

Szegedi Sándor

Debrecen nehézfém-szennyezettsége

Bevezetés

A nehézfémek okozta környezetterhelés a XX. század közepe óta egyre fontosabb problémává válik. Egyes nehézfémek esetében az emberi tevékenységekből eredő kibocsátás jelentősen felülmúlja a természetes forrásokat. Az ólom légköri koncentrációja például tizenötszörösére nőtt az emberi civilizáció kezdete előttinek (Holdren, 1990). Ez elsősorban az ólmozott üzemanyagok alkalmazásának a következménye. A kibocsátott nehézfémek aeroszol (szálló por) részecskékhez tapadva mozognak a légkörben. A 10 m-nél nagyobb szemcseméretű részecskék legfeljebb 100–200 métert, a 10 m-nél kisebb átmérőjű szemcsék 1000, a legfinomabb, 0,1 m-nél kisebb részecskék 10 000 kilométert is megtesznek a légkörben. Száraz és nedves ülepedés (gravitációs kihullás és csapadék) útján jutnak a talajfelszínre, onnan a talajba.

További sorsuk szempontjából a talaj kémiai tulajdonságainak (pH, agyag- és humusztartalom) szerepe döntő. Ha a talaj sok humuszt és agyagásványt tartalmaz, a kémhatás lúgos, akkor a talajba kerülő nehézfémek nagy része biológiai szempontból inaktívvá válhat, a növények számára el nem érhető formában kötődik meg. Ha a talaj savanyú, kevés humuszt és agyagásványt tartalmaz, akkor a nehézfémek rögzítésére is kisebb mértékben képes. A talajba könnyen felvehető formában kötött, vagy a talajoldatban található nehézfém-tartalom a talajvízbe juthat, vagy a növények közvetítésével az emberi táplálékláncba is bekerülhet.

Egyes nehézfémekre — például cinkre, rézre, kobaltra — a növényi és állati szervezetnek szüksége van kis mennyiségben, ezek esszenciális nyomelemek. A természeteset jelentősen meghaladó koncentrációban mindegyikük mérgező az élőlények számára. Hatásuk azon alapul, hogy képesek a szervezet biokémiai folyamatait szabályozó enzimekbe beépülve azokat inaktíválni. A tünetek változatosak, az ólom például a terméketlenségtől az emésztőszervi panaszokon és anémián át a pszichés zavarokig számos tünetet kiválthat az emberi szer-

Rovatunkat a Központi Környezetvédelmi Alap támogatja

vezetben (Kerényi 1994). A városi környezet fokozottan veszélyeztetett a nehézfém-szennyezés által: itt található a legtöbb emisszióforrás, hatásuk jelentős populációt érint közvetlenül.

A kutatásom célja az volt, hogy meghatározzam Debrecen egészére vonatkozóan a talaj közlekedési eredetű ólom- és kadmium-, illetve kobalt-, nikkel- és réztartalmában meglévő területi különbségeket. Egyrészt értékelem a területi különbségek kialakulásáért felelős tényezőket (forgalomsűrűség, beépítési tényezők, felszín, fedettség, talajtípus hatása). Ezután részletesen megvizsgálom, hogyan befolyásolják talajba kerülő nehézfémek mobilitását talajfizikai és talajkémiai paraméterek.

A kutatási terület jellemzése, mintavétel

Debrecen kiválasztása több szempontból előnyös. A város talajhatáron fekszik, ezért a nehézfémek mobilitása több talajtípusban tanulmányozható (homokos szövetű erdőtalajok, csernozjomok, réti talajok).

A közlekedés az egyetlen számottevő emisszióforrás a mintaterület egészén, a többi forrás pontszerű. A pontszerű források okozta helyi szennyezések vizsgálata nem volt célja a kutatásnak, ezért erre irányuló mintavétel nem történt.

