

Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj - növény rendszerben

Bevezetés

Az elmúlt negyven év során Magyarország szociális és gazdasági struktúrája radikálisan megváltozott: a gyors ütemű iparosítás és városiasodás mellett a mezőgazdasági termelés intenzívvé válása is jellemezte ezt az időszakot. A társadalom szociális szektor szerinti és térbeli struktúrája is átalakult. Ezen gyors változások során a káros környezeti következmények legtöbbször nem kerültek figyelembevételre. E miatt a környezet-szennyezés problémája egyre hangsúlyozottabbá válhatott. Az ország veszélyes hulladékterhelése a nehézipar terjeszkedése miatt növekedett. Magyarország területe - a gazdasági fejlődés és városiasodás következtében - erőteljes iparosodással, a városok térnyerésével, a mezőgazdaság nagyarányú gépesítésével, a közlekedés-szállítás volumenének drasztikus megnövekedésével terhelt. Az iparfejlesztés a II. Világháború után kiemelt szerepet kapott. A két világháború között az ipari munkások csaknem 60 %-a Budapesten élt. A hatvanas évek végére 44 %-ra, 1986-ban 22 %-ra csökkent itteni részarányuk, az ipar és gyárszektorok tervszerű térbeli átrendezése következtében. A modern Magyarország ipari körzetekre osztható, mely körzetek főképpen az 1950 és 1970 közötti időszakban jöttek létre. Ezen

iparosodott régiókban a környezet-terhelés többszöröse az ország háttérterhelésének. Magyarország legszennyezettebb területei a legerőteljesebben iparosodott régiók. A szennyezett terület az ország felszínének csupán $1/10$ -ét érinti, az ipari komplexek és a nagyvárosok magas népsűrűsége következtében ugyanakkor a lakosság mintegy 40 %-a van kitéve fokozottabb környezetterhelésnek (MOLNÁR et al., 1992).

A környezetre potenciálisan káros elemek

VINOGRADOV (cit: GYŐRI, 1975) természetes (nem szennyezett) körülmények között az elemeket három fő csoportra osztja növények általi akkumulációjuk szerint:

a) Azon elemek, melyek a növényekben nagyobb mennyiségben találhatóak, mint a talajban. Ide tartoznak: S, N, P, B, Mo, K, Cl, Br, I, C, Ca, Mg, Zn, Cu, Co, Ra, Rb (ezek tipikus bioelemek).

b) A növényekben és a talajban azonos arányban található elemek: Na, Mn, Sr, Li, Se.

c) Azon elemek, melyeket a növények csak kisebb mértékben vesznek fel, ezért mennyiségük a talajban lényegesen nagyobb, mint a növényi hamuban: Zr, Th, Cr, Ti, Al, V, Ir, Si, Pb, Ni, F, As, Fe.

A környezetre potenciálisan káros elemek közül az alábbiakat megkülönböztetett figyelem kíséri (SZABÓ & NYILASI, 1981):

nemfémek: Br, Se;

félfémek: Al, As, B;

másodfajú fémek: Ag, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn;

alkáli és alkáli földfémek: Cs, Na, Sr;

átmeneti fémek: Co, Cr, Mn, Mo, Ni, V;

lantanidák és aktinidák: U.

Igen fontos számunkra annak ismerete, hogy a tápláléklánc első két eleme, a talaj és a növény között milyen törvényszerűségek érvényesülnek, és milyen lehetőségekkel rendelkezünk a számunkra kedvező irányú változások befolyásolására.

A nehézfém- és egyéb toxikuselem-tartalom kontrollja

Magyarországon - a világ sok más országához hasonlóan - az élelmiszerek, az ivóvíz, a takarmányok, műtrágyák, egyéb növényi hozamfokozók, öntözővíz, szennyvizek, szennyvíziszapok, talajok megengedett nehézfém- és egyéb toxikuselem-tartalmát, a kijuttatás körülményeit szabványok, rendeletek szabályozzák.

Az ország környezeti állapotában beállt változásokat a levegő, a víz és a talaj (a rajta levő növényzettel) károsanyag-tartalmának folyamatos vizsgálatával, monitoring-rendszerben követjük nyomon (VÁRALLYAY, 1992; VÁRALLYAY & MARTH, 1992). A mezőgazdasági művelés alatt álló talajok és a rajtuk termesztett növények környezeti állapotát az ország 1200, legfontosabb talajainkat jól reprezentáló mérőpontján vizsgáljuk monitoring-rendszerben. Ebből 1000 mérőpont agroökológiai körzetenként terü-

let- és művelésiág-arányosan került felbontásra, 200 pedig kiemelt helyeken (pl. ivóvízbázis-védterület), illetve az ország erőteljesebben környezetterhelt részein helyezkedik el (pl. ipari körzet, szennyvíz-elterítés, katonai objektumok környezete, eróziós területek stb.). Eddigi vizsgálatok megerősítik, hogy mezőgazdasági művelés alatt álló talajaink döntő része egészséges élelmiszernövények előállítását teszi lehetővé (FEKETE, 1989; BOLDIS, 1988 cit. CSATHÓ, 1994; LÁSZITTY, 1987; KÁDÁR, 1991).

Élelmiszerfogyasztásunk sajátosságai

Földi életünk 70 vagy 80 esztendeje során mintegy 300-450 ezer m³ levegőt lélegzünk be, 30-40 m³ víz és 25-40 t élelem halad át szervezetünkön. Energia-, ásványi- és nyersrost-bevitelünk döntően, fehérje- és zsír-fogyasztásunk jelentős mértékben primer növényi alapanyagokra alapozódik (PALMER et al., 1990; ZAJKÁS, 1992). Valamennyiünk elemi érdeke, hogy a fenti élelmiszerek egészségesek legyenek és tartós fogyasztásuk se eredményezzen toxikuselem-feldúsulást szervezetünkben.

A nehézfémek és egyéb toxikus elemek agronómiai körforgalma

A fenti elemek agronómiai körforgalmát átfogóan ALLAWAY (1968) ismerteti (1. táblázat).

Igen fontos törvényszerűség, hogy a táplálékláncba beépült "természetes szűrőként" a talaj-növény rendszer legnagyobb részét kiküszöböli az As, I, Be, F, Ni és Zn a táplálékláncba toxikus mennyiségben való kerülését, mivel a növényi növekedés megáll, illetve erősen lecsökken, mielőtt ezek az elemek olyan

1. táblázat
A nehézfémek agronómiai körforgalma (ALLAWAY, 1968)

Elem	Talajban* (összes) mg/kg	Növényben, mg/kg**			Takarmányban, mg/kg		Felvett, kg/év ***	Bányá- szat, kg/év
		ala- csony	nor- mál	toxi- kus	nor- mál	toxi- kus		
As	6(0,1-40)	0,1	1	5		B,C	10 ⁷	2,7.10 ⁶
B	10(2-100)	5-30		75 <		A	10 ⁸	10.10 ⁸
Be	6(1-40)		<0,1		-	C		2,8.10 ⁵
Bi	-		0,06			B	10 ⁶	1,4.10 ⁶
Br	5(1-10)		15		-	A,C	10 ⁸	1.10 ⁸
Cd	0,06(0,01-7)		0,2-0,8		-	B,C	10 ⁷	1.10 ⁷
Cr	100(5-3000)		0,2-1,0			A	10 ⁷	2.10 ⁹
Co	8(1-40)		0,05-0,5		0,07	A	10 ⁶	1,5.10 ⁷
Cu	20(2-100)	< 2	4-15	20 <	1-10	A	10 ⁸	4,0.10 ⁹
F	200(30-300)		2-20	50 <	-	B	10 ⁸	8,0.10 ⁸
I	5		0,4	10-20	0,1-1,0	A	10 ⁷	2,0.10 ⁶
Pb	10(2-200)		0,1-10		-	B	10 ⁷	2,0.10 ⁹
Mn	850(100-4000)		15-100		10-40	A	10 ⁹	6,0.10 ⁹
Mo	2(0,2-5)	< 0,1	0,5-1,0	100 <	< 0,1	B,C ⁺	10 ⁷	3,0.10 ⁷
Ni	40(10-1000)		1	50 <	-	A,B	10 ⁷	3,0.10 ⁸
Se	0,5(0,1-2,0)		0,02-2,0	50-100	0,05-0,2	C	10 ⁷	9,0.10 ⁵
Sr	300(50-1000)		5-3000			A	10 ⁸	4,8.10 ⁷
V	100(20-500)		0,1-10	10 <		B	10 ⁷	8,0.10 ⁶
Zn	50(10-300)		8-15	200 <	10-40	A	10 ⁹	3,0.10 ⁹

*BOWEN, 1966 alapján; ** CHAPMAN 1966 szerint, absz. sz. a.; *** mezőgazdasági területeken, 25·10¹² kg sz. a.-ban, ebből 15·10¹² kg szántón, 10·10¹² kg gyepen; Takarmányban: A: kissé toxikus, csak 100 mg/kg feletti koncentrációban. B: közepesen toxikus, 10-100 mg/kg koncentrációban. C: erősen toxikus, már 10 mg/kg koncentrációban is, absz. sz.a.; + kérdészők érzékenyebbek a Mo túladagolásra, mint az egygyomrúak.

koncentrációban kerülne a növényi szövetekbe, mely már mérgezést okozna a hús-, tej-, tojás- stb. termelés céljából tartott állatokban. A környezeti terhelés alatt álló területen tartott állatok veséjében és májában megnövekedhet az egyéb nemkívánatos elemtartalom, míg a színhúsban nagyságrenddel alacsonyabb, minimális ezen elemek koncentrációja (BÍRÓ, 1987).

A környezet toxikuselem-szennyeződésének forrásai

Az alábbiakban röviden felsoroljuk a környezetben található nehézfémek, egyéb toxikus elemek forrásait. Zárójelben feltüntetjük a lehetséges elemfeldúsulásokat.

A) Talajképző kőzetek, ásványok, talajok természetes toxikuselem-tartalma (As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Se, Zn)

A talajok átlagos nehézfém- és egyéb toxikuselem-tartalmáról ALLAWAY (1968) alapján nyerhetünk képet (1. táblázat). Nehézfémekben természetes úton gazdaggá vált talajok (pl. érc kibukkanások, szerpentin talajok) a Föld legkülönbözőbb részein előfordulnak. Természetes vegetációjuk nehézfém-toleráns növénypopulációkkal jellemezhető. Az itt megtelepülő és elszaporodó növényeket "metallofitonok"-nak nevezzük. A biológiai monitoring tudománya - mely a környezetterhelés mértékének biológiai módszerekkel történő kimutatását végzi - foglalkozik számbavételükkel (KOVÁCS et al., 1986; TURCSÁNYI, 1992; WOLF, 1981).

B) Növényvédő szerek toxikuselem-tartalma (As, Cu, Hg, Mn, Pb, Zn)

Előregedett gyümölcsösökben a korábbi kiterjedt Pb-, As-, Cu-, Zn- stb.

tartalmú növényvédőszer-használat ezen elemek feldúsulását eredményezte a fel-talajban. A régi gyümölcsösök szántó-földi növényekkel való felváltását, illetve új gyümölcsös telepítését az ezen kultúrákra toxikusnak bizonyuló nehézfém-koncentrációk számos esetben megghiúsították (BENSON, 1968; BORNEMISZA, 1985).

A mezőgazdaságban használt növényvédő szerek közül a szerves higany-tartalmú csávázószeres kiugróan nagy környezetkárosodások okozói voltak. Ilyen vegyszerek például Svédországban 25 évig, 1940 és 1965 között voltak forgalomban, és egyes ott őshonos, vadon élő madárfajokat kipusztulással fenyegettek. 1965 óta környezetkímélőbb csávázószereseket használnak a skandináv országban. A higanytartalmú csávázószeresek Magyarországon is károsítottak. Elég a hetvenes évek elején Kardoskút határában történt tömeges vadliba-pusztulásra utalnunk, melyet frissen kelt búzaállományban a csíranövénykérek Hg-tartalmú vetőmag-maradvánnyal együtt való nagy tömegű kicsipkedése és elfogyasztása váltott ki. A DDT-alapú rovarirtó szereket a hatvanas években, a higanytartalmú csávázószereseket és a HCH-alapú növényvédő szereket a hetvenes évek elején-közepén tiltották be hazánkban.

