SZENT ISTVÁN EGYETEM

KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

TOXIKUS NEHÉZFÉMSZENNYEZÉS UTÓHATÁSÁNAK VIZSGÁLATA BARNA ERDŐTALAJON

Doktori (PhD) értekezés

SZEGEDI LÁSZLÓ

GÖDÖLLŐ
2011

A doktori iskola

megnevezése: KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Dr. Heltai György
egyetemi tanár, az MTA doktora, tanszékvezető
Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Kémia és Biokémia Tanszék

témavezető: Dr. habil Szabó Lajos
egyetemi tanár, a mezőgazdasági tudomány kandidátusa
általános igazgatóhelyettes
Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet

....

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS **1**

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS **5**

2.1. Toxikus nehézfémek a környezetben **5**

2.1.1. A nehézfémek fogalma, fontosabb kémiai tulajdonságaik **5**

2.1.2. A nehézfémek biogeokémiai körforgalma **8**

2.1.3. Nehézfémek toxicitása, környezettoxikológia jellemzői **10**

2.2. Nehézfémek a talajban **14**

2.2.1. A talaj nehézfémtartalmának forrásai **15**

2.2.1.1. Természetes források 16

2.2.1.2. Antropogén források 17

2.2.2. A talajok nehézfémtartalmát befolyásoló tényezők 22

2.2.2.1. A talaj kémhatásának hatása 23

2.2.2.2. A nehézfémek megkötését befolyásoló jellemzők 24

2.2.2.3. A nehézfémek kémiai reakciói a talajban 26

2.3. Nehézfémek a talaj-növény rendszerben **28**

2.3.1. A növények nehézfém-felvétele, eloszlása **30**

2.3.3. A vizsgált toxikus nehézfémek viselkedése a talaj-növény rendszerben **36**

2.3.3.1. Alumínium (Al) 37

2.3.3.2. Arzén (As) 38

2.3.3.3. Kadmium (Cd) 39

2.3.3.4. Króm (Cr) 41

2.3.3.5. Réz (Cu) 42

2.3.3.6. Higany (Hg) 43

2.3.3.7. Ólom (Pb) 44

2.3.3.8. Cink (Zn) 45

3. ANYAG ÉS MÓDSZER ***47***

3. 1. A kísérlet bemutatása **47**

3.1.1. A kísérleti hely elhelyezkedése **47**

3.1.2. A kísérleti hely földtani, talajtani jellemzői, a kísérleti időszak csapadék viszonyai **48**

3. 1.3. A kísérlet elrendezése, kezelések, kísérleti növények **49**

3. 1.3.1. A kísérlet elrendezése, kezelések 49

3. 1.3.2. A kísérleti növények 51

3.2. Talajmintavétel, talajvizsgálatok **54**

3.3. Növénymintavétel, növényvizsgálatok **55**

3.4. Az adatfeldolgozás és értékelés módszertana **56**

4. EREDMÉNYEK ***57***

4.1. Talajvizsgálati eredmények **57**

4.1.1. Az „oldható" (NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalom alakulása a szántott rétegben (1994-2007) **57**

4.1.2. Az „összes" (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalom alakulása a szántott rétegben (1994-2007) **62**

4.1.3. A kísérleti elemek oldhatóságának vizsgálata a talaj szántott rétegében **67**

4.1.4. A nehézfémszennyezés mélységi elmozdulásának vizsgálata **68**

4.2. Növényvizsgálati eredmények **70**

4.2.1. A talaj nehézfémterhelésének hatása a kísérleti növények nehézfémtartalmára **71**

4.2.1.1. A talaj arzénterhelésének hatása a kísérleti növények arzéntartalmára 71

4.2.1.2. A talaj kadmiumterhelésének hatása a kísérleti növények kadmiumtartalmára 74

4.2.1.3. A talaj krómterhelésének hatása a kísérleti növények krómtartalmára 78
4.2.1.4. A talaj rézterhelésének hatása a kísérleti növények réztartalmára 80
4.2.1.5. A talaj higanyterhelésének hatása a kísérleti növények higanytartalmára 82
4.2.1.6. A talaj ólomterhelésének hatása a kísérleti növények ólomtartalmára 83
4.2.1.7. A talaj cinkterhelésének hatása a kísérleti növények cinktartalmára 85
4.2.2. A nehézfémterhelés hatása a borsó, az őszi árpa és a mustár növekedésére és fejlődésére 89
4.2.2.1. A nehézfémterhelés hatása a borsó növekedésére és fejlődésére 89
4.2.2.2. A nehézfémterhelés hatása az őszi árpa növekedésére és fejlődésére 91
4.2.2.3. A nehézfémterhelés hatása a mustár növekedésére és fejlődésére 93
4.3. A növények és a szántott réteg nehézfémtartalmának összehasonlítása 94
4.4. A növények és a szántott réteg nehézfémtartalma közötti összefüggések vizsgálata 96
4.4.1. A növényi As-tartalom és a szántott réteg As-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei 97
4.4.2 A növényi Cd-tartalom és a szántott réteg Cd-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei 99
4.4.3 A növényi Zn-tartalom és a szántott réteg Zn-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei 101
4.5. Új tudományos eredmények 102

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK *105*
5.1. Következtetések 105
5.1.1. A vizsgált fémek oldhatósági viszonyainak, talajban való akkumulációjának alakulására vonatkozó következtetések 105
5.1.2. A vizsgált fémek fitotoxikus hatására, talaj-növény rendszerben való akkumulációjának alakulására vonatkozó következtetések 107
5.2. Javaslatok 112

6. ÖSSZEFOGLALÁS 113

SUMMARY 116

MELLÉKLETEK 119

1. BEVEZETÉS

Az utóbbi évtizedekben az emberi tevékenység olyan kedvezőtlen hatással van környezetére, amely gyakran irreverzibilis változásokat eredményez. A levegő, a víz és a talaj elszennyeződése, valamint az élő szervezetekre gyakorolt károsító hatás ma már globális problémának tekinthető, ezért napjainkban a környezetszennyezés a földi élet alapjait veszélyezteti. Földünk növekvő népessége és a gazdasági rendszer torz működése a termelés és a fogyasztás fokozatos emelkedéséhez vezet, amelyből adódóan a környezet igénybevétele és terhelése jelentősen és folyamatosan növekszik. Az emberi civilizáció tevékenysége nagymértékben a kémiai elemek felhasználásán alapul. A kémiai környezetterhelés, különösen a mikroelemek és toxikus nehézfémek felhalmozódása meghatározó egészségügyi, biológiai és ökológiai jelentőségű (KÁDÁR 1991, 1995, 2001b; CSATHÓ 1994a; SIMON 1999a, 2006a).

A környezetszennyezés fő forrásai a közlekedés, a fosszilis tüzelőanyagok égetése, a metallurgiai ipar és a bányászat. A fosszilis energiahordozók eltüzeléséből, az ipari létesítmények emissziójából jelentős mennyiségű nehézfém kerülhet az atmoszférába, amelynek egy része leülepedik a termőtalajokra, illetve a haszonnövényekre. Nehézfémszennyeződés alakulhat ki a bányák (meddőhányók) és fémfeldolgozó üzemek, kohók környezetében, valamint nehézfémszennyeződést okozhat a talajokban az ipari és kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése is. A települések, valamint az ipar növekvő hulladéktermelése és szennyvize mellett nem elhanyagolható a mezőgazdaság terhelése műtrágyákkal, peszticidekkel, mezőgazdasági eredetű szennyvizekkel, iszapokkal és porral (KÁDÁR 1991, 1993ab, 1995; SIMON, 1999a, SIMON 2006b; THYLL, 1996; SZABÓ, 1998).