Debrecen fontos közlekedési csomópont (1. ábra). Mivel elkerülő út nincs, az összforgalom 36,3%-a tranzit jellegű (Korompai 1994). Jelentős a városnegyedek közti és a belvárosba irányuló forgalom. A személygépkocsik átlagélet-

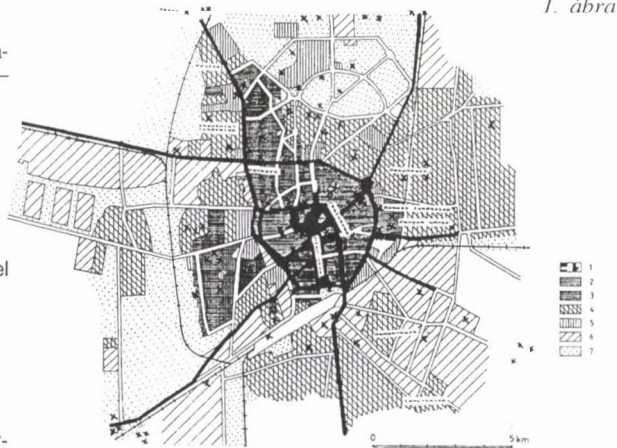
Debrecen beépítési-területhasználati egységei (Csorba P. 1997 és Süli-Zakar I. 1994 alapján)

Jelmagyarázat:

- 1-2. (nagy- és kisvárosi beépítés) városközpont
3. házigyári beépítés
4. kertés, társasházi beépítés
5. közintézmények kis zöldterületekkel
6. ipari területek
7. zöldterületek (erdők, parkok, temetők)

mintavételi helyek x

forgalmas utak — (10 000 gépjármű/nap feletti forgalommal)



1. ábra

kora tíz év, nagyobb hányaduk (közel kétharmaduk) még mindig ölmozott benzint használ. A talajban általában az ólom koncentrációja a legnagyobb. Ennek magyarázatát elsősorban a közlekedésben kereshetjük. A benzinhoz 0,16g/l ólmot adagolnak. Az üzemanyagban az ólom koncentrációja három nagyságrenddel haladja meg a többi fémét. Hosszú tartózkodási ideje miatt a korábban a talajba került szennyezőanyaggal is számolni kell. Irodalmi adatok szerint az ólom évszázadokig a talajban marad, ezért a probléma az ölmozott üzem-

anyagok alkalmazását jóval túléli. A talajban kötött állapotban levő nehézfém-tartalom a jövőben is potenciális veszélyforrás, mivel — megfigyelések szerint — a savas ülepedés hatására savanyodó talajban mobilizálódhat.

Debrecen város területéről ill. a várossal szomszédos mezőgazdasági és erdőterületekről 88 mintavételi helyről gyűjtöttem talajmintákat. A felszínről és 15—20 cm-es mélységből vettem átlag-talajmintákat az esetleges bemosódás nyomon követése végett. A két teljes körű mintavétel 1994 őszén és 1995 tavaszán volt. 1995 őszén, valamint 1996 tavaszán kiegészítő mintavétel történt. Az azonos helyekről őszei és tavasszal vett minták értékeit átlagolva kaptam meg az adott helyre vonatkozóan a talaj nehézfém-tartalmát. A minták többségét a várost ÉNY—DK irányban átszelő keresztmetszet mentén vettem (1. ábra). A háló nem szabályos, mivel a mintavételi helyek kijelölésénél figyelembe kellett venni a beépítési és forgalmi viszonyokat. Minden területi egység (beépítési-területhasználati típus) határán futó forgalmas út mellől vettem mintát a területet kívülről érő nehézfém-terhelés meghatározására. A többi mintát a terület belsejéből parkok, szabad területek, kertek, játszótérek területéről gyűjtöttem. Ezek adják az adott típusra jellemző átlagos szennyezettség értékét.

Kutatási módszer

A talajmintákat légszáraz állapot eléréséig szárítószekrényben szárítottam, majd 2 mm-es szitán áteresztve homogenizáltam. A nehézfém-tartalmat tömény salétromsavval kétszer bepárolva extraháltam. A mérést Perkin Elmer 3110-es típusú atomadszorpciós spektrofotométerrel, lángtechnika alkalmazásával végeztem. A talaj szemcseösszetételét szitálással és a Köhn-féle pipettás módszerrel határoztam meg. A humusz- és kalcium-karbonáttartalom meghatározása Tyurin, illetve Scheibler módszerével történt.