A nyugatra irányuló élelmiszer-tételeket a vevő leggyakrabban növényvédőszer-maradványra vizsgálja. Ahhoz képest elenyésző a nitrát- és nehézfém-szennyezettségre való vizsgálatok száma. A hektáronkénti növényvédőszer-mennyiség a fejlett nyugati országokban csökkenő tendenciát mutat a hormonhatású, g/ha adagú szerek terjedésével. Hazánkban is hasonló tendencia érvényesül (KIRÁLY, 1985).

A nyolcvanas évek közepén egyébként 11 kg/ha volt a hazánkban kijuttatott peszticid mennyisége átlagosan, melynek fele, 5,5 kg/ha volt az aktív hatóanyag. A Magyarországon használt peszticidek mennyiségi megoszlása ekkor a következő volt: 60 % gyomirtó szer, 30 % gombaölő szer és 10 % rovarirtó szer (KIRÁLY, 1985). Az 1990-es évek elejétől a tovább csökkenő növényvédőszerhasználat a mezőgazdasági üzemek, egyéni gazdálkodók súlyos pénzhiányával is összefügg.

A növényvédő szerek melegvérű állatokra való mérgező hatása is csökken az újabb, korszerűbb vegyszerek forgalomba kerülésével.

C) Műtrágyák (főképpen foszfor-műtrágyák) toxikuselem-tartalma (As, Cd, Hg, Pb, Sr)

A P-műtrágya által a talajba vitt Cd mennyisége 2-13 g/ha/év az USA-ban, 1,6-9,4 g/ha/év Nyugat-Európában, 10 mg/kg Cd-tartalmat feltételezve a P-műtrágyában. Meszezéssel a pH 4-ről 7-re növelésével a szója Cd-felvétele $\frac{1}{6}$ -ára csökkent. Az évi 13 g/ha Cd-bevitel 25 év után a kukoricaszem Cd-tartalmát 0,028 mg/kg-ra, a szójáét 0,035 mg/kg-ra növelte. 50 év után 0,035 és 0,044 mg/kg-ra módosultak ezek az értékek. Legtöbb európai országban a megengedett Cd-tartalom a talajban 3-5 mg/kg, melyre a jelenlegi 0,5 mg/kg értékről 1000-2000 év alatt emelkedik koncentrációja (KARPOVA & POTATUEVA, 1990).

Míg a Nyugat-Európában kiterjedten használt foszforit alapú P-műtrágyák Cd-tartalma 30-40 mg/kg volt, a Magyarországon kijuttatott apatit alapú Kolanferszfóból gyártott szuperfoszfát-műtrágya csupán 1 mg/kg kadmiumot tartalmazott, az ily módon a talajba vitt

Cd mennyisége még a 70-es, 80-as évek intenzív műtrágya-használata során sem volt 0,3-0,5 g/ha/évnél magasabb hazánkban. A termesztett növények kadmiumtartalmát még hosszantartó nagyadagú foszfortrágyázás sem emelte meg (LÁSZITTY, 1987; KÁDÁR, 1991).

D) Szennyvizek, szennyvíziszapok nehézfém-tartalma (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn)

A szennyvíziszappal a területre kiadott fémmennyiség igen jelentős lehet. A 2. táblázatban ismertetett kísérletekben a maximumok az alábbiak voltak (kg/ha): Cd: 641; Cu: 864; Cr: 1180; Mn: 5679; Ni: 1337; Pb: 936 és Zn: 4937. A szennyvíziszappal kijuttatott nehézfémek növények általi felvétele gyökér > levél > szár > szem sorrendben erőteljesen csökken. A szár nehézfém-koncentrációja esetenként meghaladhatja a levélét.

Magyarországon évente mintegy 100 ezer tonna szennyvíziszap-kihelyezés történik. A szennyvíziszap ártalommentes elhelyezésének lehetőségeiről 1976 óta kiterjedt kutatómunka folyik (SZLÁVIK et al., 1984; VERMES, 1988, 1989).

A kísérletben felhasznált iszapok szennyezettsége a nemzetközi adatokhoz képest átlagos vagy az alatti értékű, egy-két kivételtől eltekintve. Hazánkban 380 különböző méretű települési szennyvíztisztító telep működik. Az itt keletkezett iszap 75 %-át mezőgazdasági területekre juttatják ki. Kedvező esetben a szennyvíziszap FeCl_3 -os, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -os kondicionálás, víztelenítés és rothasztás után kerül felhasználásra. Az iszappal trágyázott táblákon ipari- és kapásnövényeket termesztene (pl. nyárfa-ültetvény, kender, napraforgó, cukorrépa, takarmánybúza, szemes kukorica, vetőmagtermesztés). A közvetlen emberi fogyasztás-

2. táblázat
Nehézfémm koncentrációk (mg/kg absz. szá.) a kukorica és kalászosok szemtermésében szennyvíziszap
kijuttatásos tartamkísérletekben (JUSTE és MENCH, 1992)

Kísérleti hely, ország	Adag	Növény	Fém kijuttatott mennyisége	Cd	Cu	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn
Bordeaux (Fr)	0	kukorica	alacsony	0,07	1,42	0,12	6,0		0,016	29,0
	Bx1-10 Bx1-100	kukorica kukorica	közepes max.	0,08 0,08	1,35 1,81	0,10 0,07	5,0 7,0		0,022 0,016	35,0 58,0
Nancy (Fr)	0	kukorica	alacsony	0,26	1,10		5,0	1,20		28,0
	Bx2-10 Bx2-100	kukorica kukorica	közepes max.	0,69 0,83	1,70 3,10	0,09 0,09	2,0 0,8	3,40 4,90	0,009 0,130	29,0 29,0
Joliet (USA)	0	kukorica	alacsony	0,14	1,90		7,2			26,0
	340	kukorica	max.	0,07/0,10	2,00		6,0			26,0
St. Paul (USA)	J 1	kukorica	max.	0,09/0,81						25,0/27,0
	J 2	kukorica	max.	0,02						28,0/56,0
Woburn (Anglia)	0	kukorica	alacsony	0,03						29,6
	30	kukorica	közepes	0,04						37,3
Berkeley (USA)	45	kukorica	közepes	0,06	1,50			0,80	0,600	38,8
	90	kukorica	max.	1,10	78,0	3,30		3,30	12,0	39,4
Riverside (USA)	W 2	árpa	max.	0,65						329,0
	Be 1 Be 2	árpa árpa	max. max.	0,20 0,04						250,0
Németország ^a	0	árpa	alacsony	0,05						75,0
	1	(homok/vályog)	közepes	0,04/0,06						
	2	(homok/vályog)	közepes	0,07/0,13						
	3	kukorica őszi búza	max. alacsony	0,70 3,00						175,0 20,0
			max.		<12,5			5,0		250,0

a : SAUERBECK és STYPEREK, 1986, 1988

tású növények szennyvíziszappal nem trágyázhatók (VERMES, 1989).

A különböző iszapadagokkal eltérő nehézfém-terheléseket kapott jelzőnövények nehézfém-tartalma semmilyen vagy csak minimális változást mutatott. A gabonák szemtermésében még a provokatív adagok hatására sem változott szignifikánsan a nehézfém-tartalom (SZLÁVIK et al., 1984; VERMES, 1989; VERMES & SZLÁVIK, 1982).

A szennyvíziszapok jelentős tápelem- és szervesanyag-tartalma hozzájárult a növények tápelemigényének biztosításához és javította a talajok művelhetőségét, vízgazdálkodási tulajdonságait. Hatására a kukorica szemtermése 0,5-2,0 t/ha-ral növekedett (PUSZTAI, 1990; VERMES, 1989). A nagy iszapmennyiségek szállítása és kijuttatása igen költséges, csak a tisztítómű közvetlen közelében való felhasználásuk tűnik gazdaságosnak. A szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése ugyanakkor szükséges rossznak tekinthető. A szennyvízzel és szennyvíziszappal kijuttatott nehézfémek megengedett mennyiségeit rendelet szabályozza.

E) Ipari és bányászati tevékenység toxikuselem-szennyezése (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, F, Mn, Ni, Pb, Zn)

A talajok levegőn keresztül nehézfém-szennyeződése komplex és igen változatos folyamatok eredménye. Még a meteoridarabok is - melyek első megközelítésre nem tűnnek súlyos szennyezőforrásnak - becslések szerint naponta 1000 t nagyságrendben érik el a Föld légterét (Chemistry and the Atmosphere, 1966). Fosszilis energiahordozók elégetése során mérhető mennyiségű fém kerül az atmoszférába. A szén (ABERNETHY et al., 1969; ABERNETHY & GIBSON, 1969; KESSLER et al., 1971) és a kőolaj (SHAH

et al., 1970a,b) fémtartalma is ismertté vált.

Az ipari tevékenységből fakadó környezetszennyezésről már igen régi feljegyzések is beszámolnak. 4000 éve a kínai Ming császárok fajansz porcelán-égető műhelyeinek kemencéiből származó fluor-hidrogén gáz a környező terület talaját, növényzetét károsította, és tette kopárrá az ott elterülő erdőséget (STEFANOVITS, 1977).

A következőkben néhány ipari üzem, gyár környezetszennyező hatását mutatjuk be.

HAZLETT és munkatársai (1983) egy kanadai nikkkel-réz olvasztó 12 km-es körzetében vizsgálták a talaj és növényzet nehézfém-terhelését. A feltalaj pH-ja csökkent, 2,4-es érték is előfordult. A délkeleti irányú 12 km-es keresztmetszetben az olvasztótól való távolság, a talaj szerves C-tartalma, az eróziós folyamatok befolyásolták leginkább a talaj fémtartalmát. A Ni kivételével a tippán és a nyírfa fémkoncentrációja az elfogadott határértékeken belül maradt. Regresszió-analízissel kimutatták, hogy a tippán fémkoncentrációja a talaj összes fémtartalmával, pH-jával és szervesanyag-tartalmával korrelál.

DALE & FREEDMAN (1982) egy elhagyott aranybánya környezetének arzén-szennyezettségét ismerteti. A salakok arzéntartalma igen heterogén volt, 0,12 és 7,2 % között váltakozott. Néhány növényfaj As-akkumulátornak mutatkozott: szittyó (*Juncus tenuis*): 834 mg/kg; zsurló (*Equisetum fluviatile*): 538 mg/kg és tippán (*Agrostis tenuis*): 579 mg/kg As. Tenyészedény-kísérletben a salakon nőtt paradicsom, retek és bab növények fejlődésükben szignifikánsan visszamaradtak a homokon termesztetthez képest. Növényi tápanyagoknak a salakhoz adagolása nem mérsékelte a

toxicitást. A salakon termett növények As-toleranciája retek → paradicsom → bab sorrendben csökkent. A salak meddőhányón átfolyó patakban 4 hétig nevelt hal szignifikánsan több As-t akkumulált, mint a kontroll-körülmények között nevelt.

VAJCSISZ és munkatársai (1988) egy N-műtrágyagyár 18 éves környezet-szennyező hatását vizsgálták. Az üzem környezetében megemelkedett az avar és a talaj könnyen oldható nehézfém-tartalma. Szintén feldúsult a tőzegmoha mikroelem- és nehézfém-tartalma is a N-műtrágyagyár szennyező hatása következtében. Különösen a Sr- és a Mn-feldúsulás jelentős. Az üzem évi kibocsátása 4630 t SO₂, 9874 t CO, 3862 t NO_x, 3734 t ammónia, 13860 t műtrágyapor. Az üzem környezetében 800 ha erdő kipusztult, 4000 ha jelentősen károsodott. Az üzemtől 12-14 km-re még tömeges, 20-45 km-re foltszerű károsodás fordult elő. A környezet pH-ja 4-5.

A hazai ipari eredetű környezetszennyezést Ajka példáján mutatjuk be.

