrendeződést. Több szelvénynél a 2. vagy akár a legalsó réteg (3. A ábra) rendelkezik a legnagyobb meredekséggel, így egyben a legnagyobb adszorpciós kapacitással. Az antropogén talajrétegek heterogenitása látszik a BELVÁROS szelvény esetén is, ahol az adszorpciós sorrend: 1. réteg > 3. réteg > 2. réteg > 4. réteg (3. B ábra).

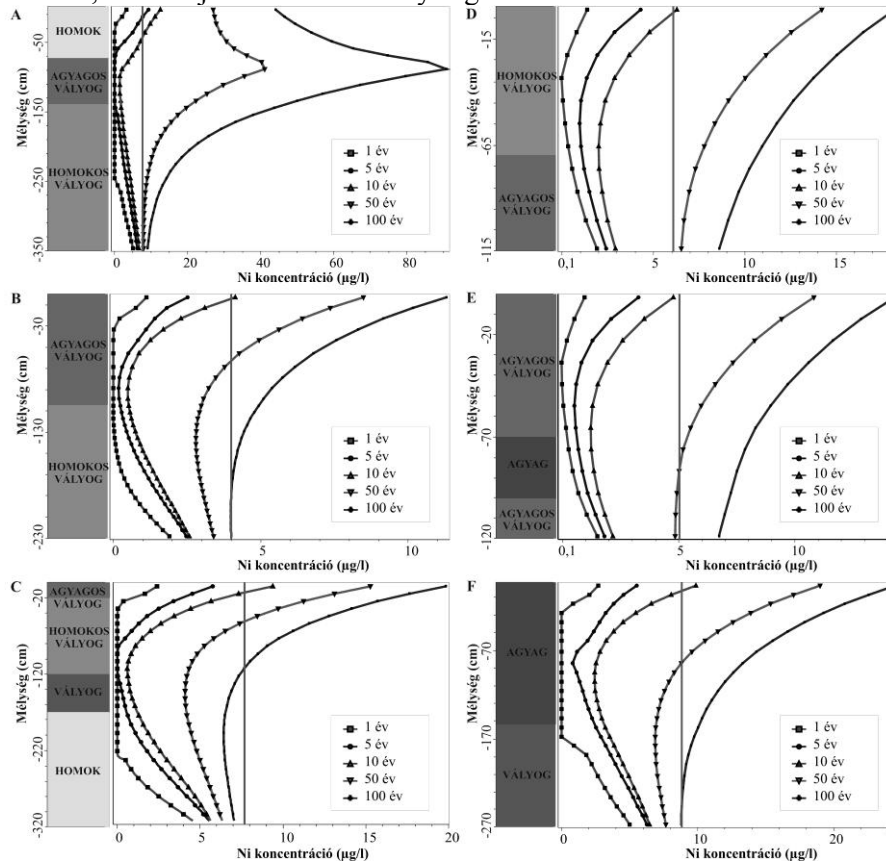
Az adszorpciós kapacitás (a) értékeket tekintve a talajminták között jelentős különbségeket tapasztaltunk, ugyanis a szelvényeken belüli egyes rétegek több mint kétszeres Ni koncentrációt is képesek adszorbeálni, mint szomszédos rétegeik. A nagy különbségek oka a minták eltérő fizikai és kémiai tulajdonságaiban keresendő. A humusztartalmat, a fizikai féleséget, valamint az adszorpciós izotermákra illesztett Langmuir függvények alapján meghatározott paramétereket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A szelvények adszorpciót befolyásoló és adszorpciós paraméterei (a: talaj által maximálisan megköthető koncentráció [mg/g], K: adszorpciós állandó [ml/g])