A mérési eredmények értékelése

a) A nehézfémeloszlás területi képe az egyes nehézfémekre vonatkozóan

Az 1. táblázat a talajfelszín nehézfémeloszlását mutatja a város beépítési—területhasználati egységeiben. Látható, hogy az eredmények a legtöbb típusban széles tartományban szóródnak. A gyakorlatban ez csak egy-két kiugró értéket jelent. Forgalmas utak szennyező hatása jelentősen módosulhat aszerint, hogy milyen beépítési—területhasználati típus veszi körül azokat. Az úttól mért távolság és a forgalomsűrűség a légkörbe kerülő nehézfém mennyiségét határozza meg. A felszín növényzettel való fedettsége, illetve a beépítés sűrűsége, a burkolt területek aránya és az épületek magassága a nehézfémek ülepedésére gyakorolnak hatást. Az előbbi tényezők függvényében minden típusra megállapítható bizonyos jellemző talaj-nehézfém-tartalom (1. táblázat). Legmagasabb a talaj ólom-tartalma az ipari területeken és a belvárosban. Ezt a kertés-családirházas beépítési-területhasználati típus, a mezőgazdasági területek és a házigyári beépítés követi. A legalacsonyabb koncentrációk a zöldterületeken mérhetők.

A nehézfém-tartalom szempontjából — a várakozásnak megfelelően — az ólom jelentősége emelhető ki. A talajminták az ólomterhelés alapján minden beépítési—területhasználati típusban két kategóriába sorolhatók. Az elsőbe az utaktól 20—50 méternél távolabb gyűjtött minták tartoznak. Az ilyen pontokon mért nehézfém-

A talajfelszín nehézfém-tartalma ppm-ben Debrecen beépítési—területhasználati egységeiben

beépítési—terület- használati típusok / mintaszám	Pb		Cd		Co		Cu		Ni	
	tartomány	jellemző érték	tartomány	jellemző érték	tartomány	jellemző érték	tartomány	jellemző érték	tartomány	jellemző érték
mezőgazdasági terület 10db	7-136	28	<1	<1	2-14	4	2-19	10	12-49	24
zöldfelület 8 db	5-42	22	<1	<1	2-6	2	6-24	13	11-61	24
kertés családi házas 19 db	8-75	29	<1	<1	2-9	4	4-72	24	11-35	21
városközpont belváros 15 db	7-167	63	<1	<1	2-10	5	11-44	25	14-49	22
házigyári beépítés 19 db	12-60	26	<1	<1	3-10	8	3-28	15	4-47	23
ipari terület 12 db	18-208	63	<1	<1	2-37	8	10-59	20	8-36	20
háttér 5 db	4-14	7	<1	<1	4-9	6	3-7	5	3-13	8

2. táblázat

A különböző nehézfémek megengedhető maximális mennyisége a talajokban (mg/kg) (MI-08017335-1990 MÉM Ágazati Műszaki Irányelv, 1990) (Szabó Péter, 1991 alapján)

Elemek	Adszorpciós kapacitás, me / 100 g talaj			Megjegyzés
	5-15	15-25	25-35	
Pb	100	100	100	xx o
Cd	1	2	2	++ o
Cu	75	100	100	xx o
Zn	200	250	300	xx o
Cr	75	100	100	xx o
Ni	50	50	50	xx o