A környezeti elemek közül a talaj, mint a szárazföldi ökoszisztémák alapvető és meghatározó közege, az emberi tevékenység fokozódó igénybevételének van kitéve. A talaj bizonyos mértékig ugyan megújulni képes, de nem kimeríthetetlen természeti erőforrás, így a talajszennyezés számos talajfunkció veszélyeztetéséhez és a talajok termékenységének leromlásához vezethet. A talaj összekötő és közvetítő szerepet tölt be más létfontosságú geoszférákkal (hidroszféra, atmoszféra, bioszféra), ami miatt kiemelt figyelmet érdemel. A talaj leromlása komoly problémát jelent az egész világon, így Magyarországon is. A talajromlásnak közvetlen hatása van a víz és a levegő minőségére, károsíthatja az emberek egészségét és veszélyeztetheti az élelmiszer- és takarmánybiztonságot (KvVM, 2010; STEFANOVITS et al., 1999; VÁRALLYAY, 1990).

A Földön a természetes elemforgalom biogeokémiailag behatárolt, amelyhez az élővilág alkalmazkodott. A természetes eredetű hatások okozta viszonylag lassú változásokkal szemben az antropogén hatások rendszerint gyorsan és drasztikusan változtatják meg a környezeti elemek összetételét, tulajdonságait és módosítják funkcióit. A talaj összetételének drasztikus megváltozásához az élő rendszerek rövidtávon nem képesek alkalmazkodni, az antropogén kémiai környezetterhelésre az élőlények nincsenek felkészülve. A talaj természetes összetételének drasztikus megváltozásával együtt megváltozik a talaj, a rajta termő növénynek és a legelő vagy takarmányevő állatok minősége (PURVES 1985, FERGUSSON 1991; KÁDÁR 1991, 1993a, 1995; SIMON, 2006a).

A nehézfémmel szennyezett területek alapvető környezeti problémát jelentenek. Egyes talajtípusokban a természetes nehézfémtartalom igen magas lehet, gyakoribb azonban, hogy a termőtalajok természetes nehézfémtartalma emberi tevékenység következtében emelkedik meg. A talaj képes a környezetbe kerülő nehézfémek megkötésére és tárolására. Egy bizonyos terhelési szint felett, illetve a talajban lezajló egyensúlyi folyamatok változásával a megkötött toxikus nehézfémek mobilizálódhatnak, ezáltal a vízrendszeren vagy a táplálékláncon keresztül a nehézfémek ökoszisztémába való bejutását okozhatja, veszélyeztetve ezzel az érzékenyebb fajokat, és magát az embert (SIMON, 1999a, FODOR, 2002, KÁDÁR, 1995, 1996ab, 2001b; KÁDÁR et al., 1998; CSATHÓ, 1994b).

A nehézfémek esetén a toxicitás problémája rendkívül összetett, a mérgező, vagy káros hatás számos tényezőtől függ, köztük nem kis mértékben a talajok tulajdonságaitól. Hazai talajaink közel fele savanyú kémhatású a szántott rétegben. A savanyú kémhatás esetén a toxikus nehézfémek mobilizálódnak. A kémhatás mellett a talajok kötöttsége, illetve agyagtartalma is meghatározó a nehézfémek és tápelemek viselkedése szempontjából. A kötöttséggel, illetve az agyagtartalommal, valamint az aciditási viszonyokkal a talajtulajdonságok egész komplexuma változik. Más lesz ebből adódóan az elemek felvehetősége, megkötődése, kimosódása (KÁDÁR, 1995, 1996a, 1996b, 2001b).

Jelenlegi ismereteink szerint csaknem két tucat elem túlsúlya fejthet ki káros hatást az élővilágra és a felszín alatti vizekre. A legtöbb környezeti problémát a kadmium-, az ólom-, a króm-, a réz-, a cink-, a nikkel- és a higanyszennyeződés okozza. A hagyományos agronómiai kísérletek nem terheléses vizsgálatok, a kísérletekben csak a makro- és esszenciális mikroelemek hatásának vizsgálatára kerül sor, ezért eredményeik nem adnak választ a környezet fokozódó nehézfém-terhelése által felvetett kérdésekre (KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b, 2001b; SIMON, 1999b).

A különböző ökológiai viszonyokkal (talajtani, hidrológiai, éghajlati) rendelkező tájegységekben a nehézfémszennyezés törvényszerűségei, tendenciái eltérően mutatkoznak. Mivel a változások hosszú távon érvényesülnek, a hatások évek múltán mutathatóak ki, azért a jelenségek vizsgálata, a törvényszerűségek feltárása csak terheléses szabadföldi tartamkísérleti jelleggel lehet megbízható. A tartamkísérletekben ismerhető meg az eltérő terhelésű talajokon termesztett növények mennyiségének és minőségének változása, illetve élelmiszer és takarmány alapanyagként való felhasználhatósága (KÁDÁR, 1995, 1996a, 1996b).

A tartamkísérletek lehetőséget biztosítanak fitotoxicitási határértékek megállapítására adott talajon, adott növényre, növényi szervre. A fitotoxicitás mellett a fogyasztásra kerülő növények, növényi szervek nehézfémtartalmának ismeretében vizsgálható a talajszennyezés táplálékláncra gyakorolt hatása is. Az egyes növények, növényi szervek eltérő mértékben veszik fel és transzlokálják a nehézfémeket. Ezeknek a folymatoknak az ismerete rávilágíthat arra, hogy a lakosság mennyire veszélyeztetett vagy lehet veszélyeztetett egy adott nehézfémterhelésnél. Mindezek birtokában a szennyezett területek minősíthetők és a szükséges védekező beavatkozások megtervezhetők (KÁDÁR 1993a, 1994, 1995, 2001b; SZABÓ 1998).

A talajok nehézfémterhelésére vonatkozó kutatási prioritásokat a hazai talajtani adottságokból kiindulva kell meghatározni, amelyek eredményei alapján megítélhető a mikroelemek mozgása a talaj-növény rendszerben, meghatározhatóak az egyes szennyezettségi határértékek. Ennek érdekében az akkori Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium megbízásából az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében 1991-ben indult a „Környezetünk nehézfémterhelésének vizsgálata” című kutatási program. A program a legfontosabb hazai talajtípusokon szabadföldi kisparcellás tartamkísérletekben vizsgálta a nehézfémek és más potenciálisan toxikus elemeknek a viselkedését a talaj-növény rendszerben és a táplálékláncban.

A program részeként Dr. Szabó Lajos vezetésével - az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében kidolgozott egységes irányelvek és módszertan alapján - 1994 őszén a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában csernozjom barna erdőtalajon került beállításra szabadföldi kisparcellás nehézfémterheléses tartamkísérletet, amelynek során a talaj-növény-mikroelem kapcsolatok vonatkozásában adatok gyűjtése, összefüggések, tendenciák megállapítása történt. A kutatómunkába 2000-ben kapcsolódtam be.

A doktori értekezésemben a talajra és az 1999-2007. között a termesztett jelzőnövényekre vonatkozó vizsgálati eredményeket dolgozom fel és foglalom össze, amelyek a toxikus nehézfémek talajban, talaj-növény rendszerben való viselkedésének, növényi akkumulációjának, fitotoxikus hatásának elemzésére irányultak.

Célkitűzések

1. A talaj szántott rétegébe juttatott toxikus nehézfémek (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) talajban való viselkedésének tanulmányozása.

1.1. A toxikus nehézfémek kémiai módszerekkel (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 és NH_4-acetát + EDTA kioldással) történő visszamérhetőségének, a visszamérhetőség időbeni változásának vizsgálata.

1.2. A toxikus nehézfémek oldhatósági sorrendjének, az oldhatósági sorrend időbeni változásának meghatározása.

1.3. A toxikus nehézfémek mélységi elmozdulásának (kimosódásának) vizsgálata.

2. A talaj szántott rétegébe juttatott toxikus nehézfémek (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) talaj-növény rendszerben való mobilitásának és fitotoxicitásának tanulmányozása.

2.2. A toxikus nehézfémek növényi akkumulációjának és transzlokációjának vizsgálata borsó, silócirok, őszi árpa, fehér mustár, rostkender és lucerna kísérleti növény esetében.

2.2. A kísérleti növények takarmányozásra és humán fogyasztásra való hasznosíthatóságának és a talajszennyezettségi határértékek megfelelőségének vizsgálata a vonatkozó jogszabályok alapján.

2.3. A toxikus nehézfémek fitotoxicitásának, termés- és a minőségrontó hatásának vizsgálata borsó, őszi árpa és fehér mustár kísérleti növény esetében.