KOVÁCS és munkatársai (1986) az Ajkán működő üvegyár, timföldgyár és hőerőmű környezetkárosító hatását vizsgálták. Az intenzív levegőszennyeződés következménye a városközpont fáinak károsodása, pusztulása. A szennyezőanyag elsősorban SO₂ (25.600 t/év), pernye (46.000 t/év), továbbá CO (779 t/év) és nitrogén-oxidok (4500 t/év), valamint fluoridok (250 t/év). A városi por 22 toxikus, mutagén, illetve karcinogén elemet tartalmazott. A gáz (SO₂, HF és NO_x) és a szilárd szennyezőanyagok súlyosan veszélyeztetik Ajka faállományát. A város belső területén a fák mintegy 70 %-a károsodott. A szálló por az alábbi potenciálisan toxikus elemeket tartalmazta: Al, Si, Ti, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Y, Zr, Nb, Ag,

Ba, La, Pb, U. Az elemek jelentős része a terhelés mértékétől függően felhalmozódik a fák leveleiben. A levelek kémiai összetétele alapján - mint akkumulációs indikátorokkal - meghatározható az ipari szennyeződésből származó elemek jelenléte, illetve felhalmozódása.

Az erőmű és timföldgyár közelében nagyobb mennyiségben az Al és Fe mutatható ki. A B feldúsulása a nagymennyiségű szén elégetésének a következménye (hőerőmű). A fák levelei a különböző elemek felhalmozásával bizonyos mértékig hozzájárulnak a levegő tisztításához, azonban a gáz- és por-szennyezés olyan mértékű, hogy a fák károsodásuk és pusztulásuk miatt ezt a szerepet csak korlátozott ideig lesznek képesek ellátni.

F) Az atmoszférából száraz és nedves ülepedéssel a területre jutó nehézfém-terhelés (Cd, Cu, Pb, Zn)

Néhány országban az atmoszférából száraz és nedves ülepedéssel az adott területre jutó, illetve a csapadék hatására felszíni elfolyással eltávozott nyomelem- és nehézfém-mennyiségekről KABATA-PENDIAS & PONDER (1984) tájékoztat. Szennyezett talajon termelt növények nehézfém-tartalma általában nagyobb. A talajtulajdonságok, különösen a nyomelemekkel kapcsolatos pufferképesség, bizonyos mértékig szabályozzák a nyomelemek mozgékonyágát és felvehetőségét. A karbonátos, illetve semleges kémhatású nehéz talajok pufferképessége, különösen, ha jelentős mennyiségű szerves anyagot és másfélszerves oxidot is tartalmaznak, többszörösen meghaladja a könnyű savanyú homoktalajok pufferképességét.

Magyarországon a Cd teljes (száraz + nedves) ülepedése BOZÓ (1993) szerint 1,5 g/ha/év, MÉSZÁROS et al. (1988) mé-

résai alapján 5,6-8,8 g/ha/év. 95 %-a Közép- és Kelet-Európából, 5 %-a hazai forrásból származik. A Pb teljes ülepedését BOZÓ (1993) 60-120, MÉSZÁROS 60-150 g/ha/év-nek becsüli. A fenti mennyiség 30 %-a Nyugat-Európából, 50 %-a Közép- és Kelet-Európából, 20 %-a Magyarországról származik.

G) A közlekedés nehézfém-szennyezése (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)

A benzinbe kopogásgátlás céljából kevert ólom-tetraetil a gépjárművek kipufogógázai útján jut a környezetbe. A levegő Pb-tartalmának 80 %-a a gépjárművek kipufogógázaiából származik, és az autópályák mentén ülepszik (LAGERWERFF, 1972). A forgalmas utak környezetének Pb-szennyezettsége kiterjedt kutatás tárgya.

COLLINS (1984) Új-Zélandban 23.000 jármű/nap forgalmú autópályától különböző távolságra vizsgálta a növényzet és a talaj Pb-terhelését. 4,2 m-re 197 mg/kg volt a vegetáció, 262 mg/kg a talaj Pb-tartalma. 300 m-re az úttól ezek az értékek 8, illetve 23 mg/kg-ra exponenciálisan csökkentek. A Pb koncentrációja nagy variabilitást mutatott mindkét oldalon. Az autópálya környezetének folyamatos juhlegelőként való használata az állatok májának és veséjének megnövekedett Pb-koncentrációját eredményezheti.

KÁDÁR (1993a) az M7-es autópálya mentén, az úttól különböző távolságra határozta meg a talaj és a gyepnövényzet nehézfém-tartalmát. Az ott kapott adatokat a szennyezetlen területek (forgalmas utaktól távol levő kísérleti telepek) talaj- és növényvizsgálati eredményeivel is szembeállítja.

LEH (1972) az NSzK-ban egy autópályától távolodva vizsgálta a természet

növények Pb-szennyezettségét (3. táblázat).

A toxikus elemek felvehetőségét szabályozó talajtulajdonságok

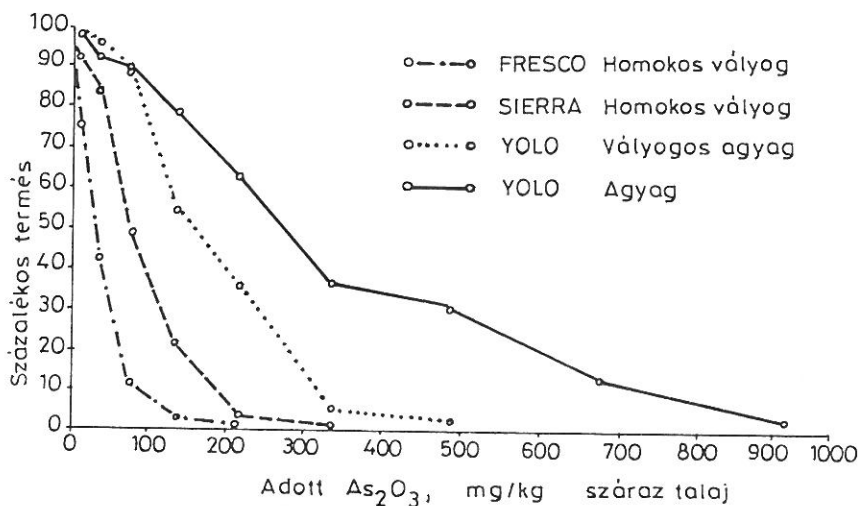
Környezetvédelmi szempontból a talajok talán legfontosabb tulajdonsága pufferkapacitásuk, a toxikus anyagokat többé-kevésbé felvehetetlen formában való megkötőképességük (VÁRALLYAY, 1990). Ezenkívül igen fontos még a talajmikrobák tevékenységéhez kötődő biológiai detoxikáló képességük is (pl. növényvédőszer-hatóanyagok környezetre nem vagy kevésbé káros formákra bontása). A talajok fixációs képességét főképpen a szervesetlen és a szerves frakció minősége, ill. részaránya, pH- és mészállapotuk, valamint redox potenciáljuk befolyásolja. Annak ellenére, hogy az egyes tényezők szerepe nehezen választható el egymástól, megkíséreljük azokat külön-külön is értékelni.

A) A szervesetlen talajalkotórészek

A talajok szervesetlen frakciója mind mineralógiai, mind kémiai szempontból összetett és igen változatos. A szervesetlen frakció jellemzésére használt egyik általános módszer a különböző méretű szemcsecsoportok mérésén alapszik. Eszerint homok (2,00-0,02 mm), iszap ill. por (0,02-0,002 mm) és agyag (<0,002 mm átmérő) frakciókat különböztethetünk meg. Ezek egymáshoz viszonyított aránya határozza meg, hogy egy-egy talaj fizikai félesége (kötöttsége) alapján milyen kategóriába tartozik. A hazai talajok fizikai félesége szerinti megoszlása az alábbi: 16% homok-; 10% homokos vályog-; 43% vályog-; 19% agyagos vályog-; és 7% agyagtalajok (VÁRALLYAY et al., 1980).

3. táblázat
A cukor- és takarmányrépa Pb-tartalma (mg/kg száraz anyag) az autópályától való távolság függvényében (LEH, 1972)

Távolság	Levél		Gyökér
	Mosatlan	Mosott	Mosott
< 5 m	25-33	17-22	1,9-4,1
50 m	11-28	9-15	1,3-3,7
> 100 m	8-17	6-17	1,7-3,0



1. ábra

A zab termésének változása különböző fizikai féleségű talajokon kijuttatott arzén hatására (ROSENFELS & CRAFTS, 1939)

A talaj szeretlen (ásványi) része kristályos vagy amorf anyag lehet. Az amorf Fe- ill. Al-hidroxid-gélek is igen jelentősek a nehézfémek adszorpciójában (JENNE, 1968). A kristályos alkotók leggyakrabban elsődleges (primer) ásványok. A primer szilikátok közül gyakori alkotórésze a talajképző kőzeteknek az olivin, a piroxének, az amfibolok, a csillámok és az ortoklász. Másodlagos szilikátok az agyagásványok - melyek a talajok ásványi részének legfontosabb csoportját alkotják (rétegszilikátok). A

szilikátokon kívül a Fe-, Al- és Mn-oxidok, valamint az egyéb ásványok (karbonátok, szulfátok és szulfidok, foszfátok, nitrátok és kloridok stb.) is fontos szeretlen alkotórészei a talajoknak. Számos fenti ásványban a nehézfémek kisebb mennyiségekben helyettesíthetnek más elemeket (FILEP, 1988; FÜLEKY, 1988; STEFANOVITS, 1981). A nagyobb ionok, mint pl. a Pb és a Cd kevésbé kötődnek meg az agyagásványok rétegei között. A szerves anyag viszont fixálja, komplex kötésbe viszi őket. A Co, Cr és

Ni kisebb átmérőjével megkülönböztetetten fixálódik az oktaéderes pozíciókban: a talajprofilban lévő eloszlásuk az agyagfrakció és a másodlagos ásványok eloszlásával nagyon jól korrelál (ANDERSSON, 1977).

A talajban lévő szerves (ásványi), szerves, valamint az ezek kapcsolódásával keletkezett szerves-ásványi kolloidok meghatározó fontosságúak a különböző nehézfém és egyéb kationok adszorbeálásában.

Az ásványi kolloidok közé tartoznak az agyagásványokon kívül a kovasavak, valamint Fe- és Al-hidroxidok és a finom ásványtörmelékek is. Az agyagásványok a talaj agyagfrakciójának legjelentősebb (szubmikrokristályos szerkezetű) komponensei. A kovasav, valamint Fe- és Al-hidroxidok amorf gélek formájában: $\text{Fe}(\text{OH}) \cdot n \text{H}_2\text{O}$, $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ válnak ki és csak átmenetileg kolloid sajátságúak. A kiszáradó talajokban ugyanis ki-kristályosodnak, így méretük megnövekszik, s elvesztik kolloid sajátságukat. Mennyiségük csak intenzív mállásban lévő barna erdő- és egyes réti talajokban számottevő. A kovasav gélek többnyire ortokovasav (H_4SiO_4), illetve az ezek kapcsolódásából keletkezett polikovasav molekulákból állnak. Az ásványtörmelékek a felaprózódott kőzet finom eloszlású, mállásnak ellenálló részei. A talaj agyagfrakciójában található meg elsősorban kisebb mennyiségben kvarcpor és csillám-por alakjában (FILEP, 1987).

Az agyagfrakció nagyobb fajlagos felülettel és nagyobb kémiai aktivitással rendelkezik, mint a homok vagy a por (iszap) frakció. Ezért a talajok szemcseösszetétele igen nagymértékben módosíthatja ugyanazon nehézfémadag toxikuságának mértékét.

A talaj kötöttségének a zab arzénmérgezéssel szembeni toleranciájára gyakorolt hatásáról ROSENFELS & CRAFTS (1939) tájékoztat. Azonos arzénadag kisebb toxicitású volt tehát a nagyobb agyagtartalmú, erősebben fixáló talajokon (1. ábra).