Megjegyzés: ++ különös elővigyázat szükséges; xx komló- és szőlőültetvényekben, valamint 5 %-nál több CaCO₃-ot tartalmazó talajokban 25 %-kal több a megengedhető; o gyepek esetében és 6,5 pH érték alatt a közölt értékek fele érvényes

tartalom közel áll az adott típusra jellemző átlagértékekhez. Ezek a helyeken az ólomkoncentráció messze elmarad a határértéktől (2. táblázat). A második csoportba tartoznak az úttól 2—20 méterre vett talajminták. Itt található a kiugróan magas, helyenként a határértéket is meghaladó nehézfém-tartalmak. A magas ólom értékeket általában a nagy forgalmú (vagy korábban nagy forgalmú) utak maximum 10 méteres sávjában találjuk. Az úttól mért távolság, valamint az út forgalomsűrűsége (gépjármű/óra) és a talaj nehézfém-tartalma között negatív korreláció figyelhető meg. A forgalmas utak nehézfémkoncentráció-növelő hatása a talajra csak viszonylag kis távolságon belül (kb. 50 méter)

követhető. Szabad térben a zavartalan légmozgás hatására — homogén talajtani paraméterek mellett — a talaj nehézfém-tartalma a forgalmas úttól távolodva nagyjából exponenciálisan csökken.

A kadmium minden esetben kevesebb volt a műszerünkkel megbízhatóan mérhető 1 ppm-es koncentrációnál. Határérték-túllépés tehát sehol sem fordult elő. Ezen túlmenő következtetések az eredményekből nem vonhatók le. Ez megfelel a várakozásnak, mivel a kadmium csak kis mennyiségben kerülhet a talajba a gépkocsik gumijának kopásával, illetve a kipufogógázból. Más források léte pedig kizárható a mintaterületen.

A nem közlekedési eredetű *kobalt*, *nikkel* és *réz* esetében nem mutatható ki statisztikai összefüggés a talaj fém-tartalma és a mintavételi pontnak forgalmas utaktól való távolsága között. A *réz talajbeli eloszlása hasonlít az ólomra*: a legnagyobb értéket ott mértem, ahol az ólom is nagy mennyiségben volt jelen. Ennek az lehet az oka, hogy két fém kémiai tulajdonságai sokban hasonló, ennek következtében a talajban is hasonló módon kötődnek meg (Davies, et al. 1987). A legmagasabb réztartalmat egy kábel-újrahasznosító üzem közelében találtam. A használt kábeleket a műanyag szigetelés eltávolítása céljából kazánban kiégetik. Ez a művelet jelentős réz- és alumínium-oxid kibocsátással jár, amit az üzem közelében a talajok réztartalmának megnövekedése tükröz.

A *kobalt és a nikkel a talaj A szintjében nem akkumulálódott*. Talajbeli vertikális eloszlásuk (a mélységgel párhuzamosan növekvő koncentráció), alapján megállapítható, hogy a vizsgált területen ezek a fémek döntően természetes (alapkőzet) forrásból származnak. A kobalt és a nikkel koncentrációjának megnövekedése néhány ponton, véleményem szerint, az olajtűzelés (hőerőmű, KLTE hőközpont) következménye. Ezeket a helyeken határérték-túllépést mutattam ki.

Kiderült, hogy a beépítésiterülethasználati típusok jellemző szennyezettségi értékeinek kialakításában a forgalomsűrűség és a beépítés jellege játszik döntő szerepet, mivel Debrecen kevéssé iparosodott. A forgalomsűrűség határozza meg az adott területet érő nehézfém mennyiséget. A beépítés és területhasználat jellege az aeroszolokhoz tapadt nehézfémek eloszlását szabályozza a területen. Több tényező emelhető ki: az épületek magassága, a beépítés sűrűsége, a lefedett területek aránya és a terület növényzettel való fedettsége (Csorba 1997). A 10 méternél magasabb épületek nagymértékben módosítják a felszínközeli légáramlást, a nehézfém-tartalmú szállópor mozgását. A sűrű, zárt homlokzatú beépítés jelentősen gátolja a nehézfém-tartalmú szállópor terjedését. A lefedett területekre ülepedő nehézfémek nem kötődnek meg stabilan a felszínen, a szél és — ha a terület nincs csatornázva — a lefolyó csapadékvíz jelentős részben a lefedett területekkel szomszédos szabad talajfelszínre juttatja azokat növelve az ottani nehézfém-tartalmat. A vegetáció jelentős nehézfém-mennyiséget köt meg a légkörből, így a talajra kevesebb nehézfém ülepszik. A légkörből ülepedő ólom és réz esetében ellentétes korreláció figyelhető meg a talaj fém-tartalma és a felszín növényzettel való fedettsége között. Ugyanez nem állapítható meg az elsődlegesen alapkőzet eredetű nikkel és a kobalt esetében.