3. Annak megállapítása, hogy a talaj szántott rétegének NH_4-acetát + EDTA kioldással becsült toxikus nehézfémtartalma a kísérleti növények esetén mennyiben felel meg a tényleges növényi elemfelvételnek, a kísérleti növények által felvett elemtartalomnak.

4. A jelzőnövények és a talaj szántott rétegének toxikus nehézfémtartalma közötti összefüggések vizsgálata, az összefüggésvizsgálat eredményei alapján az egyes kísérleti növényeknél talajszennyezettségi határértékek megállapítása.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Toxikus nehézfémek a környezetben

A toxikus nehézfémek az ipari forradalmak kezdete óta egyre nagyobb mértékben a környezetbe kerülnek és a következő évtizedekben a legsúlyosabb környezeti károk kiváltói lesznek. A termőtalajok, a talajvíz és a felszíni vizek nehézfémekkel történő elszennyeződése súlyos környezetkárosodást okozhat, és veszélyezteti az élőlények egészségét. A nehézfémek biológiailag nem bonthatóak le, az élő szervezetekben akkumulálódnak, s ott biokémiai folyamatokban toxikusabb, elenyésző esetben pedig kevésbé mérgező formákká alakulnak át (LÁNG, 2002; PAPP és KÜMMEL, 1992).

2.1.1. A nehézfémek fogalma, fontosabb kémiai tulajdonságaik

A nehézfémek fogalma általánosságban a fémes tulajdonságokkal rendelkező kémiai elemek pontosan nem meghatározott csoportjára utal, amelybe az átmenetifémek, az egyes félfémek, a lantanoidák és az aktinoidák tartoznak bele. A fogalom azonban nem egyértelmű, használata nem következetes. Magát a „nehézfém” elnevezést az International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) egy technikai jelentésében „téves értelmezésnek” nevezi az egymásnak ellentmondó meghatározások, valamint a „koherens tudományos alap” hiánya miatt (KOVÁCS, 2005; DUFFUS, 2002).

A nehézfémek definiálására az elmúlt évtizedekben több kísérlet történt, többek közt sűrűségük, rendszámuk vagy relatív atomtömegük, néha kémiai tulajdonságaik vagy toxikusságuk alapján. A nehézfém fogalom két leggyakoribb értelmezése a sűrűség, illetve a toxikusság alapján történő értelmezés (ATKINS és JONES, 1999).

Az elemek sűrűségét véve alapul a szakirodalom nehézfémeknek azokat a fémeket tekinti, amelyek sűrűsége meghaladja 3,5 – 7 g/cm^3 közötti értéket. A szakirodalomban előforduló sűrűség szerinti leggyakoribb értelmezés alapján nehézfémnek nevezik az 5 g/cm^3-nél nagyobb sűrűségű fémeket és ötvözeteiket. A határértéknél kisebb sűrűségű fémek neve könnyűfém (BREWER és SCOTT, 1983; FLEXNER, 1987; LOZET és MATHIEU, 1991; MORRIS, 1992).

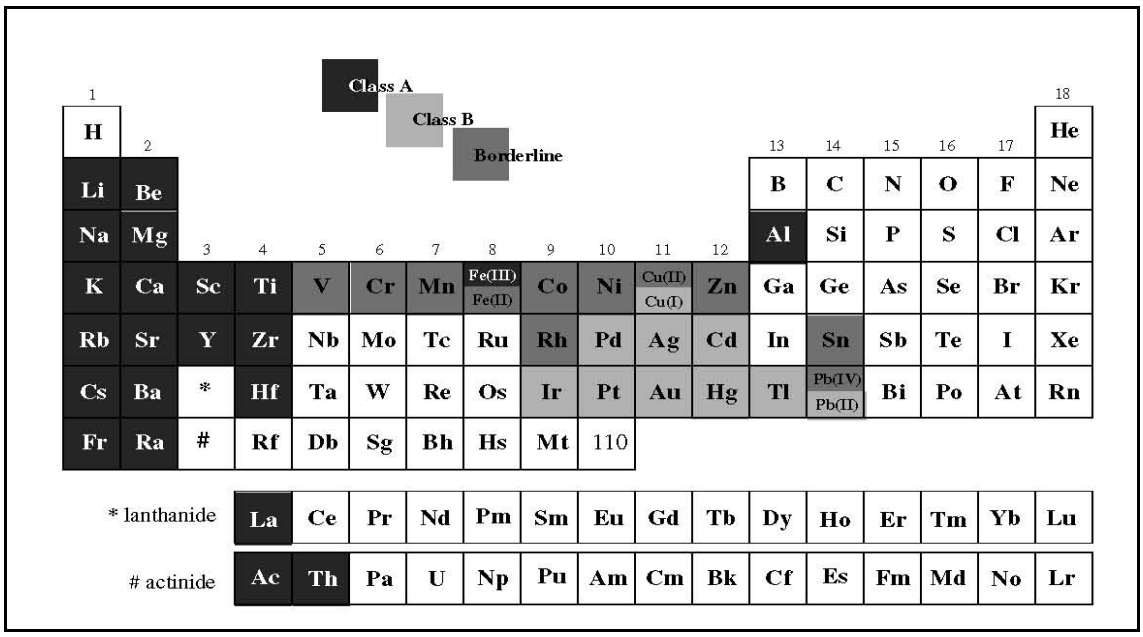
A környezettoxikológiai szempontok alapján a nehézfémek szinonimája a mérgező fém vagy toxikus fém, aminek a definícióját szintén nem övezi konszenzus. A toxikussággal, illetve a környezeti ártalmakkal összefüggő értelmezés szerint általában az ólom, kadmium, higany, arzén tartozik a nehézfémek közé, de sokszor ide sorolnak olyan elemeket is, amelyek nem tartoznak a fémek közé, vagy sűrűségük alapján nem tekinthetők nehézfémnek (HODGSON et al., 1988).

FRIEDLAND (1989) szerint a fémek adott élő szervezetekben betöltött szerepét figyelembe véve nem egyenértékű a nehézfém és toxikus elem fogalma, hiszen az esszenciális elemek, amelyekre nehézfémként hivatkozunk (pl. Fe, Mn, Zn, Cu és Mo) csak adott koncentráció felett toxikusak.

A fémek toxicitását, azaz a fémek elő rendszerekben való viselkedését ionjaik biológiai felvehetősége, komplexképző sajátságaik határozzák meg, ami alapvetően atomszerkezetük függvénye. Fémionok komplexképző sajátságai a Lewis-féle sav-bázis elmélettel magyarázhatóak. Lewis szerint sav az az anyag, ami elektronpár-akceptor, vagyis elektronpár felvételére képes, a bázis pedig elektronpár-donor, azaz elektronpár leadására képes. A komplex képződés során a fémionok Lewis-féle savak, a hozzájuk kapcsolódó ligandumok pedig a Lewis-féle bázisok (AHRLAND et al., 1958).

A fém ionok Lewis-féle sav-bázis elmélet szerinti csoportosítása a fémionokat a komplexképző sajátságuk alapján három osztályba sorolja (1. ábra). Az „A” osztályba (Class A) a „kemény savak”, a kevésbé polarizálható elemek (Li, Be, Na, Mg, Al, K, Ca, Sc, Ti, Fe(III), Rb, Sr ,Y, Zr, Cs, Ba, La, Hf, Fr, Ra, Ac, Th) tartoznak, amelyek inkább oxigén atomokhoz koordinálódnak. A „B” osztályba (Class B) a „lágy savak”, a könnyen polarizálható elemek (Cu(I), Pd, Ag, Cd, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb(II).) tartoznak, amelyek inkább kén és nitrogén atomokhoz kapcsolódnak. A harmadik osztályba (Bordeline) az úgynevezett „közbenső” elemek, a közepesen polarizálható elemek (V, Cr, Mn, Fe(II), Co, Ni, Cu(II), Zn, Rh, Pb(IV), Sn) tartoznak. E csoportosítás a komplexképző sajátságon keresztül utal a toxicitásra (DUFFUS, 2002; NIEBOER és RICHARDSON, 1980; KOVÁCS, 2005).