Szelvény	Mélység [cm]	Fizikai féleség	pH	Humusz [%]	a [mg/g]	K [ml/g]
RÓKUS	0-70	homokos vályog	7,85	2,15	153,31	1,06
	70-100	agyagos vályog	8,14	1,26	294,72	1,24
	100-160	vályog	8,32	0,44	253,45	1,68
ÚJSZEGED	0-60	agyag	8,14	1,49	390,29	0,59
	60-150	agyag	7,97	1,51	386,44	0,70
	150-300	vályog	7,43	0,64	271,00	0,67
PETŐFITELEP	0-70	agyagos vályog	7,69	3,04	314,93	0,98
	70-100	agyag	7,63	2,22	390,44	1,18
	100-160	agyagos vályog	8,17	0,35	241,57	1,21
	160-250	vályog	8,27	0,39	305,00	2,33
BELVÁROS	0-20	vályog	7,47	5,14	480,53	0,52
	20-75	homok	7,83	2,00	278,28	0,62
	75-140	agyagos vályog	7,19	3,94	431,64	0,36
	140-190	homokos vályog	7,62	2,85	169,14	0,58
SZÉCHENYI	0-20	agyagos vályog	7,23	2,49	381,35	0,68
	20-120	homokos vályog	7,94	1,13	266,02	0,52
	220-360	homok	8,18	1,47	376,78	1,40
MÓRAVÁROS	0-70	agyagos vályog	7,72	3,52	330,65	1,13
	70-260	homokos vályog	8,43	0,55	214,23	1,34
	260-420	agyagos vályog	8,43	0,42	250,35	1,20

Nikkel migráció a telítetlen zónában

A Ni vertikális migrációját szimuláló modellekhez szükséges input adatok túlnyomó részét laboratóriumi vizsgálatokkal határoztuk meg. A peremfeltételek fontos elemei közé tartozik a csapadékvíz Ni koncentrációja (mg/l), valamint a beszivárgó víz intenzitása (mm/év). Előbbit egy esős napon vételeztünk, frissen lehullott mintákból mértük. Utóbbit irodalmi adatokra támaszkodva (G. Wessolek, M. Renger, 1998; Hajnal G., 2007; Unger J. 2007; Hajnal G., 2010;) az összes szelvényre egységesen 50 mm/évben határoztuk meg (mely a Szegedre vonatkozó átlagos évi csapadékmennyiség mintegy 10 %-ának felel meg). A szelvények környezetét, illetve beépítettségi fokát ismerve azonban valószínűsíthető, hogy az általunk becsült érték a valósnál alacsonyabb, mely által még több Ni kerülhet a talajba és migrálhat egészen a talajvízig. A modellezésnél feltételeztük, hogy a csapadékvíz Ni koncentrációja állandó, és a talajban lévő Ni mennyisége is változatlan.



4. ábra: 1, 5, 10, 50 és 100 éves Ni migráció a szelvényekben (A: BELVÁROS, B: MÓRAVÁROS, C: SZÉCHENYI, D: RÓKUS, E: PETŐFITELEP, F: ÚJSZEGED) (deszorpció kezdetének időpontja egyenes vonallal jelölve)

A Ni vándorlását a 3 fázisú zónában 100 évre modelleztük, mely segítségével meghatározható az az időpont, és az a mélység, melytől már deszorpció játszódik le a szelvényekben.

A mintavételi helyek közül a leginkább szennyezett, antropogén anyagokkal erősen terhelt szelvény a BELVÁROS jelölésű, melynek Ni migrációs görbéi eltérnek a többi szelvénytől (4. A ábra). Itt az első évben a felső homokos rétegben (0–40 cm) adszorbeálódik a csapadékból beszivárgott Ni, viszont a 10. évben e rétegben az adszorpciós helyek telítődnek, deszorpció zajlik le. Ekkor a beszivárgó víz már a talajban lévő Ni egy részét is kimossa, növelve az alatta lévő rétegek szennyezettségét. A 90 cm-es mélységtől lefelé az agyagos vályog réteg nagyobb adszorpciós kapacitásának köszönhetően csökken a Ni koncentráció a talajoldatban, egészen a talajvízszintig, tehát ez a szelvényrész sikeresen gátolja egy nagyobb Ni mennyiség talajvízbe jutását. Az 50. évtől minden mélységben magasabbak a Ni értékek a csapadékból származónál, tehát a teljes szelvényben deszorpció játszódik le.

Az időbeli változást tekintve az 1. modellezett évben a szelvények többségében a felső 20-40 cm-es mélységben akkumulálódik a legnagyobb része a beszivárgó Ni koncentrációnak, majd a szelvények felépítésétől függően az 5., illetve a 10. évben már az alsóbb, eltérő textúrájú rétegekbe is leszivárog. A MÓRAVÁROS (4. B ábra) és a SZÉCHENYI (4. C ábra) szelvényt kivéve a modellek 100. évében a profilok teljes mélységében deszorpció játszódik le, tehát már a talajból kimosódó Ni is terheli a talajvizet. A BELVÁROS, a RÓKUS (4. D ábra) és a PETŐFITELEP (4. E ábra) szelvények esetében ez a folyamat már az 50. évben is jellemző. Pozitív eredmény mutatkozik a SZÉCHENYI és az ÚJSZEGED (4. F ábra) szelvényeknél, ahol az 1. évben a rétegek nagyjából felébe egyáltalán nem jut be Ni a beszivárgó vízből.