A *zöldterületek* kategóriáján belül az egybefüggő erdőterületet (Nagyerdő) elkülönítettem, mivel ez a mintavételi hely szolgált szennyezetlen háttérként. A városi parkokat és az egyes közintézményekhez tartozó zöldfelületeket együtt kezeltem. Ezeket a területeket a legkisebb a forgalom és a beépítés sűrűsége,

legjobb a felszín növényzettel való lefedettsége. Szabad térben a zavartalan légmozgás hatására — homogén talajtani paraméterek mellett — a talaj nehézfém-tartalma — az irodalmi adatokkal összehangban — a forgalmas úttól távolodva nagyjából exponenciálisan csökken. A legalacsonyabb ólomtartalmat a Nagyerdőnek a városon kívül fekvő részén, a Pallagra vezető műúttól 100 méterre találtuk. A vegetáció, különösen az erdő szűrő hatása jelentős. A növényzettel való nagyobb fedettség csökkenti a közvetlenül a talajba kerülő nehézfém mennyiséget. A levelek méretétől, alakjától, felületük érdességétől függő mértékben képesek a porral ülepedő nehézfém vegyületek megkötésére.

A *mezőgazdasági területeket* a nehézfémterhelés szempontjából két részre oszthatjuk. Az úttól távoli szántóknál a nehézfémterhelés főleg a műtrágyákból és növényvédő szerekből származik, így az ólom koncentráció nem múlja felül jelentősen a többi nehézfémét. Az útmenti legeltetésre használt füves sávoknál a talaj ólom-tartalma jelentősen meghaladja az egészségügyi határértéket (2. táblázat).

Többszemeletes házigyári beépítés. Ezen a típuson belül elkülönül a 6—10 emeletes sorházak és a 2—4 emeletes társasházak csoportja (Csorba 1996). Ezt mutatja a Kishegyesi út mellett és a Derék utca 6. előtt (Tócóskerti lakótelep), a Füredi és Böszörményi úton, valamint a Csapó utcán vett minták különbsége. A mintákat egymástól 40 méterre a tízszeleteres házsor két oldalán, növényzettel gyengén fedett területen gyűjtöttem. A gyakori szélirányokra merőleges házsorok úttól távolabbi, szélárnyékos oldalán a nehézfém-tartalom sokkal kisebb volt, mint az utca felől. Az uralkodó szélirányra merőleges magas sorházak falként elzárhatják a szennyezés terjedésének útját, az út felől jóval átlag feletti, a másik oldalon jóval átlag alatti értéket hozva létre. A gyakori szélirányokkal párhuzamos épületsorok a csatorna-hatás révén erősíthetik a szelet, ami a nehézfémeket az úttól nagy távolságra juttatja, miközben az felhígul. Az ilyen területeken kisebb különbség figyelhető meg a talaj nehézfém-tartalmában a külső és belső oldal között. Ezek a hatások a lakótelepek magas házainál a legvilágosabbak. A társasházaknál ez a hatás nem, vagy alig érvényesül.

A *kertes családi házas* beépítésnél a kép kevésbé egyértelmű. Az épületek jelentéktelen mértékben befolyásolják a légmozgást, a telkek növényzettel való fedettsége pedig igen eltérő lehet. Jelentős különbséget okoz a teleknek az úttól való távolsága, hogy közvetlenül szomszédos-e a forgalmas úttal. A növényzet szerepe ehhez képest másodlagosnak tűnik.