A nehézfémek fogalmát BENNET (1986) és LEWIS (1993) az atomok tömege alapján kísérelte meghatározni. Álláspontjuk szerint nehézfémek a nátriumnál nagyobb atomtömeggel rendelkező fémek. Ez alapján a magnézium már nehézfémnek számított, ami a definíció tarthatatlanságához vezetett.



1. ábra: A fémek osztályba sorolása a Lewis-féle sav-bázis elmélet szerint (DUFFUS, 2002).

Egyes szerzők a nehézfémekre konkrét megnevezésükkel hivatkoznak. SCOTT és SMITH (1981) az iparban elterjedten alkalmazott fémek élő rendszerekre gyakorolt toxikussága alapján a következő fémeket tekinti nehézfémnek: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se és Zn. TVER (1981) szerint a nehézfémek alatt az olyan fémes elemek ionjait értjük, mint a Cu, Zn, Fe, Cr és Al. NEUMÜLLER (1983) nehézfémként a Cd, Cr, Cu, Co, Pb, Hg, Ni, Zn elemeket emeli ki. Az Európai Bizottság 2000/532/EK határozatában nehézfémként az antimon, arzén, kadmium, króm (VI), réz, ólom, higany, nikkel, szelén, tellúr, tallium és ón került felsorolásra.

LÁNG (2002) nehézfémnek azokat a természetes és antropogén forrásból származó fémeket tekinti, amelyeknek a sűrűsége nagyobb mint 5 g cm^{-3}. Legfontosabb nehézfémként a kadmiumot (Cd), az ólmot (Pb), a krómot (Cr), a rezet (Cu), a cinket (Zn), a nikkelt (Ni), a higanyt (Hg), a kobaltot (Co), a bizmutot (Bi), az antimont (Sb) és a szelént (Se) emeli ki. A nehézfém címszó alatt azt is megállapítja, hogy ugyan az arzén és az alumínium nem sorolható a nehézfémek közé toxikus hatásuk miatt, mégis célszerű a nehézfémekkel együtt említeni.

A vizsgált elemek közül az alumínium és az arzén kémiai értelemben a félfémek közé tartozik. A félfémek nem különülnek el élesen a nemfémektől, külön csoportba való beosztásukat elsősorban az indokolja, hogy külső megjelenésükben és fizikai tulajdonságaikban már fémekre jellemző fizikai sajátságaik (nyújthatók, hőelektromos vezetőképességük elég nagy) is vannak. Közönséges körülmények között szilárd halmazállapotúak, óriás molekulákból állnak. Elektronegativitásuk kisebb mint a hidrogéné. Közepes elektronegativitásuk következtében vegyületeik többsége

kovalens jellegű, ionvegyületeik száma csekély. Kovalens vegyületeik közül is elsősorban az óriásmolekulákból állók stabilisak. Vízzel rendszerint hidrolizálnak, és óriásmolekulákból vagy óriásionokból álló hidroxo illetve oxokomplexekké alakulnak. A félfémek oxidjai általában amfoter karakterűek, azaz vízzel belőlük oxosavak és hidroxidok is levezethetőek (NYILASI, 1980; BODOR, 1989, BODOR és PAPP, 1983, LENGYEL, 1990).

A réz, a kadmium, a higany, cink és az ólom kémiai értelemben a másodfajú fémek csoportjába sorolandó. A másodfajú fémeket kémiai tulajdonságaik már jobban elhatárolják a fémektől, az átmeneti fémektől, de különösen a nemfémes elemektől. Ennek legfőbb elektronhéj-szerkezeti oka az, hogy vegyértékelektronjai - a magnézium kivételével - még nem elég jól szeparálódott nemesfémhéjra épülnek. Ennek az a következménye, hogy komplexképző sajátságaik a félfémekhez hasonlítanak, egyszerű ionokat nem alkotnak, vízoldható vegyületeik tulajdonképpen mindig komplexek (akva- és halogeno-komplexek). A másodfajú fémek elektronegativitása szintén kisebb mint a hidrogéné, az eddigiekkel ellentétben azonban egy függőleges oszlopon belül a rendszámmal együtt növekszik. Elemi állapotban fémes rácsot alkotnak, olvadáspontjuk és forráspontjuk viszonylag alacsony: a higany közönséges körülmények között folyékony, a többi fém szilárd halmazállapotú (NYILAS,1980; BODOR,1989, BODOR és PAPP, 1983, LENGYEL 1990).

2.1.2. A nehézfémek biogeokémiai körforgalma

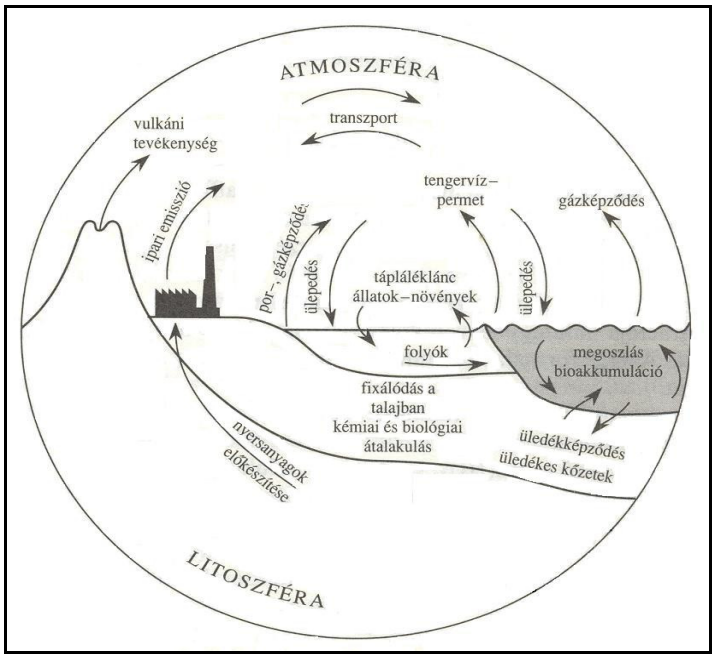
A Föld fizikai, geológiai, kémiai és biológiai állapota olyan transzport-, illetve átalakulási folyamatok összességével jellemezhető, amelyek a legtöbb esetben körfolyamatként írhatóak le. A biogeokémiai körforgalom megnevezés nem csak az organogén elemek, hanem más elemek így a nehézfémek globális, illetve regionális körforgásának leírására is alkalmazható. A biogeokémiai körfolyamatok felállításának az alapja globális anyagmérleg készítése, illetve az, hogy az egyes nehézfémek milyen arányban oszlanak meg és milyen módon vándorolnak az egyes geoszférák között. Az anyagmérleg az egyes nehézfémekre is elkészíthető, mivel ezek tömege az egész Földet, mint reakcióteret tekintve nem változik (LIGETVÁRI, 2000; PAPP, 2002, 2010).

Az egyes környezeti elemek közötti megoszlás és vándorlás a nehézfémek fizikai és kémiai tulajdonságaitól függ. Ezek közül a legfontosabbaknak tekinthető az egyes nehézfémek gyakorisága az egyes környezeti elemekben, a fázisok közötti megoszlása, tenzió és egyéb termikus adatok. A viselkedésükben döntő kémiai tulajdonságok (stabilitás, komplexképző tulajdonságok, oldhatóság, adszorpció-deszorpció stb.) mellett a szóba jöhető kémiai reakciótípusok (fotokémiai átalakulások, sav-bázis reakciók, redoxireakciók stb.) is meghatározónak számítanak. A körfolyamatokat

biológiai szempontból is sok paraméter befolyásolja. Ezek közül kiemelkedő a nehézfémek biológiai rendszerekben való feldúsulása. A mozgó mennyiségeket és folyamataikat végül alapvetően befolyásolják antropogén folyamatok is (LIGETVÁRI, 2000; PAPP és KÜMMEL, 1992).