JÁSZBERÉNYI (1979) tenyészedénykísérletben megállapította, hogy a CdCl_2 formájában adott Cd 50 mg/kg adagja savanyú homoktalajon nagymértékben (52-64 %-kal), míg csernozjom talajon kevésbé (23-27 %-kal) csökkentette az olasz perje szárazanyag-hozamát. A savanyú homoktalajon már 10 mg/kg Cd is szignifikáns (11-16 %-os) terméscsökkenést okozott. Azonos Cd-adag esetén a savanyú homoktalajon az olasz perje 10-15-szörös Cd-mennyiségeket (!) képes felhalmozni a csernozjom talajon termelt növényhez képest (cit: GYŐRI et al., 1987).

Az ásványi talajok kationcserélő kapacitása (T értéke) 4 és 60 me/100 g közötti, szerves (pl. lúp) talajokban 200 me/100 g is lehet. A talajok kationcserélő kapacitása többszörösen meghaladja anioncserélő kapacitásukat, a kolloidok felületének túlnyomórészt negatív töltése következtében (WIKLANDER, 1964).

A korábbi megállapítások alapján nyilvánvaló, hogy a talajok kationcserélő kapacitása elsősorban az agyagfrakció ásványainak típusától és mennyiségétől, a szerves anyag természetétől illetve mennyiségétől és a talaj pH-jától függ. A homoktalajok 2-4 me/100 g talaj, a homokos vályog 4-10, a vályog 10-15, az iszapos vályog 10-25, az agyagos vályog és agyag talajok 20-60 me/100 g T-értékekkel jellemezhetők. Az adatok általánosításánál ugyanakkor óvatosnak kell lennünk, mivel pl. agyagtalajok alacsony szervesanyag-tartalommal, kaolinit típusú agyagásvány dominancia esetén csu-

pán 4 me/100 g talaj (!) T-értéket is mutathatnak. Bár extrémén magas pH felett a talajok T-értéke meredeken emelkedik, 5 és 7 pH között a pH emelkedésével vélhetően csupán 30 %-kal növekszik az eredeti értékhez képest.

B) A talaj szerves frakciója.

A szerves anyag élő (mezofauna és mikroorganizmusok) és élettelen (nem humusz anyagok és humusz) lehet. A talaj humusztartalma döntően a növényi maradványok lebomlásából származik. Egységnyi tömegű szerves anyagnak nagyobb a kation- és anioncserélő kapacitása, mint az ásványoknak, és így a talaj összes kicserélhető kapacitásához jelentősen hozzájárul. A nem humusz anyagokat szénhidrátok, N-tartalmú szerves vegyületek, lignin, szerves savak és szerves P-vegyületek alkotják. A humusz fulvosavakra, huminsavakra és humin anyagokra osztható (FILEP, 1987, STEFANOVITS, 1981). Magyarországon HARGITAI (1981) humuszminőségi vizsgálatokra alapozva bevezette a környezetvédelmi kapacitás és a stabilitási koeficiens fogalmát.

A szerves kolloidok amorf anyagok. Ide tartoznak a humuszkolloidok és nem humusz-jellegű szerves kolloidok (pl. poliszacharidok). A szerves kolloidok rendszerint jóval kisebb mennyiségben találhatók a talajban, mint az ásványi kolloidok, mégis rendkívül jelentősek, mivel a talaj szerkezetének kialakításában, víz- és tápanyaggazdálkodásában nélkülözhetetlenek.

A szerves-ásványi komplex kolloidok léte annak tudható be, hogy a talaj szerves- és ásványi alkotórészei nem függetlenek egymástól, hanem erősebb vagy lazább kapcsolatban vannak. A különböző minőségű kolloidok is egymáshoz tapadva fordulnak elő.

Az agyagásványokat és a vas- vagy alumíniumhidroxidokat részben vastagabb, vagy vékonyabb humuszhártya veszi körül. A montmorillonit pedig a kristályrács rétegei közötti belső felületen is megköt humuszmolekulákat, s az ily módon megkötött humusz a mikrobiológiai hatásokkal szemben igen ellenálló. A szerves anyag megváltoztathatja az ásványi kolloidok felületének sajátságait is.

Az agyagásványok felületén kovasav, vas-, ill. alumíniumhidroxid bevonat is képződhet. Az említett kölcsönhatások eredményeként létrejött, bonyolult összetételű kolloidokat a talaj ásványi-szeretlen komplexumának, vagy - adszorpciós sajátságai miatt - adszorpciós komplexumnak nevezzük, bár tudjuk, hogy az adszorpcióban mind az ásványi, mind a szerves kolloidok önmagukban is részt vesznek (FILEP, 1987).

C) A pH- és mészállapot.

JÁSZBERÉNYI (1979) tenyészedény-kísérletben úgy találta, hogy a meszezés mérsékelte a Cd terméscsökkenő hatását olasz perjében. Savanyú homoktalajon a 2 és 10 mg/kg Cd-kezelésekben a CaCO_3 hatására jelentősen csökkent a növény Cd-felvétele. A talaj nagy (50 mg/kg) Cd-tartalma esetén a meszezés csak kismértékben csökkentette a perje kadmium-felvételét (4. táblázat).

VÁRALLYAY és munkatársai (1993) a hazai talajok savas terheléssel szembeni eltérő tűrőképességét országos talajtérképen ábrázolták. A további savasodásra leginkább érzékenyek a már amúgy is savanyú, kis pufferkapacitású homoktalajok. STEFANOVITS (1989) a talajok környezeti pufferkapacitását azok karbonát-, humusz- és agyagtartalma pufferkapacitása összegeként értelmezi. Az egyes összetevők súlyozottsága becslésekor több, egzakt módon mérhető talaj-

4 táblázat

A meszezés hatása az olasz perje Cd koncentrációjára savanyú homoktalajon, mg/kg (JÁSZBERÉNYI, 1979)

Tápanyag-ellátás (A)	Meszezés (B)	Cd szintek, mg/kg (C)				Átlag
		0	2	10	50	
Két tápanyagszint átlaga	Mész nélkül	2	10	54	109	44
	Meszezett	1	7	21	95	31
	Átlag	2	9	37	102	37

tulajdonság szerepel a közölt képletekben.

Meszes csernozjom talajon ($\text{CaCO}_3 = 5\%$) szabadföldi kísérletben az oldható formában adott 810 kg/ha Cu-adag sem volt fitotoxikus (KÁDÁR, 1992). Savanyú homokon ugyanakkor erőteljes termés-csökkenés lépett fel Cu-adagolás hatására szintén szabadföldi kísérletben (LEXMOND, 1980).

D) Oxidációs-redukciós folyamatok

A talaj oxidációs-redukciós (redox) állapota gyakran változik, és ez a változás leginkább a C, N, O, S, Fe és Mn elemek talajban való viselkedésére hat. Emellett az Ag, As, Cr, Cu, Hg és Pb elemek kémiai tulajdonságai is változhatnak eltérő redox viszonyok mellett (SPOSITO, 1983). A talaj redoxi rendszerét STEFANOVITS (1981) ill. FILEP (1987) ismerteti átfogó módon.

Az oxidáció elektronleadással, a redukció elektronfelvétellel jár. Az oxidált és redukált anyagokat együtt tartalmazó rendszereket redoxi rendszernek nevezük. A redoxi rendszerek jellemzésére a redoxipotenciál (E_h) szolgál.

Minél több az oxidált alkotórész a rendszerben, annál nagyobb a redoxipotenciál értéke. A talajok redoxipotenciálját alapvetően a talaj levegőellátottsága szabja meg. Minden olyan tényező, mely a talaj levegőzöttségét befolyásolja

(pl. a nedvességtartalom, a szemcseösszetétel, stb.) a redoxipotenciálra is hatással van. A talaj átmedvesedésekor a redoxipotenciál csökken, száradás során pedig nő.

A talajok redoxipotenciálja (E_h) többnyire -300 és +600 mV közötti. Csernozjomokban 450-600 mV, a nedvesebb (víz hatása alatt képződött) réti talajokban 100-200 mV körüli, vízzel borított területeken pedig 2-3 hét alatt -150, sőt -300 mV-ra lecsökkenhet.


A különböző anyagok redukciója vagy oxidációja meghatározott sorrendet követ. A legerősebb elektronakceptor a talajban a molekuláris oxigén. Másodlagos elektronakceptorok: NO_3^- -ionok; Mn(III)- és Mn(IV)-oxidok és a MnOOH; Fe(III)-vegyületek (Fe_2O_3 , FeOOH stb.); SO_4^{2-} ionok, valamint nagyon alacsony redoxipotenciál esetén egyes szerves anyagok. A legerősebb elektrondonorok a növényi maradványok és a talaj szerves anyagai (szerves-C). Másodlagos elektrondonorok a szerves anyagok nitrogén- és kéntartalmú csoportjai ($-\text{NH}_2$, $-\text{NH}$, $-\text{SH}$); az NH_4^+ ionok; HS^- ; S^{2-} ; Fe^{2+} és Mn^{2+} (FILEP, 1988).

Minél kisebb egy talaj redoxipotenciálja, annál többféle komponens kerül redukált állapotba és fordítva. Másrészt kitűnik, hogy adott E_h -nál több anyag oxidációja és redukciója folyhat egyidejűleg.

Egyes kémiai elemek tulajdonságai jelentősen különböznek, attól függően, hogy oxidált, vagy redukált formában szerepelnek (MITCHELL, 1967). Például a nitrát-nitrogén (NO_3^-) a talajban igen mozgékony, de amikor ammónium-nitrogénné redukálódik (NH_4^+), kationcsere és adszorpciós folyamatok révén immobilizálódhat. A vas oxidált formájában (Fe^{3+}) gyakorlatilag immobil a talajban, a redukált formája (Fe^{2+}) ugyanakkor viszonylag oldható.

A nehézfémek kémiai reakciói a talajban

A (nehéz)fém-ionok igen változatos kötési formákat hozhatnak létre a talaj folyékony, ill. szilárd fázisában. Az egyes formák legtöbbször dinamikus egyensúlyban állnak egymással. Amennyiben pl. nagymennyiségű fémiont juttatunk a talajba, az adszorpciós, csapadékképzési stb. folyamatok erősödnek fel. Ha viszont a talaj pH-ja savas irányba tolódik el, növekedhet a talajoldatba jutó fémionok mennyisége.

	Kötésforma	Példák
Folyékony fázisban	1/ Szabad hidratált ion	$[\text{Ca}(\text{aq})]^{2+}$, $[\text{Na}(\text{aq})]^+$, $[\text{Cu}(\text{aq})]^{2+}$, $[\text{Fe}(\text{aq})]^{3+}$
	2/ Ionasszociációk és szervetlen komplexek	CaHCO_3^+ , CaSO_4^0 , CdCl^+ , AlSO_4^+ , CuOH^+ , AlOH^{2+}
	3/ Vízoldható szerves komplexek	 : (M) -fulvósav; (M) -lipid;
	4/ Diszpergált kolloidok	$\text{Fe}(\text{OH})_3 \cdot n \text{H}_2\text{O}$; $\text{Mn}(\text{OH})_4$; Fe OOH
Szilárd fázisban	5/ Csapadékok	CdS , FeS , PbCO_3 , CdCO_3 , CuCO_3
	6/ Kicszerélhető és specifikusan adszorbeálva a kolloidokon	(M) - humát; (M) - agyagásvány; (M) - hidroxid csapadék
	7/ Rácsalkotó ionok a szilikátokban	Primer szilikátok, agyagásványok

(M) = fémion

2. ábra

Fémionok fontosabb kötési formái a talajban (FILEP, 1994)

A fémionok fontosabb kötési formáiról a talajban FILEP (1994) tájékoztat (2. ábra). A folyékony fázisban a fémionok szabad hidratált ionok formájában, ion-asszociációkban és szervetlen komplexekben, vízzoldható szerves komplexekben ill. diszpergált kolloidok alkotórészeként létezhetnek. A szilárd fázisban csapadék formájában; a kolloidokon kicserélhető formában, ill. specifikusan adszorbeálva található, ill. a szilikátokban rácsalkotó ionokká válhatnak (FILEP, 1994).