A *belvárosi területén* jelentős különbséget figyeltem meg az utcák és közterek, valamint udvarok talajainak nehézfém terhelése között. A magas zárt homlokzatú belvárosi házsorok akadályozzák a nehézfém-tartalmú szállópor eloszlását, bejutását az udvarokba, így az megül az utcák felett. A felszín általában csak kevésbé fedett növényzettel, így az ülepedő porból a nehézfém-tartalom közvetlenül a talajba kerül, amennyiben a talaj nem tömörödött erősen a taposás hatására. Kis távolságon belül nagy különbség figyelhető meg az utca és az udvarok talajának nehézfém-tartalma között.

Az *ipari területeken* a vertikális tagoltság általában nem jelentős. Növényzettel való fedettség gyenge, a felszín jelentős részben burkolt. A magas nehézfém-tartalmak kialakulása két tényezőre vezethető vissza. Egyrészt, igen nagy ezen területek forgalomsűrűsége. Nemcsak az áru- és nyersanyagszállító jár-

művek és a munkába járó dolgozók személygépkocsijai, de jelentős átmenő forgalom is terheli ezeket az utakat. A legnagyobb ólomtartalmat is egy ilyen út mellett mértem. Másrészt, egyes ipari források is hozzájárulnak a léghő és talaj nehézfém-tartalmának megnövekedéséhez. Jellemző, hogy a déli ipar-telep területén még egy kisforgalmú földút — Leiningen utca — mellett is magas koncentrációt találtam.

b) *A talajtulajdonságok szerepe a nehézfémek megkötésében*
Humusztartalom

A humuszmolekulák kolloid tulajdonságokkal rendelkeznek. Nagy reverzibilis adszorpciós kapacitásuk teszi lehetővé, hogy a szabad negatív töltésű helyeken fém kationok kötődjenek meg (Duffs 1980). A talajban a humusz mennyisége a mélységgel párhuzamosan csökken.

A felszíni minták nehézfém-tartalma — várakozásoknak megfelelően — magasabb, mint a 15 cm-ről származóké. Ha a talajt nem bolygatják, a felszínre kerülő ólom és réz nagyobb része a felső néhány cm-en megkötődik. E két fémmel mutatható ki korreláció a talaj humusz-, illetve fémtartalma között. Megállapítható, hogy a nagyobb humusztartalom nagyobb ólom- és réztartalommal jár, ha a talajokra azonos mennyiségű fém ülepszik. Ennek megfelelnek a mérési eredmények, melyek szerint az *ólom és a réz hajlamot mutat a fel-talajban való felhalmozódásra*, mennyiségük a mélység növekedésével csökken. *A mobilisabb kadmium, kobalt és nikkelt lefelé vándorol a talajprofilban*. A mélység növekedésével a kadmium-, kobalt- és nikkeltartalom növekszik.

A kobalt és nikkelt gyengébben kapcsolódik a humuszhoz, felhalmozódásuk a talajban a humusztartalomtól függetlenül megy végbe. Nem mutatkozott statisztikai összefüggés a talaj nikkelt-, kobalt- és humusztartalma között.

A bolygatatlan vidéki és háttérhez képest a városi talajmintáknál gyakoribb, hogy 15 cm mélyen van több nehézfém. Ezeknél a mintáknál általában a humusztartalom is 15 cm-en nagyobb, ami azt jelzi, hogy a talajt bolygatták. Azoknál a mintavételi helyeknél, ahol a nagyobb mélységben jelentkezik a magasabb nehézfém-tartalom valamilyen egyedi talajszennyezéssel, vagy a savanyú pH által elősegített bemosódással kell számolni. A talaj nehézfém- és humusztartalma közötti összefüggés azért sem mindig egyértelmű, mert eltérő lehet a talajokra kerülő nehézfém-mennyiség is.