A nehézfémek és vegyületeik a legtöbb biológiai folyamatra jelentős hatást gyakorolnak, a legtöbb esetben az abiotikus rendszerek határfelületén (levegő-talaj, víz-üledék) koncentrálódnak és a fizikai vagy kémiai paraméterek változásának hatására (pH, hőmérséklet, áramlási viszonyok stb.) mobilizálódnak. Természetes körülmények között a nehézfémek a talajban és földtani képződményekben a biológiai rendszerek számára többnyire hozzáférhetetlen formában, ásványokként vannak jelen. A biogeokémiai körforgalomba természetes úton, e képződmények mállásával kerülnek. A nehézfémek mobilizációjához nyersanyag-kitermelés, az energia előállítás, a magas hőmérsékletű folyamatok útján az emberi tevékenység jelentős mértékben járul hozzá. Kijelenthető, hogy a fémek biogeokémiai körforgalma napjainkban túlnyomó részt antropogén eredetű (KOVÁCS, 2005; PAPP, 2002, 2010; PAPP és KÜMMEL, 1992; WOOD, 1974).

A fémek globális biogeokémai körforgásának fontosabb anyagáramait a 2. ábra mutatja.



2. ábra: A globális fémkörforgás anyagáramai (PAPP és KÜMMEL, 1992).

Az antropogén beavatkozás fémkörforgásra gyakorolt hatását különböző indexekkel jellemezhetjük:

- *globális interferencia-faktor*: az adott elem atmoszférába irányuló antropogén anyagfolyamának arányát adja meg a természetes anyagfolyamokhoz viszonyítva,

- *geoakkumulációs index* (I_{GEO}): az elem reális folyami és prebiotikus üledékekben mért koncentrációviszonyának logaritmusa,
- *légköri dúsulási tényező* (EF): a kérdéses elem atmoszférában és földkéregben mért relatív koncentrációjának viszonyát adja meg (MÜLLER, 1979; PAPP és KÜMMEL, 1992).

A környezeti szempontból jelentős hatásúnak ítélt nehézfémekre számított geoakkumulációs index és légköri dúsulási tényező az 1. táblázatban látható.

1. táblázat: Néhány nehézfém körforgásának antropogén megzavarását jellemző geoakkumulációs index és légköri dúsulási tényező (PAPP és KÜMMEL, 1992).

Elem jele	**Geoakkumulációs index (I_{GEO})**	**Légköri dúsulási tényező logaritmusa (lg EF)**
Pb	3-5	3
Cd	3-5	3
Cu	0-4	2
Zn	1-4	1,5
Cr	0-2	1
Hg	1-5	0

A nehézfémek koncentrációja a környezetben általában alacsony, helyi feldúsulásuk drasztikus változásokat idézhet elő az ökológiai rendszerekben. A fémek biológiai vagy kémiai úton nem lebonthatók, ezért a környezeti elemekben nagy távolságokra vándorolhatnak el. A transzmisszió során a nehézfém vegyületek toxicitása a különböző kémiai formák közötti átalakulásokkal megváltozhat, a talajban, illetve üledékbe megkötődhetnek. A fémek nagy perzisztenciájának egyik következménye, hogy a tápláléklánc mentén feldúsulnak, és a lánc végén a fémkoncentráció több nagyságrenddel nagyobb lehet, mint az atmoszférában vagy a hidroszférában mért érték. Ez esetben az illető növény vagy állat emberi táplálékként nem jöhet számításba (CRAIG, 1980; GRASSELLY, 1995; PAPP, 2010).

2.1.3. Nehézfémek toxicitása, környezettoxikológia jellemzői

Toxikusnak tekintjük azt az elemet, amely káros hatást fejt ki a talajra, növényre, állatra és magára az emberre. Paracelsus már a XVI. század elején megállapította, hogy csak a mennyiségtől függ az, hogy valami méreg, vagy orvosság, azaz számos kémiai elem nélkülözhetetlen vagy előnyös élettani hatású, de túlsúly esetén mérgezővé vagy károssá válik. A toxicitás más oldalról is relatív fogalmat takar. A toxicitás fokát a fajlagos, azaz egy elem egységnyi koncentrációjára eső negatív hatásával (terméscsökkenés, megbetegedés stb.) mérhetnénk. A mérgező hatás függ azonban a

környezetben előforduló más elemek jelenlététől vagy hiányától, az azokkal való kölcsönhatástól (szinergizmus, antagonizmus) és az expozíciós időtől is. A rendszeres és tartós hatás alattomosabb és esetleg veszélyesebb lehet, mert nehezebben észrevehető az akkumuláció, a terhelés. A beépülő káros elem krónikus zavarokat, az egyszeri nagy adag akut megbetegedést, a letális dózis pedig pusztulást okozhat (LIGETVÁRI, 2000; KÁDÁR, 1991, 1995; PAPP, 2010).

Az élőlények nem érzékelik a nehézfémszennyezést, így azok felhalmozódhatnak a táplálékláncban, eljuthatnak az emberi szervezetbe, veszélyeztetve annak egészségi állapotát. A szervezet sem kémiai, sem biológiai úton nem képes a nehézfémeket semlegesíteni, elbontani, csak rendkívül lassan kiválasztással, kiürüléssel távoznak a szervezetből (BORGWARDT, 1994; FÖRSTER, 1991.

A toxicitás szempontjából meghatározó, hogy az elem milyen formában található. A toxicitás kritériuma, hogy a vegyület könnyen oldható és felvehető legyen (pl. a metil-higany vegyületek erős mérgek, míg a higany-szulfid oldhatatlan semleges anyag). Meghatározó lehet az ionos állapot, az oxidációs fok (pl. a Cr(III), As(III) vegyületei nem mérgezők, míg a Cr(VI), As(V) erős méreg). Humán szempontból lényeges a szervezetbe kerülés, a felvétel módja és az emészthetőség. A toxicitás szempontjából nem elhanyagolható a diszperzitás foka, az eloszlás. A szemcseméret csökkenésével ugrásszerűen nő a fajlagos felület, amely meghatározza a reakcióképességet. Különösen veszélyesek e tekintetben a kolloid mérettartományba eső porok, amelyek felületén káros elemek koncentrálódhatnak. A légköri aeroszol minták dúsulási együtthatója az átlagos talajösszetételhez viszonyítva akár két-három nagyságrenddel nagyobb lehet a legkárosabb elemek tekintetében (KÁDÁR, 1994, 1995; PURVES, 1985; ADRIANO, 1986; PAIS, 1991).

A toxicitás viszonylagossága és függése a környezeti feltételektől egyben a határkoncentrációk megállapításának nehézségeit is megmutatja, illetve a toxicitási határértékek relatív jellegét hangsúlyozza (KÁDÁR, 1995).

BOWEN (1966) rangsorolja az elemeket toxikusságuk mértéke szerint:

- Nagyon toxikus elemek, amelyek a tesztnövényeket már 1 mg/L oldatkoncentráció alatt károsítják, pl. Ag^{+}, Be^{2+}, Hg^{2+}, Sn^{2+}, Co^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+} és CrO_4^{2-}.
- Közepesen toxikus elemek, amelyek 1 és 100 mg/L közötti oldatkoncentrációban gátolják a növényeket, pl. As^{3+}, Ba^{2+}, Cd^{2+}, Cr^{2+}, Cr^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Zn^{2+}.
- Gyengén toxikus elemek, amelyek ritkán mutatnak károsító hatást még 1800 mg/L oldatkoncentráció felett is, pl. Cl^{-}, Br^{-}, I^{-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Rb^{+}, Sr^{2+}, Li_{+}, NO^{3-}, SiO_4^{2-}, Ti^{4+}.

SIMON (1999a) a legtöbb környezeti problémát okozó nehézfémnek a kadmiumot (Cd), az ólmot (Pb), a krómot (Cr), a rezet (Cu), a cinket (Zn), a nikkelt (Ni), és a higanyt (Hg) tartja. Jelentős környezetkárosító hatást tulajdonít az alumíniumnak (Al) és az arzénnak (As) is.