Vizsgálati eredmények értékelése, következtetések

A feltárt szelvények vizsgálata révén képet kaptunk arról, hogy Szeged talajai – függetlenül a belvárosi vagy külvárosi elhelyezkedéstől – jelentősen módosultak az erőteljes emberi beavatkozások következtében. A talajok mind horizontális, mind vertikális tulajdonságait illetően igen változatosak, eltérnek a természetes talajoktól. A különböző fémekkel való szennyezettséget tekintve kijelenthető, hogy nemcsak a talajvíz, hanem a talaj is számos toxikus fémrel terhelt. Elsősorban a közúti közlekedéshez köthető fémek (Ni, Pb, Cr) jelennek meg nagy mennyiségben a talajban, valamint a Cu és a Zn, melyek (a közlekedési eszközök alkatrész-kopásain kívül) az ereszcatornák anyagából, nem megfelelő hulladék elhelyezésből, szennyvízcsatornák repedéseiből származhatnak. Az aszfaltra és más felületekre lehullott csapadékmintákban is jelentékeny fémkoncentrációkat mértünk, mely azt bizonyítja, hogy a talajszennyezés egy része a kontaminálódott csapadékvízből juthat a talajba.

A fentiekből is kitűnik, hogy a felszínre kerülő szennyezések az egész környezeti rendszert érintik, és míg a vízben többnyire csak szállítódnak, addig

a talajban a szűrőképesség és az adszorpciós kapacitás révén akkumulálódnak is (Szabó Sz., 2004), ezért fontos a talajok szorpciós tulajdonságainak ismerete. Adszorpciós izotermák segítségével meghatároztuk az egyes rétegekre jellemző adszorpciós kapacitás és adszorpciós állandó értékeket, melyek szelvényenként és rétegenként is nagy különbségeket mutattak. Az adszorpciós folyamatokat elsősorban a pH, a humusz- és agyagmennyiség és minőség befolyásolja. Mivel a pH minden minta esetében az enyhén lúgos, lúgos kategóriába (7,19–8,51) tartozik, nem befolyásolja jelentősen a Ni mobilizációt. A kapott izotermák eredményei alapján az agyagos textúrájú, valamint a magasabb humusztartalmú rétegeknél nagyobb a maximálisan megköthető Ni mennyisége is (1. táblázat), tehát e paraméterek között szoros összefüggés tárható fel. Kimutattuk továbbá, hogy e két befolyásoló tényező közül a Ni adszorpcióban inkább az agyagnak, mint a humusznak van szerepe.

A WHI Unsat szoftverben a telítetlen zóna áramlási és transzportmodelljének kimenő adatai alapján feltártuk a talaj telítetlen zónájában végbemenő adszorpciós-deszorpciós folyamatokat, a szelvényekben a migráló talajnedvesség Ni mennyiségének időbeli változását, valamint az esetlegesen a talajvízbe kerülő Ni koncentrációkat. A modellek eredményei alátámasztják az adszorpciós izotermákból levont következtetéseket, ugyanis például a BELVÁROS szelvény esetén a homok réteg – rosszabb adszorpciós képessége miatt – kevesebb Ni-t köt meg, míg az alatta elhelyezkedő agyagos vályog felső része megköti a Ni koncentráció túlnyomó részét, megvédve (a telítődés eléréséig) az alatta elhelyezkedő talajt. Az agyag réteg jó megkötő képessége látványosan jelentkezik az ÚJSZEGED szelvényénél, melynek modellje szerint az első évben e réteg teljesen adszorbeálja a Ni-t, és az 5. évben is csak elenyésző koncentrációt enged át. A legmeredekebb migrációs görbékkel jellemezhető PETŐFITELEP szelvényben a leginkább egyenletes a beszivárgó Ni profilon belüli megoszlása, melynek oka lehet a felszínhez közeli talajvíztükör, valamint a rétegek hasonló textúrája és adszorpciós paraméterei. A SZÉCHENYI szelvény alsó homok rétege jó példa a talajvíz szempontjából kedvezőtlen texturális felépítésre, ugyanis a modellben e réteg talajoldatában relatíve magas a Ni koncentráció, mely könnyen bejuthat a talajvízbe.