Agyagfrakció

Az agyagásványok felületén folyamatos negatív töltésű felület alakul ki (Frank—Tölgvény 1993). Ez kicserélhetően köti a nehézfém kationokat. Minél kisebb a szemcse átmérője, annál nagyobb a talaj fajlagos felülete, annál több nehézfém kation megkötésére képes. Az agyagásványok szerepe ezért fontos a fémek talajbeli megkötésében. Az iszapolásos módszerrel elkülöníthető a talaj 0,002 mm-nél kisebb szemcseméretű frakciója. Ebben található az agyagásványok, valamint egyéb, felületi negatív töltéssel nem rendelkező ásványszemcsék is. A statisztikai elemzés az ólomnál gyenge negatív, a kobalt és a nikkelt esetében gyenge pozitív korrelációt mutatott 90%-os szignifikanciaszint mellett. A réz és az agyagfrakció aránya között nem mutatkozott összefüggés.

pH-érték

Mivel a hidrogénionok kiszoríthatják a fémionokat a humuszmolekulák és az agyagásványok felületén elfoglalt helyekről, a pH fontos szerepet játszik a fémek mobilitásában a talajban (McEldowney et al. 1993). Minél savanyúbb

a talaj, annál kevésbé kötődnek meg stabilan a nehézfémek, annál nagyobb hányaduk marad a talajoldatban a növények számára felvehető formában, vagy mosódik mélyebbre a talajszelvényben. A minták többségénél a talaj kémhatása a pH 6,9–8,0 közötti tartományba esett. Ebben az intervallumban a kadmium, és a kobalt mérsékelten mobilis, míg az ólom, a nikkel és a réz csak gyengén mobilis (McEldowney et al. 1993).

Kalcium-karbonát tartalom

Egyértelműen nincs összefüggés a talaj CaCO_3 - és nehézfém-tartalma között. E két adatsor változása közt nincs kapcsolat, *egyik fémnél sem mutatható ki korreláció a mésztartalommal*. Közismert azonban, hogy a talaj mésztartalma és a pH között szoros az összefüggés: a nagy mésztartalom bázikus kémhatást hoz létre. A CaCO_3 tartalom tehát csak közvetve, a kémhatás módosításán keresztül hat a nehézfémek megkötődésére.

Mintaterületemen a talajtulajdonságok és nehézfém-koncentrációk közötti összefüggés a városi talajoknál kevésbé egyértelmű, mint a vidéki területről származó mintáknál. Ez az alábbi következményekkel jár együtt:

- Az eredeti szintek zavartak, közéjük idegen anyag (feltöltés, törmelék, hulladék) kerülhet; gyakran nem is beszélhetünk talajszintekről, csak egymásra hordott talajrétegekről.

- A talajtípusok eredetileg jelentősen különböző pH-ja uniformizálódik. A háttérértékként használt nagyerdei talajoknál a kémhatás pH 4,9–5,5 között volt. A városi minták esetében a jellemző intervallum pH 6,9–8,0 között van, ettől igen kevés minta tér el legyen az akár eredetileg savanyú homoktalaj vagy semleges, lúgos kémhatású csernozjom. Ez a különbség nem elég ahhoz, hogy jól értékelhető eltérést okozzon a nehézfémek megkötődésében a különböző talajokban, mivel a nehézfémek aktivitása pH 6,5 alatt növekszik jelentősen (Thornton 1981). Ezeknek a talajoknak a kémhatása pH 4,9–8,3 között változik természetes körülmények között. A városban a pH bázikusabbá, kiegyenlítettebbé válik.

- Az építkezési törmelékkel a talajba kerülő CaCO_3 emeli a talaj pH-ját, ami kedvez a nehézfémek immobilizációjának.

- A városi talajok szerkezete leromlik, az eredeti szerkezeti elemek eltűnhetnek, a talaj tömörödik, a vízáteresztő képesség jelentősen romolhat. Ez csökkenti a nehézfémek lefelé irányuló mozgását a szelvényben.

- A humusztartalom megváltozik. Ez jelenthet csökkenést (ez a gyakoribb), ill. növekedést a parkok és kiskertek komposzttal, trágyával javított talajaiban. Ez elősegíti a talajba kerülő nehézfémek megkötődését.