CSATHÓ (1994a) és LISK (1972) szerint nehézfém-toxicitás az alábbi folyamatok eredményeként jön létre:

- A legtöbb fém toxikus koncentrációban enzimgátló hatású. A Cu és Hg erős affinitással rendelkeznek az enzimek aktív helyeire való kapcsolódásra, a szerves molekulákkal kelátot képeznek és így átjutnak a sejtmembránokon.
- A Hg, Pb, Cu, Be, Cd és Ag az alkáli foszfatáz, a kataláz, a xantin oxidáz és ribonukleáz enzimeket gátolja.
- Az Al, Ba és Fe-hoz hasonló nehézfémek a PO_4^{3-}, SO_4^{2-}, stb. anionokkal csapadékot, metabolitokkal kelátot képeznek és megakadályozzák azok további átalakulását.
- A nehézfémek katalizálhatják az esszenciális metabolitok lebontását, így pl. lantán jelenlétében meggyorsul az ATP lebontása.
- Egyes nehézfémek, pl. Au, Cd, Cu és Fe(II) reakcióba léphetnek a sejtmembránokkal, megváltoztathatják áteresztő képességüket, illetve egyéb tulajdonságaira is hathatnak, a sejtmembránokat át is szakíthatják.
- Némely fémion más esszenciális fémekkel versenyezhet és helyettesítheti őket, funkciójukat teljesen átveheti, pl. a Li a Na-ot, Cs a K-ot és Ba a Ca-ot.
- bizonyos ionok, mint antimetabolitok léphetnek fel, pl. szelenát, arzenát, klorát és borát, és elfoglalhatják az általában foszfátok, szulfátok és nitrátok által betöltött helyeket.

WOOD (1974) a fémeket toxicitásuk és biológiai hozzáférhetőségük alapján csoportosította:

- Esszenciális elemek: H, Na, K, Mg, Ca, B, C. Si, N, P, O, S, F, CI, Fe.
- Biológiailag hozzáférhető toxikus elemek: Be, Tl, Sn, Pb, As, Sb, Bi, Se, Te, V, Ni, Pd, Pt, Ag, Au, Cd, Hg.
- Biológiailag kevéssé hozzáférhető toxikus elemek (nehezen oldódó vagy ritka vegyületek): Ba, Ga, La, Ti, Zr, Hg, Nb, Ta, W, Re, Rh, Ir, Ru.

Nem minden nehézfém toxikus az élőlények számára. A növények esetén vannak ún. esszenciális nehézfémek (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), melyek valamelyik anyagcsere folyamatban vesznek részt, és koncentrációtól függően okozhatnak hiányt, vagy toxikus tüneteket. A nem esszenciális nehézfémek (Pb, Cd, Hg, Al, Ag) mindig toxikusak a növények számára.

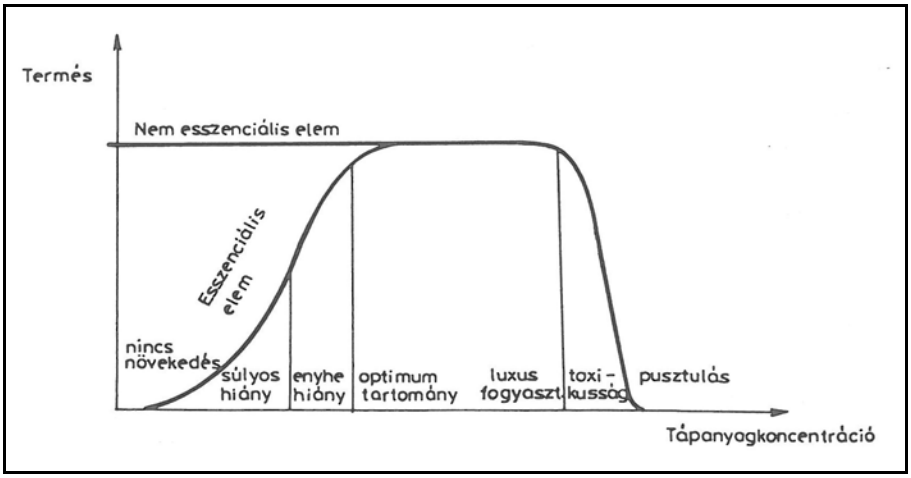
A magasabbrendű növényeknél akkor tekinthető egy elem esszenciálisnak, ha a következő kritériumoknak megfelel:

- az elem hiánya esetén a növény abnormálisan növekszik, életciklusa nem teljes,
- hatása a növényre specifikus és más elemmel nem helyettesíthető,
- közvetlen hatása van a növényre, továbbá részt vesz annak anyagcseréjében (a másodlagos vagy indirekt kedvező hatások nem minősítik az adott elemet esszenciálisnak),
- az elem hiánya fejlődési rendellenességet okoz, adagolásával a hiányjelenség megszüntethető (KÁDÁR 1991; PAIS, 1980, 1996; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; STEFANOVITS et al., 1999).

KÁDÁR (1991) a magasabbrendű növények számára esszenciálisnak a Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo elemeket, a nitrogénkötő baktériumok és algák számra esszenciálisnak a Co, részben pedig a Se, V elemeket tekinti.

Az esszenciális elemek közé tartozó nehézfémek az optimális dózishatár fölött káros hatásúak, kis mennyiségben hiánybetegséget idéznek elő, nagyobb mennyiségben pedig intoxikációhoz vezetnek. A nem esszenciális elemek a kritikus talajkoncentráció alatt nem mutatnak hatást, felette viszont potenciális toxikus hatásuk megmutatkozik. A rövid idő alatt nagy mennyiségben felvett toxikus vegyületek akut megbetegedést idéznek elő, vagy az egyed pusztulását okozhatják. A rendszeres és tartós hatás azonban a toxikus anyag kis koncentrációja esetén is káros lehet (CSATHÓ, 1994a; LÁNG, 2002; KÁDÁR. 1991, 1995; PAPP és KÜMMEL, 1992, STEFANOVITS et al., 1999).

Az esszenciális és nem esszenciális elemek, illetve vegyületeik hatását a növekedésre a 3. ábra mutatja.



3. ábra: Esszenciális és nem esszenciális elemek, vegyületeik hatása a növekedésre (CSATHÓ, 1994a).

Az értekezésben vizsgált toxikus nehézfémek növényi és állati táplálásban játszott szerepét potenciális toxicitásuk, illetve hasznosságuk alapján a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat: A vizsgált nehézfémek áttekintése potenciális toxicitás, illetve élettani hasznosságuk alapján (ADRIANO,1986).

Elem jele	Szükséges		Potenciálisan toxikus		Általános észrevételek
	Növény	Állat	Növény	Állat	
As	-	+	+	+	Rákkeltő lehet
Cd	-	-	+	+	Rákkeltő, élemben dúsul
Cr	-	+	+		Rákkeltő, Cr(VI) erős méreg
Cu	+	+	+		Nem mozgékony
Hg	-	-		+	Élelemláncban dúsul, erős méreg
Pb	-	-	+	+	Felhalmozódva mérgező
Zn	+	+			Inkább hiánya gyakori az élelemben

2.2. Nehézfémek a talajban

A földfelülettől a mállásfolyamatok által még nem érintett kőzetréteg felső határáig terjedő rész a talajzóna, amely a természeti környezet fizikai, kémiai és biológiai folyamatai számára alapvető fontosságú. Ez a litoszféra, a hidroszféra és az atmoszféra érintkezési felületénél heterogén rendszert alkotó régió intenzív anyag és energiacsere színhelye. A talaj és a talajt képező rétegek egyidejűleg a mikroorganizmusok, a növények és állatok életteréül is szolgálnak. A benne lejátszódó természetes folyamatok és az antropogén hatások miatt a talajzóna állandó átalakulásnak van kitéve (PAPP és KÜMMEL, 1992).

A talaj ökológiai funkciói közé tartozik a biomassza termelés, a szűrő, kiegyenlítő, átalakító, és raktározó szerep, az ökológiai élettér és a genetikai tartalék képzése. A talaj legfontosabb tulajdonsága a termékenység, a növények tápanyagokkal és vízzel való ellátása. A talaj - összetettsége következtében - rendkívül sérülékeny ökológiai rendszer. A nehézfémmel már jelentősen szennyezett talajok alapvető környezeti problémát jelentenek, mivel igen sok elem a feltalajban maradva évszázadokon, esetleg évezredeken keresztül is megőrizheti potenciális mérgező hatását. A talajok és a ráható környezeti tényezők között dinamikus egyensúly áll fenn, a kedvezőtlen környezeti hatások megváltoztatják a fémeknek a talajból való növények általi felvehetőségét, így a fémek potenciális mérgező hatása megnyilvánulhat (SIMON 1999a; 2006b; CSATHÓ, 1994b; VÁRALLYAY, 1990).