A Ni migráció prediktív modelljei alapján kimutattuk, hogy a szelvények többségénél az első években még nem jut el a beszivárgó csapadékvízből származó Ni a talajvíz szintjéig, ám az 50., illetve 100. évben már a szelvények teljes hosszában deszorpció játszódik le, további Ni koncentrációval növelve a már szennyezett talajvizet. Az antropogén talajok sajátosságai a modellek eredményeiben is megmutatkoznak, ugyanis a rétegenként eltérő fizikai és adszorpciós tulajdonságok befolyásolják a lefelé migráló talajoldat jövőbeli Ni koncentrációját. A modellekbe betáplált, évente azonos Ni beszivárgás ellenére az idő előrehaladtával növekszik a Ni koncentráció minden szelvényben, tehát a talajok adszorpciós hatásfoka csökken, mivel a talaj ugyanazon Ni koncentrációból egyre kevesebb hányadot képes visszatartani.

Irodalomjegyzék

- 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. Magyar Közlöny. **51.** 14398–14414.
- BALÁZS, B. R., NÉMETH, T., SIPOS, P., SZALAI, Z. & MAY Z., 2011. A réz megkötődésének vizsgálata egy agyagbemosódásos barna erdőtalaj akkumulációs és kilúgozódási szintjein. In: Talajaink a változó természeti és társadalmi hatások között: Talajvédelem különszám. (Szerk.: Farsang, A., Ladányi, Zs.) 315–322. Talajvédelmi Alapítvány, Budapest; Magyar Talajtani Társaság, Gödöllő.
- BLUME, H. - P., 1993. Böden. In: Stadtökologie. (Eds.: Sukopp, H. & Wittig, R.) 154–171. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York.
- BRADL, H. B., 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* **277.** 1–18.
- DONG, X., LI, C., LI, J., WANG, J., LIU, S. & YE, B., 2010. A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: A linkage between discharge and adsorption. *Journal of Hazardous Materials* **175.** 1022–1030.
- FEJES, I. & FARSANG, A., 2012. Szervetlen szennyezők monitoring vizsgálata Szeged talajvizében. In: VIII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. (Szerk.: Fejes Lászlóné Utasi, A., Vincze-Csom, V.) 236–241. Göttinger Kiadó, Veszprém.
- FILEP, GY. & FÜLEKY, GY., 1999. A talaj kémiai tulajdonságai. In: Talajtan. (Szerk.: Stefanovits, P.) 86–130. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HAJNAL, G., 2007. Városi hidrogeológia. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HAJNAL G., 2009. A vízmérleg összetevőinek számítása városi környezetben. *Hidrológiai Közlöny* **89.** (3.) 49–52.
- LJUNG, K., SELINUS, O. & OTABBONG, E., 2006. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of the Total Environment* **366.** 749–759.
- MADRID, F. & FLORIDO, M. C., 2010. Effects of the presence of a composted biosolid on the metal immobilizing action of an urban soil. *Journal of Hazardous Materials* **176.** 792–798.
- MARKIEWICZ-PATKOWSKA, J., HURSTHOUSE, A. & PRZYBYLA-KU, H., 2005. The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. *Environment International* **31.** 513–521.
- SZABÓ, SZ., 2004. Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenység-vizsgálat példáján. In: Talajtulajdonságok szerepének értékelése egy tájérzékenység-vizsgálat példáján. (Szerk.: Kerényi A.) 3–135. *Studia Geographica XIII.*, Debreceni Egyetem, Debrecen.
- SZEGVÁRI, I., SIMON, L. & PROKISCH, J., 2005. Króm(III)-pikolinát vizsgálata a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és talajtan* **54.** (3–4.) 417–426.
- UNGER, J., 2007. A városi területek vízmérlege. In: Földrajzi Tanulmányok 1., Városökológia. (Szerk.: Mezősi G.) 91–98. JATEPress, Szeged.
- USMAN, A. R. A., 2008. The relative adsorption selectivities of Pb, Cu, Zn, Cd and Ni by soils developed on shale in New Valley, Egypt. *Geoderma* **144.** 334–343.
- WESSOLEK, G. & RENGER, M., 1998. Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: Stadtökologie. (Eds.: Sukopp, H. & Wittig, R.) 186–200. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-Jena-New York.