IRODALOM:

- Atanassova, I. D.: Adsorption and desorption of Cu at high equilibrium concentrations by soil and clay samples from Bulgaria. In: Environmental Pollution Vol. 87. No. 1, 1995 17–23.
- Craig, P. J.: Biogeochemical cycles and Biometilization. In: Hutzinger, O. (ed.): The Handbook of Environmental Chemistry. Volume 1 Part A The Natural Environmental and the Biogeochemical Cycles. Springer-Verlag, Berlin etc. 1980. 169–227.
- Csathó Péter: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. MTA, TAKI, Budapest, 1994.
- Csorba Péter: Városökológiai térszerkezet — debreceni példák. Földrajzi Értesítő XLVI évf. 1997. 1–2. Füzet, 105–127.
- Davies, B. E., Lear, J. M., Lewis, N. J.: Plant availability of heavy metals in soils. In: Coughtrey, P. J. et al. (ed.): Pollutant Transport and Fate in Ecosystems. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London etc., 1987. 267–275.

- Duff's, J. H.: Environmental toxicology. Edward Arnold (Publishers) Ltd. 1980.
- Frank, V., Tölgyessy, J.: The Chemistry of Soil. In: Tölgyessy, J. (ed.): Chemistry and Biology of Water, Air and Soil. Environmental aspects. Elsevier, Amsterdam, London etc. 1993. 621—698 pp.
- Hemond, H. F., Fechner, E. J.: Chemical Fate and Transport in the Environment. Academic Press. San Diego, New York, etc., 1994. 149—225, 278—280.
- Holdren, J. P.: Nem vész el, csak átalakul? Tudomány 6. 11. 1990. 114—122.
- Kádár Imre: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM — MTA TAKI. Budapest, 1995.
- Kerényi Attila: Környezetünk — Egészségünk. Magazin Kiadó 1994. 108—110.
- Korompai Gábor: Debrecen közlekedésföldrajzi helyzete: helyi és átmenő forgalom. In: Süli-Zakar I. (ed.): Tanulmányok Debrecen városföldrajzából KLTE Társadalomföldrajzi tanszék Debrecen, 1994. 159—185.
- Markert, B. (ed.): Environmental Sampling for Trace Analysis. VCH Weinheim, New York etc. 1994.
- McEldowney, S., Hardman, D. J., Waite, S.: Pollution: Ecology and Biotreatment. Longman, Scientific and Technical 1993.
- Patterson, K.: Ólomszennyezők a környezetben. In: MIKÖV 20 1972/2. sz. 31—33.
- Smith, D. R., Flegal, A. R.: Lead in the Biosphere: Recent Trends. In: Ambio Vol. 24 No. 1, Feb. 1995. 21—23.
- Stoeppler, M.: Analytical Chemistry of Metals and Metal Compounds. In: Merian, E. (ed.): Metals and Their Compounds in the Environment. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH Weinheim, New York etc., 1991. 105—206.
- Süli-Zakar I.: Debrecen és Kelet-Magyarország (Egy regionális központ és a regionalizmus országunk keleti részén) In: Süli-Zakar I. (ed.): Tanulmányok Debrecen városföldrajzából. KLTE Társadalomföldrajzi tanszék, Debrecen, 1994. 7—72.
- Szabó Péter: A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. In: Agrokémia és Talajtan. TOM 40. 1991. NO. 1—2.. 297—302.
- Thornton, I.: Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in Soils. In: Lepp, N. W. (ed.): Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Vol. 2 Applied Science Publishers. London and New Jersey, 1981. 1—33.
- Wedepohl, K. H.: The Composition of the Upper Earth's Crust and the Natural Cycles of Selected Metals. Metals in Natural Raw Materials. Natural Resources. In: Merian, E. (ed.): Metals and Their Compounds in the Environment. Occurrence, Analysis and Biological Relevance. VCH Weinheim, New York etc., 1991. 3—17.

MAGYAR
TUDOMÁNYOS AKADÉMIA
KÖNYVTÁRA