2.2.1. A talaj nehézfémtartalmának forrásai

A talaj nehézfémtartalmának növekedése természetes és antropogén hatásokra következhet be. A természetes úton történő nehézfém dúsulást a talajképző kőzetek és ásványok nehézfémtartalma okozhatja. Antropogén nehézfémszennyeződés okai között legfőképp a szennyvizek, a szennyvíziszapok, az öntözővíz, a termelési (elsősorban energiatermelés, fémfeldolgozó ipar, ércbányászat) emissziók, a légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés, a mezőgazdasági vegyszerek (műtrágyák, növényvédő szerek, csávázó szerek) felhasználása, valamint a közlekedési kibocsátások és a fokozódó urbanizáció említhető (SIMON 1999a, 2006b; THYLL, 1996; SZABÓ, 1998).

A természetes és az antropogén forrásokból származó nehézfém-emissziók egymáshoz viszonyított arányát a 3. táblázat ismerteteti. A táblázatból látható, hogy az antropogén kibocsátás többszöröse a természetes eredetű szennyezéseknek. Az ólom és higany esetén az antropogén emisszió különösen meghatározó, illetve az antropogén kibocsátás az arzén, a kadmium, a molibdén, a szelén és cink esetén is egy nagyságrenddel meghaladja a természetes emissziót.

3. táblázat: Globális nehézfém-emisszió, 10^2 tonna/év (SZABÓ, 2000).

Elem jele	Természetes	Antropogén	Antropogén/Természetes
As	28	780	28
Cd	2,9	55	19
Cr	580	940	1,6
Co	70	44	0,6
Cu	190	2600	14
Pb	59	20000	340
Mn	6100	3200	0,5
Hg	0,4	110	275
Mo	11	510	46
Ni	280	980	2,5
Se	4,1	140	34
Sn	52	430	8,3
V	50	2100	3,2
Zn	360	8400	23

A talajba jutó nehézfémek forrásai az alábbiak szerint csoportosíthatóak:

- talajképző kőzetek és ásványok nehézfémtartalma,
- műtrágyákkal és meszezőanyagokkal, peszticidekkel, szervestrágyákkal, szennyvizekkel, szennyvíziszapokkal a talajba juttatott nehézfémek;

- ipari és bányászati tevékenység, fosszilis energiahordozók égéstermékei, hulladékdepóniák, szélerózió által szállított talajrészecskék, vulkáni hamu, kísérleti atomrobbantások, pollenek, meteorok fémtartalma, a közlekedés nehézfém-szennyezése;
- vízerózióval szállított talajrészecskék fémtartalma, öntözővízzel kijuttatott fémek, fémvegyületek (LISK, 1972).

2.2.1.1. Természetes források

A talajok természetes állapotukban is tartalmaznak nehézfémeket, melyek az alapkőzet mállása során kerülnek a talajba (geokémiai szennyeződés). A talajban megfigyelhető fémtartalom döntően attól függ, hogy milyen alapkőzeten játszódott le a talajképződés (4. táblázat).

4. táblázat: A fontosabb kőzettípusok átlagos nehézfémtartalma, mg/kg (ALLOWAY, 1995).

Elem jele	**Kéreg**	**Vulkánikus kőzetek**			**Üledékes kőzetek**		
		ultrabázikus	**bázikus**	**gránit**	**mészkő**	**homokkő**	**agyagpala**
As	1,5	1	1,5	1,5	1,0	1	13 (1-900)
Cd	0,1	0,12	0,13	0,09	0,028	0,05	0,22 (<240)
Co	20,0	110,0	35	1	0,1	0,3	19
Cr	100,0	2980,0	200	4	11	35	90 (<550)
Cu	50	42,0	90	13	5,5	30	39 (<300)
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	0,18
Mn	950	1040,0	1500	400	620	460	850
Mo	1,5	0,3	1	2	0,16	0,2	2,6 (<300)
Ni	80	2000,0	150	0,5	7	9	68 (<300)
Pb	14	14	3	24	5,7	10	23 (<400)
Se	0,05	0,13	0,05	0,05	0,03	0,01	0,5 (<675)
Sn	2,2	0,5	1,5	3,5	0,5	0,5	6
V	160	40	250	72	45	20	130 (<2000)
Zn	75	58	100	52	20	30	120 (<1000)

A táblázat adatai szerint az ultrabázikus kőzetek Cr-, Co- és Ni-tartalma kimagasló, a bázikus kőzeteknek pedig magas a Cu-, V-, Zn-tartalma. A gránitban és az agyagpalában jelentős Pb-tartalom mérhető.

A vizsgált nehézfémek legfontosabb ásványai, ásványércei a következők:

- Arzén: auripigment (As_2S_3), arzenopirit (FeAsS), arzenit (As_2O_3).
- Cink: szfalerit (ZnS), cinkit (ZnO), smithsonit ($ZnCO_3$), willemit (Zn_2SiO_4).
- Higany: cinnabarit (HgS).
- Kadmium: greenockit (CdS).

- Króm: kromit ($FeO \cdot Cr_2O_3$), krokoit ($PbCrO_4$).
- Réz: kalkopirit ($CuFeS_2$), kalkozit (Cu_2S), kuprit (Cu_2O), malachit [$CuCO_3.Cu(OH)_2$], azazurit [$2\ CuCO_3.Cu(OH)_2$].
- Ólom: galenit (PbS), cerusszit ($PbCO_3$), anglezit ($PbSO_4$).

A szennyezetlen mezőgazdasági talajokban előforduló nehézfémkoncentrációkat az 5. táblázat mutatja. Egyes talaj típusokban a természetes nehézfém-tartalom igen magas is lehet, gyakoribb azonban, hogy a termőtalajok természetes nehézfém-tartalma emberi tevékenység (antropogén hatás) következtében emelkedik meg (SIMON, 1999a)

5. táblázat: A vizsgált nehézfémek száraz tömegre vonatkozó koncentrációi szennyezetlen mezőgazdasági talajokban, mg/kg (SIMON, 1999a).

Elemek	**Általános érték**	**Tartomány**
As	1-20	0,1-50
Cd	0,2-1	0,01-2,4
Cr	70-100	5-1500
Cu	20-30	2-250
Hg	0,03-0,06	0,01-0,3
Pb	10-30 vidéken 30-100 városban	2-300
Zn	50	10-300

2.2.1.2. Antropogén források

A mezőgazdasági termelés során szennyvíziszapok kihelyezésével, foszfor- és nitrogén-műtrágyák, meszező anyagok, peszticidek, szerves- és hígtrágyák használatával és szennyezett öntözővízzel kerülhetnek nehézfémek a termőtalajokba (FODOR, 2002; CSATHÓ, 1994a; SIMON 1999b).

A mezőgazdasági termelés során felhasznált anyagok nehézfémtartalmát a 6. táblázat foglalja össze. A táblázat szerint a talajterhelés szempontjából a szennyvíziszapok Cd-, Ni-, Cr-, Cu-, Pb-, Zn-tartalma, a műtrágyák Cd-, Cr-, Mo-, Pb-, V-, Zn-tartalma, a szerves trágyák Cu-, As-, Zn-tartalma, a peszticidek: Cu-, As-, Hg-, Pb-, Mn-, Zn-tartalma tekinthető jelentősnek.

A foszfor-műtrágyák Cd-szennyezettsége kiemelkedő. A nitrogén műtrágyák nem vagy csak nyomokban tartalmaznak kadmiumot. A foszfor-műtrágyák kadmium szennyezettségét, a kadmium táplálékláncra gyakorolt veszélyessége miatt megkülönböztetett figyelem kíséri.

6. táblázat: A talajok nehézfémszennyeződésének mezőgazdasági forrásai (ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS, 1989).