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében egy multidiszciplináris project keretében 1992 és 1994 között vizsgálták egyes toxikus elemek (Cd, Cr, Ni, Pb és Zn) elmozdulását nagyméretű, bolygatatlan talajoszlopokon. A kiválasztott elemeket a "Szennyvíziszapok mezőgazdasági alkalmazásának irányelvei" (1990) szerint megengedhető terhelésnek megfelelő, illetve azt maximálisan 100-szorosan meghaladó koncentrációban, provokatív terhelésként alkalmazták. A szennyező elemeket fémmel dúsított közüzemi szennyvíziszap, illetve a fémek nitrát sóinak formájában adták.

A kutatás során a nehézfémek talajprofilban való mozgására, ill. megkötődésére vonatkozó eredmények az alábbiakban foglalhatók össze:

Három hónappal azután, hogy fém-nitrátokkal dúsított szennyvíziszapot keverték a bolygatatlan talajoszlopok felső 10 cm-es rétegébe, az alkalmazott terhelések túlnyomó hányada a felső 10 cm-ben maradt. A salétromsavas feltárás után mért (teljes) koncentrációk jól tükrözték az eredeti terheléseket. A centrifugálással nyert talajoldatban átlagosan 3 nagyságrenddel kisebb volt az elemek koncentrációja, mint a szilárd fázisban (CSILLAG et al., 1994; LUKÁCS et al.,

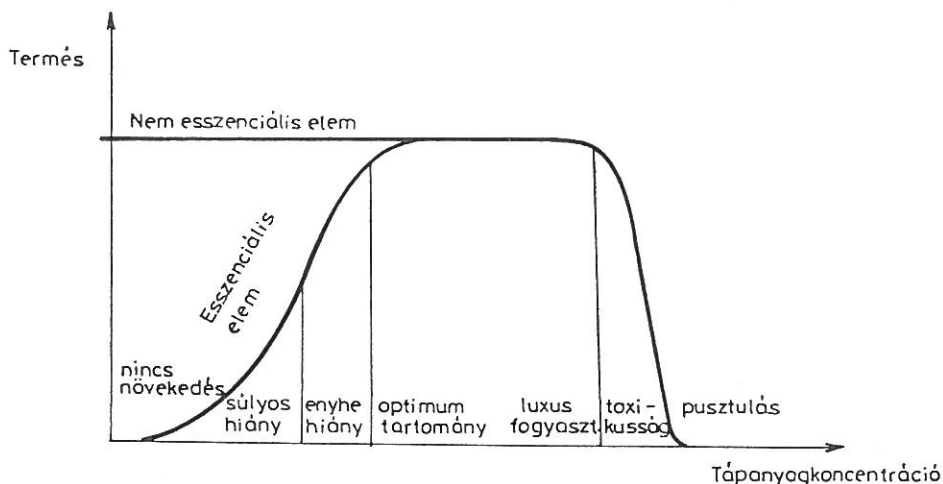
1994). Azonban a mobilisabb Cd, Ni és Zn felvehetősége, melyet a folyadék- és szilárd fázisban mért koncentrációk arányával (SA, soil availability) jellemeztek, lényegesen nőtt az eredetileg szennyezett zóna alatti 5-10 cm-es talajrétegben is.

Bolygatott talajmintákon végzett kiegészítő kísérletekben megállapították, hogy az adszorpciós idő növelésekor az elemek talajoldatba jutó mennyisége a talaj növekvő nedvességtartalmával hiperbolikus összefüggésben csökkent (NÉMETH et al., 1993a). A szennyezett talaj kiszáritása és újranedvesítése az állandóan nedvesen tartott talajhoz képest csökkentette az elemek talajoldatba való jutását. Az irodalmi adatokkal egyezően a talaj folyadékfázisában a Cr és Pb visszanyerési %-a jóval kisebb volt, mint a mobilisabb Zn és Cd elemeké (NÉMETH et al., 1993b, 1994).

A koncentráció szerepe a növények mérgezési tüneteinek kiváltásában

Egy elem egy határkoncentráció felett toxikussá válik, amikor gátolja a növény növekedését vagy anyagcseréjét. Még a létfontosságú elemek is toxikussá válhatnak a növekedésre optimális szint felett (PAIS, 1991), és a 3. ábra idealizált görbét követik.

A fentieket támasztják alá SZ. NAGY és KÁDÁR (1991) eredményei is, akik perlites Hoagland-Snyder tápoldat-kultúrában vizsgálták többek között a N, P és K növekvő koncentrációjának hatását a tavasziárpa-hajtás hozamára. A standard Hoagland-Snyder oldat koncentrációi az alábbiak: N: 252; P: 37; K: 282; Ca: 240; Mg: 60 mg/l. Az egyszeres koncentrációhoz képest mind az alacsonyabban (tápelemhiány), mind a magasabb



3. ábra

Az esszenciális és nem esszenciális elemek, illetve vegyületek hatása a szárazanyag-termelésre

koncentrációk (toxikuság) a hajtástömeg csökkenéséhez vezetnek.

A közeg minőségétől függően ugyanakkor igen különböző lehet a toxikus-elem-koncentráció nagysága. Oldatkultúrában nevelt növények már 1-2-5 mg/l oldatkonzentrációnál toxikus tüneteket mutathatnak, míg a nagy pufferkapacitású talajokban neveltek sokszor ennél egy-két nagyságrenddel nagyobb koncentrációnál sem károsodnak. A tengeri eredetű élelmiszerek nehézfém- és egyéb toxikus-elem-tartalma ezért is jóval nagyobb a szárazföldi eredetűnél.

Az egyes elemek különböző vegyületformái eltérő koncentrációk esetén válhatnak toxikusá ugyanabban a közegben.

Létezik tehát egy optimális tápelem-koncentráció-tartomány, mely egyes elemekre (pl. Mo, B stb.) igen szűk lehet. A nem esszenciális elemek a kritikus talaj-koncentráció alatt nem mutatnak hatást, felette viszont a potenciális toxikus hatás nyilvánvaló. BOWEN (1966) megkísérli az elemeket toxikuságuk szerint rangsorolni:

a) Nagyon toxikus ionok, melyek a teszt növényeket már 1 mg/kg oldatkonzentráció alatt károsítják, pl. Ag^+ , Be^{2+} , Hg^{2+} , Sn^{2+} és lehetséges, hogy a Co^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} és CrO_4^{2-} is.

b) Közepesen toxikusak, amelyek 1 és 100 mg/kg közötti oldatkonzentrációban mutatnak gátlást. Ebbe a csoportba tartoznak: az arzénát, borát, bromát, klorát, permanganát, molibdát, antimonát, szelenát, az Ac^{3+} , Ba^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{6+} , Cr^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} stb.

c) Gyengén toxikusak, melyek ritkán mutatnak károsító hatást még 1800 mg/kg oldatkonzentráció felett is, mint pl.: Cl^- , Cr , I , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Rb^+ , Sr^{2+} , Li^+ , NO_3^- , SiO_4^{2-} , Ti^{4+} stb.

Igen tanulságosak lehetnek az egyes potenciálisan toxikus elemek szabadföldi kísérletekben való vizsgálatai. KÁDÁR (1993b) egy löszön képződött meszes csernozjom talajon 13 elem 0-90-270-810 kg/ha adagjának hatását ismerteti a kukorica termésére és toxikus-elem-tartalmára. Az elemeket oldható sók formájában juttatták ki.

Főbb megállapításait az alábbiakban foglalják össze:

"1. A vizsgált elemek, illetve vegyületformák közül fitotoxikusnak mutatkozott az Al, Cr, Mo, Cu, Ni, Se, 4-6 leveles korban. A betakarításkori szemtermést bizonyíthatóan a Cr, Mo, Pb, Se csökkentette, tehát az alkalmazott 13 sóból 4.

2. Az első év folyamán még NH_4 -acetát-EDTA oldható, azaz felvehetőnek tekintett frakció formájában maradt a Cr 3-10; Al és As 10-20; Ba, Mo, Ni, Se, Sr 20-40; Zn, Pb, Cu 40-50; valamint a Cd 100 %-a a szántott rétegben, a talajban.

3. A mikroelemek dúsulása az alábbi átlagos értékeket érte el a növényi részekben maximális terhelés hatására. Gyökérben: Al, As, Ni, Pb 0-30 mg/kg; Hg, Se, Sr, Cu 30-60; Ba, Zn, Cr 80-150; Cd 270; Mo 990 mg/kg. Szárban: Al, As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb 5 mg/kg alatt; Se, Sr 11-15; Ba, Cd, Zn 40-50."

4. A meszes vályogtalajon még a 810 kg/ha adagú kationos formákban kijuttatott fémek sem károsítottak. A 7,4 pH-jú lúgos (semlegeshez közeli) kémhatású talajon az anionos formában adott elemek (arzenát, molibdenát, szelenát, kromát) viszont erőteljesen fitotoxikusnak bizonyultak (KÁDÁR, 1993b).

A koncentráció-hozamcsökkenésto-kus-elem-felhalmozás kapcsolatáról TAYLOR és ALLISON (1981) tájékoztat. A lucerna károselem-feldúsulása a szénahozam csökkenését eredményező nehézfémadagtól kezdődően emelkedett méredekben a Cd és a Ni vonatkozásában.

Egyes fémek, pl. Fe, Mn, Cu, Zn kis mennyiségben létfontosságúak a mikroorganizmusok számára is a biomasz szintéziséhez és anyagcseréjéhez. A nem létfontosságú fémeknek a talajmikrobák növekedésére és aktivitására gyakorolt hatása nem eléggé feltárt. DRUCKER et al.

(1974) az ezüstöt és a higanyt találta a leginkább toxikusnak 1 mg/kg koncentrációnál a CO_2 -képződésre és az összes biomasz-képződésre. PORTER (1946) a fémeknek a baktériumokra való alábbi csökkenő toxicitási sorát állapította meg: $\text{Ag} > \text{Hg}^{2+} > \text{Cd} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zr} > \text{Te} > \text{Pb} > \text{Be} > \text{Cr}^{3+} > \text{Ba} > \text{Sr} > \text{Li}$. Így a mikroorganizmokra leginkább toxikus fémek esetében a talaj agyag- és szervesanyag-tartalma, a fémszorpció útján mérsékli a toxicitást. A mikrobiális aktivitás révén a talajban folyamatosan termelődnek olyan szerves vegyületek, amelyek kelátokat képeznek a fémionokkal. Ezek a szervesfém-komplexek jól oldódnak (LINDSAY, 1979), azonban le is bomlanak, így az aktuális oldhatófém-koncentrációt a keláló szerves anyagok szintézisének és lebontásának aránya szabja meg. A szennyvíziszap-elhelyezés talajmikrobiológiai problémáit SZILI KOVÁCS (1985) ismerteti.

BECK (1981) oldható Cd-, Cr-, Zn-, Cu-, Ni- és Hg-sók hatását vizsgálta baktériumokra és gombákra, in vitro és in situ. Hatásuk az izolált mikrobákra erősen toxikus volt, a természetes talajokban élőkre kevésbé. A Hg kivételével a gombák 10-50-szer ellenállóbbak voltak a nehézfémekkel szemben, mint a baktériumok. A nitrifikációt a Cd, Cu és Ni kevésbé befolyásolta, mint a Cr, Zn és Hg, melyek erősen csökkentették azt.

A növények nehézfém-felvétele

A makrotápelemek, különösen a kálium és a kalcium felvételi mechanizmusa jórészt ismert. A mikroelemek közül a vas felvételi sajátosságairól tudunk a legtöbbet. A nehézfém-ionoknak a növény-gyökérfelülethez való mozgása és ezt követő felvételi mechanizmusa, a

növényen belüli transzlokációjának leírása a még oly fontos nehézfém - a Cd - esetében sem feltárt. Az agronómiai kutatásnak empirikus adatok nyerésére, modellek kidolgozására kell koncentrálnia, hogy a fémek tartamhatása előrejelezhető legyen a talaj-növény rendszerben.

A fémeknek a növény gyökeréhez való mozgása:

BARBER (1974) három folyamatban jellemzi a fémeknek a gyökérhez történő mozgását: intercepció, tömegáramlás és diffúzió. A gyökérváladékok és a gyökérről való érintkezés az egyébként oldhatatlan formában levő fémeket feloldhatja (BROMFIELD, 1958), ami a növény általi felvételét eredményezheti. A kontakt kicserélési intercepciót JENNY és OVERSTREET (1959) írta le először, megállapításait ugyanakkor a 80-as évek elején végzett kutatások nem erősítették meg.

Ahogy a víz a gyökerek felé mozog, hogy felvétele és transpirációja megtörténjen, az oldott fémionok vele együtt a gyökerek felületéhez mozognak a tömegáramlás útján. Az ily módon szállított fémek mennyisége függ: 1. a fémionnak a talajoldatban való koncentrációjától; 2. a gyökérhez mozgó víz mennyiségétől, amely a metabolizmushoz és a párolgathatáshoz szükséges; és 3. a növény fém-mel szembeni viselkedésétől. Az egyes fémionok diffúziója a koncentrációgradiens irányába történik. Amikor a gyökerek fémion-adszorpciója meghaladja az intercepciót és a tömegáramlás útján felvett, a különbség a diffúzióknak tudható be. A fémionok talajban való koncentrációját és gyökerekhez való transzportját alapvetően a pH, kelátképző anyagok jelenléte vagy hiánya és a transzspiráció mértéke szabályozzák.

A fémeknek a növény gyökere általi adszorpciója

A fém-mikroelemek növény általi felvételi mechanizmusáról MOORE (1972) ad elméleti ismertetést. Az iontranszport három fő modelljét írja le: 1. elektrokémiai potenciálok; 2. Donnan-féle egyensúly; 3. Carrier-elmélet.

CHANEY (1975) néhány fémion növények általi felvételi kinetikájáról közöl elméleti ismereteket. Megállapítja, hogy a gyökérfejlődés során a mikroelemeknek a gyökérbe való bejutási helyeiről keveset tudunk. Maximális Fe-felvételt a gyökércsúcs mögött 1-10 cm távolságra levő gyökérszegment mutatott. Az egyes fém-kelát komplexek versenyezhetnek a gyökér aktív felvételi helyeiért. A fémion számára a gyökérzet egy olyan hengerként is leírható, amely ioncserélő helyekkel van borítva, és kelátképzők és egyéb fémek oldatával van megtöltve.

TIFFIN (1972) úgy találta, hogy a Ni és Cu hasonló tulajdonságú a kelátképzésben a gyökér- és xilem-nedvekben. A földimogyoróban Ni- és Cu-hordozókat különített el. Két nemfehérje-aminosavat talált, melyek az elektroforézis során a Ni-t és a Cu-t hasonló távolságra szállítják. Ezek az aminosavak a Cu-t sokkal erősebben kötik, mint a Ni-t és nehézfém-transzport szerepük van a gyökér-citoplazmában és a xilem-nedvekben.

CHANEY (1975) feltételezi, hogy a fémfelvétel az alábbiak szerint történik:

a) A Fe-hez hasonló fémek erős, lassan cserélő kelátokat képeznek, és az epidermiszből a levelekbe változatlan formában juthatnak.

b) a Cu- és Ni-hez hasonló fémek a szerves kelátképzőkkel a Fe-hez hasonló kelátokat alkotnak, a réz-kelát viszont

5. táblázat
A növények As-mérgezéssel szembeni toleranciája (OVERCASH & PAL, 1979)

Nagyon toleráns*	Meglehetősen toleráns	Alacsony tolerancia
spárga	cukorrépa	lucerna
sárgarépa	takarmányrépa	árpa
szeder	borsó	uborka
szőlő	réti perje	limabab
tök	földimogyoró	hagyma
rozs	típpan	paprika
szudáni fű	sütőtök	rizs
dohány	csomós ebir	bab
paradicsom	földieper	áfonya
tarlórépa	cukornád	lóhere
bükköny	csemegekukorica	koreai here
burgonya	zab	
reték	búza	

* MORRIS & SWINGLE (1927); MORRIS (1938); LIEBIG (1966) alapján

sokkal kevésbé képes a xilembe jutni, mint a vas-kelát.

c) A Zn és Mn-hez hasonló fémek oldhatóak maradnak és így a kelátok csak igen kis mértékben szabályozzák mozgásukat.

d) A Pb-hez hasonló fémeket a foszfátok kicsaphatják, vagy kevert kelát-csapadékot alkothatnak a gyökérszet ioncserélő felületén.

e) A Hg-hoz hasonló fémek nagyon stabil, lassan cserélő makromolekulákhoz vagy az ioncserélő felülethez kötődnek, és nem elég oldhatók ahhoz, hogy a xilem parenchima sejteket elérjék és a xilembe lépjenek.

A növények összes fémakkumulációja sok tényező függvénye.

Növény-specifikus tényezők a nehézfém-felvételben. A nehézfém-toxicitás folyamata

Mint a biomonitoring során utaltunk rá, az egyes növényfajok nehézfém-toxicitás iránti érzékenysége igen különböző lehet. Az ellenállóbb fajok hajlamosab-

bak lehetnek a nehézfém-akkumulációra. Az arzénmérgezéssel szembeni tolerancia nagyságáról OVERCASH és PAL (1979) ad tájékoztatást a különböző növényekre vonatkozóan (5. táblázat).

Egy-egy növényfajon belül az egyes fajták is eltérő toxicitást, károsselemlhalmozást mutathatnak. Jó példa erre a nagy alumínium-toleranciájú, erősen savanyú talajokon is termesztendő, újabb nemesítésű búzafajták sora.

HINESLY et al. (1982) a Cd-felhalmozásra szelektált Mo 17 x H 98 és a Cd-t csak kis koncentrációban felvevő Oh 545 x B 73 kukoricahibridek termését és növényi részeinek Cd-tartalmát vizsgálta Blount iszapos vályogtalajon (pH = 7,4) split-plot elrendezésben beállított Cd-tartalmú szennyvíziszap-öntözéses szabadföldi kísérletben. A kísérlet 12 éve után, 1980-ban a 0-15 cm talajrétegben 0,7-9,0-14,3-26,3 mg/kg volt a Cd-tartalom, HCl-HF-os feltárás után az évente többszöri 0-6,4-12,7-25,4 mm barázdás szennyvíz-öntözéses kezelésben. A koncentrációk abszolút szárazanyagra vonatkoznak (6. táblázat).

6. táblázat
Cd felhalmozásra és Cd kizárásra szelektált kukorica hibridek Cd-koncentrációja
(HINSLEY et al., 1982)

Év	Cd-felhalmozó hibrid					Cd-kizáró hibrid				
	0,7	9,0	14,3	26,3	SzD _{5%}	0,7	9,0	14,3	26,3	SzD _{5%}
	mg/kg Cd a talajban					mg/kg Cd a talajban				
<i>Szemtermés, t/ha</i>										
1979	9,26	10,10	10,30	8,71	NS	10,90	11,60	12,70	12,90	1,32
1980	9,02	9,08	8,56	7,76	NS	10,10	10,00	9,48	9,30	NS
<i>Virágzáskori levél, mg Cd/kg</i>										
1979	1,0	8,8	18,7	37,2	5,6	0,2	1,5	4,4	13,0	4,7
1980	0,9	9,5	21,8	41,0	6,4	0,1	0,8	2,6	7,0	0,9
<i>Szem, mg Cd/kg</i>										
1979	0,08	0,6	0,9	1,5	0,2	<0,06	<0,06	<0,06	0,11	0,05
1980	0,09	1,0	1,1	1,8	0,3	<0,06	<0,06	<0,06	0,10	NS
<i>Szár, mg Cd/kg</i>										
1979	1,2	10,3	23,9	34,7	15,5	0,3	1,8	4,2	11,5	3,7
1980	1,4	14,2	24,9	44,4	12,4	0,3	1,9	3,5	13,2	5,2

NS = nem szignifikáns

A két hibrid szöveteinek Cd-tartalmában jelentkező különbségek a növény-nemesítés lehetőségeit érzékeltetik a táplálékáncon keresztül történő nehézfém-terhelés csökkentésében.

A nehézfém-toxicitás LISK (1972) feltevézése szerint egy vagy több, alábbi folyamat eredményeként jön létre:

1. Legtöbb fém toxikus szinten enzimgátló tulajdonságú. A Cu és Hg erős affinitással bír az enzimek aktív helyeire való jutásra. Ezek a fémek szerves molekulákkal kelátot képeznek és így átjutnak a sejtmembránokon.

2. A Hg, Pb, Cu, Be, Cd és Ag az alkáli foszfatáz, a kataláz, a xantin oxidáz és ribonukleáz enzimeket gátolja.

3. Az Al, Ba és Fe-hez hasonló fémek a PO_4^{3-} , SO_4^{2-} stb. anionokkal csapadékat képesnek, vagy kelátosódnak egy metabolittal és megakadályozzák további metabolizmusukat.

4. A nehézfémek katalizálhatják az esszenciális metabolitok lebomlását. Így pl. lantán jelenlétében meggyorsul az ATP lebomlása.

5. A nehézfémek, pl. Au, Cd, Cu. és Fe^{2+} reakcióba léphetnek a sejtmembránokkal, megváltoztathatják áteresztő képességüket, egyéb tulajdonságaira is hathatnak, sejtmembránokat átszakíthatnak.

6. Némely nehézfém más esszenciális fémekkel versenyezhet és helyettesítheti őket, funkciójukat teljesen átveheti, pl. a Li a Na-t, Cs a K-t és a Ba a Ca-t.

7. Bizonyos nehézfémek mint anti-metabolitok léphetnek fel, pl. szelenát, arzenát, klorát és borát, és elfoglalhatják az általában foszfátok, szulfátok és nitrátok által betöltött helyeket.

A nehézfém- és egyéb toxikus elem-mérgezés tüneteit természetett növényeinkben KABATA-PENDIAS és PENDIAS (1989) foglalja össze (7. táblázat).

7. táblázat

A károselem toxicitás tünetei növényeken (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1989)*

Elem	Tünetek	Érzékeny növények
Al	Erőteljesen gátolt növekedés, sötétzöld levelek, a szár bíborszínű elszíneződése, levélcúcsok elhalása, koralloid és károsodott gyökérzet.	gabonafélék
As	Idős leveleken vörösesbarna nekrotikus foltok, a gyökerek sárgás és barnás elszíneződése, visszamaradt bokrosodás.	-
B	Levélszél vagy -csúcs klorózis, leveleken pontszerű barnulás, mérsékelt növekedés, idősebb levelek hervadása és elhalása.	gabona, burgonya, paradicsom, uborka, mustár, napraforgó
Cd	Levelek széle elbarnul, klorózis, vöröses levélerek és levélnyél, összekunkorodó levelek, barna, csökkent növekedésű gyökérzet.	pillangósok (bab, szója), spenót, retek, sárgarépa, zab
Co	Érkezötti klorózis új leveleken, melyet indukált Fe-klorózis követ, valamint a levélszél és -csúcs kifehéredése, károsodott gyökércsúcs.	-
Cr	Új levelek klorózisa, gyökérmnövekedésben károsodás.	-
Cu	Levelek sötétzölddé válása, melyet indukált Fe klorózis követ, vastag, rövid, vagy "szögesdrót"-gyökérzet, gátolt bokrosodás.	gabona, pillangósok, citrus csemeték, gladiólusz, spenót
F	Levélszél és -csúcsi nekrosis, a levelek klorotikus és vörösesbarnás pettyezettsége.	gladiólusz, szőlő, gyümölcsfa, fenyő
Fe	Sötétzöld levélzet, gátolt föld feletti és -gyökér növekedés, néhány növénynél sötétbarna-bíborszínű levélzet (pl. rizs bronz betegsége)	rizs és dohány
Hg	A hajtás és gyökérzet súlyosan gátolt növekedése, levélklorózis, levelek barna pöttyözöttsége.	cukorrépa, kukorica, rózsa
Mn	Idős levelek klorózisa és nekrotikus sérülése, feketésbarna vagy piros nekrotikus foltok, MnO ₂ részecskék felhalmozódása az epidermisz-sejtekben, levélcúcs elhalás, gátolt növekedésű gyökérzet.	gabonafélék, pillangósok, burgonya, káposzta
Mo	Levelek sárgulása vagy barnulása, gátolt gyökér növekedés, gátolt bokrosodás.	gabonafélék
Ni	Új levelek érkezői klorózisa, szürkészöld levelek, barna, gátolt növekedésű gyökérzet.	gabonafélék
Pb	Sötétzöld levélzet, idősebb levelek elhervadása, gátolt növekedésű hajtás, barna, rövid gyökérzet.	gabonafélék
Rb	Sötétzöld levélzet, gátolt hajtás- és hajtásszám növekedés.	-
Se	Érkezői klorózis vagy fekete foltosság 4 mg/kg körüli Se-tartalomnál; fiatal levelek teljes kifehéredése vagy sárgulása, magasabb Se-tartalomnál rózsaszínű foltok a gyökérzetben.	-
Zn	Klorotikus és nekrotikus levélcúcs, új levelek érkezői klorózisa, a teljes növény gátolt növekedése, sérült, szögesdróthoz hasonló gyökérzet.	gabonafélék, spenót

*BERGMANN & CUMAKOV (1977), FOX et al., (1978), KABATA-PENDIAS & PENIDAS (1979), KITAGISHI & YAMANE (1981), MENGEL & KIRKBY (1978), valamint SINGH et al. (1980) alapján

A nehézfémek növényen belüli transzlokációja

Mindenképpen megnyugtató annak ismerete, hogy a növényi eredetű táplálékunk döntő részét kitevő gabonamagvak (kenyér, rizs, növényi olajok, margarin) és a bogyósok, a gyümölcsök a nehézfémeket leginkább kizáró növényi szervek. A burgonyagumó (mint raktározásra módosult szár) szintén viszonylag jól kizárja a nehézfém-felvételt (GARMAS, 1982) (8. táblázat).

A burgonya (gumó) és a paradicsom (bogyó) adták a legtisztább fogyasztható terméseket a nehézfémeket kapott kezelésekben. Az ellenkező végletet a "gyökérszövedégek": sárgarépa és retek képezték.

A jelentős mennyiségű nehézfémeket tartalmazó talajokon ezért kerülni kell az élelmiszer-növények termesztését. Különösen veszélyes az ezeken a talajokon nőtt levél-, illetve gyökérszövedégek (saláta, spenót, sóska, hagyma stb.) fogyasztása. Nem mellékes ugyanakkor annak ismerete sem, hogy a burgonya, sárgarépa hámozásakor éppen a leginkább, feltehetően aktív felvétellel szennyezett bőrszöveti részeit távolítjuk el. Extrémén szennyezett talajokon viszont az egyébként kevésbé felhalmozó növényi részek is feldúsulhatnak káros elemekben (BINGHAM et al., 1975, 1976). A piacokon árult zöldségfélék nehézfém-tartalmának ellenőrzésére egyre gyakrabban kerül sor az esetleges szennyezőforrások kiszűrése céljából.

8. táblázat

A Pb, illetve Cd hatása zöldség-növények emberi fogyasztásra szánt részének, valamint különböző szerveinek Pb-, illetve Cd-tartalmára, mg/kg (GARMAS, 1982)

Növény	Kezelés	Gyökér	Szár	Levél	Emberi fogyasztásra szolgáló növényi rész
Pb					
Paradicsom	0	5,9	3,7	8,7	1,6
	+ Pb	168	33,5	33,3	1,6
Burgonya	0	5,0	3,1	8,8	0,8
	+ Pb	352	29,0	11,0	3,3
Káposzta	0	2,1	-	3,8	1,9
	+ Pb	282	-	4,9	2,0
Sárgarépa	0	5,7	-	2,9	0,8
	+ Pb	589	-	2,3	11,1
Retek	0	5,8	-	2,9	1,5
	+ Pb	287	-	10,7	26,3
Cd					
Paradicsom	0	0,92	0,83	0,93	0,16
	+ Cd	17,0	1,96	11,1	0,40
Burgonya	0	1,04	0,45	0,61	0,08
	+ Cd	55,0	7,20	8,60	0,50
Káposzta	0	-	-	-	-
	+ Cd	-	-	-	-
Sárgarépa	0	1,44	-	0,43	0,15
	+ Cd	111	-	13,4	1,40
Retek	0	0,09	-	0,48	0,35
	+ Cd	25,8	-	3,14	1,40

Irodalom

- ABERNETHY, R. F. & GIBSON, F. H., 1969. U.S., Bur. Mines, Inform. Circ. 8163.
- ABERNETHY, R. F., PETERSON, M. J. & GIBSON, F. H., 1969. U.S., Bur. Mines. Rep. Invest. 7281.
- ALLAWAY, W. H., 1968. Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.* **20**. 235-271.
- ANDERSSON, A., 1977. The distribution of heavy metals in soils and soil materials as influenced by the ionic radius. *Swed. J. Agric. Res.* **7**. 79-83.
- BARBER, S. A., 1974. Influence of the plant root on ion movement in soil, in the plant root and its environment. Vol.1. (Ed.: CARSON, E. W.), 525-554. University Press of Virginia. Charlottesville, VA.
- BECK, TH., 1981. Untersuchungen über die toxische Wirkung der in Siedlungsabfällen häufigen Schwermetalle auf die Bodenmikroflora. *Z. Pl. Ern. Bk.* **144**. 613-627.
- BENSON, N. R., 1968. *Proc. Wash. State Hort. Ass.* **64**. 1E-5E.
- BERGMANN, W. & CUMAKOV, A., 1977. *Diagnosis of Nutrient Requirements by Plants*. G. Fischer Verlag, Jena, and Priroda, Bratislava (Cz).
- BINGHAM, F. T. et al., 1975. Growth and cadmium accumulation of plants grown on soils treated with cadmium-enriched sewage sludge. *J. Environm. Qual.* **4**. 207-211.
- BINGHAM, F. T., et al., 1976. Yield and cadmium accumulation of forage species in relation to cadmium content of sludge-amended soil. *J. Environm. Qual.* **5**. 57-60.
- BÍRÓ G., 1987. A környezet erősödő savasodása állategészségügyi és élelmiszer-higiéniai vonatkozásai. In: *A környezet erősödő savasodása.* (Szerk. FÁBIÁN GY.) 293-308. OKTH-MTA. Budapest.
- BOLDIS O., 1988. Magyarországi talajok toxikus nehézfém-tartalom. *MTESZ*, 1988. V. 9. cit.: CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA TAKI - AKAPRINT. Budapest.
- BORNEMISZA E., 1985. Középamerikai talajtani problémák és gyakorlati vonatkozásuk. *Agrokémia és Talajtan.* **34**. 185-190.
- BOWEN, H. J. M., 1966. *Trace Elements in Biochemistry*. Academic Press. New York.
- BOZÓ L., 1993. A légköri nehézfémek ülepedése Kelet-Európában. In: *A mikroelemek körforgalma a különböző geoszférákban*. MTA Agrártudományok Osztálya Tájékoztatója (1992). 90-92. (Szerk.: KOVÁCS F.) Akadémiai Kiadó. Budapest.
- BROMFIELD, S. M., 1958. The solution of MnO_2 by substances released from soil and from the roots of oats and vetch in relation to manganese availability. *Plant & Soil.* **10**. (2) 147-159.
- CHANEY, R. L., 1975. Metals in plant-uptake mechanisms, accumulation and tolerance. In: *Metals in the Biosphere*, Proc. of a Symposium by the Department of Land Resource Science, University of Guelph, Ontario, Canada.
- CHAPMAN, H. G. (Ed.), 1966. *Diagnostic Criteria for Plants and Soils*. Univ. California. Div. of Agr. Sci., Riverside, California.
- Chemistry and the Atmosphere. 1966. *Chem. and Eng. News.* **44**. 3A.
- COLLINS, J. A., 1984. Roadside lead in New Zealand and its significance for human and animal health. *New Zealand J. Sci.* **27**. 93-97.
- CSILLAG, J. et al., 1994. Study of heavy metal overloading of soils in a model experiment. *Agrokémia és Talajtan.* **43**. 196-210.

- DALE, J. M. & FREEDMAN, B., 1982. Arsenic pollution associated with tailings at an abandoned gold mine in Halifax county, Nova Scotia. *Proc. Nova Scotian Inst. of Science.* **32.** 337-439.
- DRUCKER, H. et al., 1974. Influence of seventeen metals on microbial populations and metabolism in soil. *Agron. Abst., Div. S.* 3-90.
- FEKETE A., 1989. Hazai talajok nem-esszenciális (toxikus) mikroelem-tartalma. *Agrokémia és Talajtan.* **38.** 174-176.
- FILEP GY., 1987. Talajtani alapismeretek I. Általános talajtan. DATE Mezőgazd. Kar jegyzete. Debrecen.
- FILEP GY., 1988. Talajkémia. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- FILEP GY., 1994. Szóbeli közlés.
- FOY, C. D., CHANEY, R. L. & WHITE, H. C., 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Physiol.* **29.** 511.
- FÜLEKY GY., 1988. A talaj. Gondolat Kiadó. Budapest.
- GARMAS, G. A., 1982. Szoderzsanie szvinca i kadmija v raclicsnüh csasztjah kartofelja i ovoscsej, vürascsonnüh na zagrjaznennoj etimi metallami pocsva. *Dokl. Konf. Him. El. v. Sziszt. Pocsva-Raszten. Novoszibirszk.* 105-110.
- GYÓRI D., 1975. A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. BME Továbbképző Intézete, Budapest. Kézirat.
- HARGITAI L., 1981. Új fogalom bevezetése és meghatározása a talajok környezetvédelmi kapacitásának jellemzésére. *Kertészeti Egyetem Közleményei.* **45.** 113-118.
- HAZLETT, P. W., RUTHEFORD, G. K. & LOON, G. W. VAN., 1983. Metal contaminants in surface soils and vegetation as a result of nickel/copper smelting at Coniston, Ont., Canada, *Reclam. and Reveget. Research.* **2.** 123-137.
- HINESLY, T. D. et al., 1982: Differential accumulations of cadmium and zinc by corn hybrids grown on soil amended with sewage sludge. *Agron. J.* **74.** 468-474.
- JÁSZBERÉNYI, I. 1979: Kadmiumhatás vizsgálatok tenyészedény kísérletekben. Egyetemi doktori disszertáció. DATE, Debrecen. cit: GYÓRI D., LOCH J. & PUSZTAI A. 1987: A toxikus talajalkotórészek felszabadulása. In: A környezet erősödő savasodása. (Szerk: FÁBIÁN GY.) 168-178. *Környezet- és Természetvédelmi kutatások 7. OKTH-MTA.* Budapest.
- JENNE, E. A., 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, and Zn concentrations in soils and water: The significant role of hydrous Mn and Fe oxides. In: *Trace Inorganics in Water.* (Ed: BAKER, R. A.) *Adv. Chem. Ser.* **73.** 337-387.
- JENNY, H. & OVERSTREET, R. 1939: Surface migration of ions and contact exchange. *J. Phys. Chem.* **43.** 1185-1196.
- JUSTE, C. & MENCH, M., 1992. Long-term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: *Biochemistry of Trace Metals.* (Ed: ADRIANO, D. C.) 159-193. *Lewis Publishers.* Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 1979. *Trace Elements in the Biological Environment.* Wyd. Geol. Warsaw. (Po).
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 1989. *Trace Elements in Soils and Plants.* CRC Press, Inc. Boca Raton. Florida.
- KABATA-PENDIAS, A. & PONDER, H., 1984. A termőtalajok degradációjának veszélye Lengyelországban. *Agrokémia és Talajtan.* **33.** 539-544.
- KÁDÁR I., 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. *Környezet- és természetvédelmi kutatások.*

- (Sajtó alá rendezte: LIGETINÉ NECHAY E.)
KTM - MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1992. A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI - Akaprint, Budapest.
- KÁDÁR I., 1993a. Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. *Növénytermelés*. **42**. 185-190.
- KÁDÁR I., 1993b. Talajaink mikroelem elióttóságának környezeti összefüggései. MTA Agrártud. Oszt. Tájékoztatója 1992. (Ed.: KOVÁCS F.) 103-106. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- KARPOVA, E. A. & POTATUEVA, JU. A., 1990. Kadmij v pocsvah, rasztenijah, udobrenijah. *Him. Szelszk. hozj.* 1990/2. 44-47.
- KESSLER, T., SHARKEY, A. G. JR. & FRIEDEL, R. A., 1971. U.S. Bur. Mines. Tech. Progr. Rep. 42.
- KIRÁLY, Z., 1985. Balancing chemical and non-chemical methods to manage plant diseases, pests and weeds. In: Proc. of Seminar on Technologies for Sustainable Agriculture. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. Suppl. 156-164.
- KITAGISHI, K. & YAMANE, I. (Eds.), 1981. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. Japan Science Society Press, Tokyo.
- KOVÁCS M. et al., 1986. A környezet-szennyezést jelző és mérő élőlények. *Biológiai környezetünk védelme sorozat. Mezőgazd. Kiadó, Budapest.*
- LAGERWERFF, V., 1972. Lead mercury and cadmium as environmental contaminants. In: *Micronutrients in Agriculture* (Eds. MORTVEDT, J. J. GIORDANO, P. M. & LINDSAY, W. L.) 593-636. SSSA. Madison, Wisc. USA.
- LÁSZTITY B., 1987. A műtrágyázás hatása az őszi rozs koncentrációinak változására a tenyészedő folyamán. Egyéb mikroelemek (As, B, Ba, Be, Bi, Hg, Se, Sn, Sr, Te, Ti, V). *Növénytermelés*. **36**. 279-287.
- LEH, H. O., 1972. In: *Kommission für Umweltgefahren des Bundesgesundheitsamtes Hrsg.* "Blei und Umwelt" Verein f. Wasser-, Boden- und Luft-hygiene. S. 38.
- LEXMOND, T. M., 1980. The effect of soil pH on copper toxicity to forage maize grown under field conditions. *Netherlands J. of Agric. Sci.* **28**. 164-183.
- LIEBIG, G. F., 1966. Arsenic. In: *Diagnostic criteria for plants and soils* (Ed. CHAPMAN, H. D.) 12-23. Univ. California., Div. Agric. Sci.
- LINDSAY, W. L., 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. Wiley Interscience Publications, New York.
- LISK, D. J., 1972. Trace metals in soils, plants, and animals. *Adv. Agron.* **24**. 267-325.
- LUKÁCS, A. et al., 1994. Column experiment for measuring the distribution of Zn, Pb, Cd, Cr and Ni in a sewage sludge - soil - plant model system. SECOTOX, 3rd Regional CCEE Meeting. Hungary, May 14-19, 1994. Abstracts.
- MENGEL, K. & KIRKBY, E. A., 1978. *Principles of Plant Nutrition*. I. P. I. Worblaufen-Bern.
- MÉSZÁROS, Á. et al., 1988. Az ólom és a kadmium légköri ülepedése Magyarországon. *Időjárás*. **92**. 134-139.
- MITCHELL, R. L., 1967. Trace elements in soils. In: *Chemistry of the Soil* (Ed: BEAR, F. E.) 320-366. New York: Van Nostrand Reinhold Co.
- MOLNÁR, E., NÉMETH, T. & PÁLMAI, O., 1992. Problems of heavy metal pollution in Hungary - State of the art. In: *Heavy Metals - Problems and Solutions*. SETAC-EURO. Liblice-CSFR.
- MOORE, D. P., 1972. Mechanisms of micronutrient uptake by plants. In: *Micronutrients in Agriculture*. (Eds.: MORTVEDT, J. J. et al.) 171-198. Soil Sci. Soc. of Agron. Madison, Wisc.

- MORRIS, O. M., 1938. The tolerance of various orchard cover crops to arsenical toxicity in the soil. In: Proc. 34th Ann. Meeting Washington State Hort. Assoc. 110-112.
- MORRIS, H. E & SWINGLE, D. B., 1927. Injury to growing crops caused by the application of arsenic compounds to the soil. *J. Agric. Res. (U.S.)* **34**. 59-78.
- NÉMETH, T. et al., 1993a. Fate and plant uptake of some heavy metals in soil-plant systems studied on soil monoliths. *Agrokémia és Talajtan.* **42**. 195-206.
- NÉMETH, T. et al., 1993b. Mobility of some heavy metals in soil - plant systems studied on soil monoliths. *Water Science and Technology.* **28**. 389-398.
- NÉMETH, T. et al., 1994. Model experiments to assess the fate of heavy metals in soils. *J. Environ. Geochem. Health.* **16**.
- OVERCASH, M. R. & PAL, D., 1979. Design of land treatment systems for industrial wastes - theory and practice. Ann Arbor Science Publ. Inc.
- PAIS, I., 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: IGBP Symp. of H.A.S. "Cycling of nutritive elements in geo- and biosphere". (Ed.: PAIS, I.) 59-77. Univ. Hort. Food Ind. Budapest.
- PALMER, S. et al., 1990. Compendium on diet and health in Europe. In: 1st European Conference on Food and Nutrition Policy. Budapest, 1990.
- PORTER, J. R., 1946. Bacterial Chemistry and Physiology. John Wiley and Sons, Inc. New York.
- PUSZTAI A., 1990. Többéves tapasztalat a szennyvíziszap injektálás terén. *Hung-agrochem '90.* 276. NEVIKI-KAE, Keszthely.
- ROSENFELS, R. S & CRAFTS, A. S., 1939. Arsenic fixation in relation to the sterilization of soils with sodium arsenite. *Hilgardia.* **12**. 201-223.
- SAUERBECK, D. R. & STYPEREK, P., 1986. Long-term effect of contaminants. In: Processing and Use of Organic Sludge and Liquid Agricultural Wastes. (Ed.: L'HERMITE, P.) Proc. 4th Int. Symp. Rome. 318-325. Reidel. Dordrecht.
- SAUERBECK, D. R. & STYPEREK, P., 1988. Heavy metals in soils and plants of 25 long-term field experiments treated with sewage sludge. In: Agricultural Waste Management and Environmental Protection. (Eds.: WELTE, E. & SZABOLCS, I.) 4th. Int. Symp. CIEC, Braunschweig (FRG), May 11-14, 1987. 439-451. International Scientific Centre of Fertilizers, CIEC; Braunschweig; Federal Agric. Res. Res. Ctr., FAL.).
- SHAH, K. R., FILBY, R. H. & HALLER, W. A., 1970a. Determination of trace elements in petroleum by neutron activation analysis. I. Determination of Na, S, Cl, K, Ca, V, Mn, Cu, Ga and Br, *J. Radioanal. Chem.* **6**. 185-192.
- SHAH, K. R., FILBY, R. H. & HALLER, W. A., 1970b. Determination of trace elements in petroleum by neutron activation analysis. II. Determination of Sc, Cr, Fe, Co, Ni, Zn, As, Se, Sb, Eu, Au, Hg and U. *J. Radioanal. Chem.* **6**. 413-422.
- SINGH, M., SINGH, N. & BHANDARI, D. K., 1980: Interaction of selenium and sulphur on the growth and chemical composition of raya. *Soil Sci.* **129**. 238-244.
- SPOSITO, G., 1983. In: Applied Environmental Geochemistry. (Ed.: THORNTON, I.). 123-170. Academic Press. London. Cit: ALLOWAY, B. J. (Ed.), 1990. Heavy metals in soils. Blackie & Son Ltd. Glasgow-London. 7-28.
- STEFANOVITS P., 1977. (Ed.) Talajvédelem, Környezetvédelem. Biológiai környezetünk védelme. Mezőgazd. Kiadó. Budapest.
- STEFANOVITS P., 1981. Talajtan. 2. kiadás. Mezőgazd. Kiadó. Budapest.

- STEFANOVITS, P., 1989. Effect of clay mineral content on soil acidification. In: Ecological Impact of Acidification. Proc. Finnish-Hungarian Joint Symp. (Ed.: SZABOLCS, I.). 49-59. Budapest.
- SZABÓ Z. & NYILAS J., 1981. A szervetlen kémia alapjai. 4. kiadás. Műszaki Könyvkiadó. Budapest.
- SZILI KOVÁCS T., 1985. A szennyvíziszap-elhelyezés talajmikrobiológiai problémái. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 486-493.
- SZLÁVIK I., OLÁH J. & SZÓNYI I., 1984. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. VMGT. 148. VIZDOK. Budapest.
- SZ. NAGY GY. & KÁDÁR I., 1981. Összefüggés a búza tápanyagellátottsága, növekedése és helmintospóriumos fertőzöttsége között. *Növényvédelem*. **27**. 521-527.
- TAYLOR, R. U. & ALLINSON, D. W., 1981. Influence of lead, cadmium and nickel on the growth of *Medicago sativa* (L). *Plant & Soil*. **60**. 223-235.
- TIFFIN, L. O., 1972. Translocation of micronutrients in plants. In: Micronutrients in Agriculture. (Eds.: MORTVEDT, J. J. et al.) 199-230. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisc.
- TURCSÁNYI, G., 1992. Biomonitoring. Tanulmányi forgatókönyv. GATE Környezet-és Tájgazdálkodási Intézete. Gödöllő.
- VAJCSISZ, M. B., ONJUNAK, V. M. & SZLAVENENE, L. B., 1988. Vlijanie lokalnogo zagrzaznenija atmosferü na lesznüie pocsvü i rasztitelnoszt. *Pocsvovedenie*. 1988/11. 98-107.
- VÁRALLYAY, GY., 1990. Soil quality and land use. In: State of the Hungarian Environment (Eds.: HINRICHSEN, D. & ENYEDI, GY.). 91-123. Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. Budapest.
- VÁRALLYAY GY., 1992. Országos talajvédelmi információs és monitoring-rendszer. III. Országos Környezetvédelmi Információs Konferencia kiadványa. 40-46.
- VÁRALLYAY GY. & MARTH P., 1992. Rajt előtt a TIM. *Magyar Mezőgazdaság*. **47**. (35) 11.
- VÁRALLYAY GY. et al., 1980. Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100 000 méretarányú térképe. II. *Agrokémia és Talajtan*. **29**. 33-76.
- VÁRALLYAY GY. et al., 1993. Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. **42**. 35-42.
- VÁRKONYI, T. & KISS, GY., 1990. Air quality and pollution control. In: State of the Hungarian Environment (Eds.: HINRICHSEN, D. & ENYEDI, GY.) 49-65. HAS-ME-HCSO. Budapest.
- VERMES, L., 1988. Introductory considerations, benefits and limitations of the agricultural use of nonural wastes. In: 4th Int. Symp. CIEC "Agricultural waste management and environmental protection". (Eds.: WELTE, E. & SZABOLCS, I.) Vol. 1. 343-354. Braunschweig - Goettingen.
- VERMES L., 1989. A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának Kelet-Európai tapasztalatai. *Melioráció, öntözés és talajvédelem*. 1989/2. 48-66.
- VERMES L. & SZLÁVIK I., 1982. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezését és hasznosítását célzó kísérletek eredményeinek összegző értékelése - összefoglaló jelentés, 1975-1980. 741/4/114. VITUKI, Budapest.
- VINOGRADOV, A. P., 1957. Geohimija redkih i rasszejanih himiceszkih elementov v pocsvah. Moszkva. Cit: GYŐRI D., 1975. A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. BME Továbbképző Intézete. Budapest. Kézirat.

- WIKLANDER, L., 1964. In: Chemistry of the Soil. 2nd ed. (Ed.: BEAR, F. E.) 163-205. Reinhold, New York. Cit: ALLOWAY, B. J. (Ed.), 1990. Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow-London. 7-28.
- WORF, D. L., 1981. Biological Monitoring for Environmental Effects. Lexington Books. D. C. Heath and Company, Lexington, Massachusetts-Toronto.
- ZAJKÁS G., 1992. (Szerk.): Élelmezés- és táplálkozáspolitikai Magyarországon. Az MTA Táplálkozástudományi Munkabizottságának állásfoglalása. Kézirat. Budapest.

Érkezett: 1994. június 9.

CSATHÓ PÉTER

MTA Talajtani és Agrokémiai
Kutató Intézete, Budapest