Elem jele	Szennyvíz-iszap*	Foszfor-műtrágya	Nitrogén-műtrágya	Istálló-trágya	Meszező-anyag	Szemét komposzt	Peszticid
	mg/kg*						%*
Ag	<960	-	-	-	-	-	-
As	3-30	2-1200	2,2-120	3-25	0,1-25	2-52	22-60
Cd	<1-3410	0,1-170	0,05-8,5	0,1-0,8	0,04-0,1	0,01-100	-
Co	1-260	1-12	5,4-12	0,3-24	0,4-3	-	-
Cr	8-40600	66-245	3,2-19	1,1-55	10-15	1,8-410	-
Cu	50-8000	1-300	-	2-172	2-125	13-3580	12-50
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,3-2,9	0,01-0,36	0,05	0,09-21	-
Mn	60-3900	40-2000	-	30-969	40-1200	-	-
Mo	1-40	0,1-60	1-7	0,05-3	0,1-15	-	-
Ni	6-5300	7-38	7-34	2,1-30	10-20	0,9-279	-
Pb	29-3600	7-225	2-27	1,1-27	20-1250	1,3-2240	60
Sb	3-44	<100	-	-	-	-	-
Se	1-10	0,5-25	-	2,4	0,08-0,1	-	-
V	20-400	2-1600	-	-	20	-	-
Zn	91-49000	50-1450	1-42	15-566	10-450	82-5894	1,3-25

* száraz tömegre vonatkozóan

FRATER és BEURDEN (1993) felmérése szerint az Európai Közösség művelt talajainak Cd-terhelésében a műtrágyák 72, a légköri ülepedés 13, az istállótrágya 11, a felhasznált szennyvíziszapok 4%-kal részesültek. Országonként ugyan jelentős különbségek adódtak, de a műtrágyák, mint Cd-források mindenütt meghatározóak voltak.

A hazai műtrágya-felhasználás szintje az 1980-as években elérte az Európai Közösség átlagát, ennek ellenére hasonló mérvű Cd-terhelést nem okozhatott. Ennek oka az, hogy a foszfor-műtrágyák alapanyagául szolgáló Kola-foszfátok egy nagyságrenddel kevesebb Cd-szennyezést tartalmaztak, mint a Nyugat-Európa által használt Észak-Afrikából származó nyersanyagok (KÁDÁR, 1992, 2008a).

TAMÁS (1992) a szuperfoszfát műtrágyával 1984-1992 között kiadott nehézfémek mennyiségét becsülte és a következő értékeket kapta: Cu 1,3-1,7 g/ha, Zn 7,5-9,4 g/ha, Pb 1,6-3,3 g/ha, Mn 22-28 g/ha, Cr 2,3-2,5 g/ha, Ni 0,24-0,3 g/ha és a Cd 0,1-0,2 g/ha. A vizsgált időszakban szervestrágyával jóval több rezet (4-7 kg/ha) és cinket (0,4-1,3 kg/ha) juttattak ki, mint szuperfoszfáttal.

A mezőgazdaságban használt növényvédőszerekhez is jelentős környezet terhelés és károsodás köthető. A szerves Hg-tartalmú csávázó szerek használatából következő Hg-terhelés a szántók talajában mutatható ki. Az 1950-1978 között felhasznált Hg-tartalmú csávázószerek mennyisége fémeshigany-hatóanyagban számítva összesen 175 tonna volt. Az 1960-as évek előtt a vegyszeres növényvédelemben az As-, Pb-, Cu- és Zn-tartalmú peszticidek alkalmazása volt jellemző. As-, Pb-Hg- és Zn-tartalmú növényvédő szereket ma már tilos felhasználni, míg a Cu-tartalmú fungicidek, rágcsálóirtó szerek még ma is forgalomban vannak. Az elöregedett gyümölcsösökben a korábbi a Pb-, Cu-, Zn-, As- és Hg-tartalmú növényvédő szerek kiterjedt használata ezen elemek dúsulását eredményezte a feltalajban (FODOR, 2002; THYLL, 1996; SZABÓ, 1998; KIRÁLY, 1985).

A szennyvíziszap elhelyezése a probléma jelentőségéhez mérten számos kutatás tárgya és az elhelyezési javaslatok az új ismeretek birtokában időről-időre változhatnak. Az iszap kihelyezéssel javulhatnak a talaj fizikai tulajdonságai, azonban a területre jutó nehézfémszennyeződés viszont számos probléma forrása lehet. A szennyvíziszapok származási helytől függően általában nagymennyiségű toxikus nehézfémet tartalmaznak. Az iszapban található szerves vegyületekkel képzett komplexek útján a nehézfémek oldhatóvá válnak. Ez az oka annak, hogy a toxikus fémeket tartalmazó iszap alkalmazásával a növényi nehézfémtartalom jelentősen megnövekedhet, és a növény károsodhat. E mellett a komplexképződés és megkötés útján a nehézfémek, olyan vegyületeket alkothatnak, melyek lelassíthatják a mikrobiológiai úton történő detoxikáció folyamatát. Ezért nem alkalmazhatóak a nehézfémtartalmú szennyvíziszapok a mezőgazdaságban (CSATHÓ, 1994a; BARTH et al. 1965, BENDER et al. 1970).

ABOULROOS et al. (1989) egy 60 éve szennyvízzel öntözött talaj tulajdonságainak megváltozását tanulmányozta. Az összes nehézfémtartalom Fe-Mn-Zn-Cu-Pb-Cd-Co-Ni sorrendben 290-40-46-15-34-0,9-25-14 mg/kg volt kiinduláskor, 60 évi szennyvíz öntözés után az Fe 40-szeres, a Zn 15-szörös, a Mn, Cu és Ni 8-szoros, a Cd és Co 5-6-szoros növekedést mutatott. Az Fe és Co főképp oldhatatlan formában került a talajba, a Pb, Cd és Ni közepesen oldható, a Mn, Zn és Cu pedig könnyen oldhatóak voltak.

TAMÁS (1990, 1991, 1992) a talajok szennyvíziszapokkal kijuttatott nehézfémekkel szembeni pufferoló hatását, és ezeken a talajokon termesztett növényekben bekövetkező akkumulációját vizsgálta. A kísérletben 8 éven keresztül injektáltak a talajba évi 10 t/ha szárazanyag-tartalmú iszapot, melynek nehézfémtartalma nem haladta meg az engedélyezett értéket. Eredményei szerint a humuszos homoktalajok pufferkapacitása szignifikánsan csökkent a csernozjom és a réti talajok pufferkapacitásához viszonyítva. A homoktalajon a szerves anyag mennyisége nőtt, viszont megkötőképessége csökkent. A kísérlet során még a 20 t/ha-os iszapadagok alkalmazásánál sem

mért káros felhalmozódást a termesztett növényeknél. Szignifikáns termésnövekedést csak a leggyengébb tertermékenységű homoktalajokon termelt növényeknél (silókukorica, rozs, szemeskukorica) lehetett kimutatni.

Az ipari létesítmények, bányák (meddőhányók), fémfeldolgozó üzemek, kohók körzetében a talajok nehézfémtartalma jelentősen megemelkedhet. Iparosodott körzetekben a település, közlekedés, ipari tevékenység nehézfém-emissziója összeadódik, és a talajterhelés még fokozottabb (KÁDÁR, 1995, 2008a; FODOR, 2002).

A környezet nehézfémterhelésében (vanádium, nikkel, higany, kadmium) jentős szerepet töltenek be a fosszilis energiahordozókkal működő erőművek. Széntüzelés esetén a szén hamujában jelenlevő nehézfém-komponensek egy része kondenzálódva a pernyeszemcsék felületén, illetve aeroszolként megjelenhet a füstgázokban. A pernyeszemcsék felületén bekövetkező kondenzáció veszélyességét növeli, hogy a legkisebb méretű szemcsék - amelyek fajlagos felülete igen nagy – leválasztása történik a legrosszabb hatékonysággal. Emiatt a mikron alatti méretű szemcsék nagy részaránya jelentősen megnövelheti a fémek kibocsátását. Olajtüzelésnél a jóval alacsonyabb éghetetlen rész aránylag sokkal nagyobb nehézfémtartalma alig kisebb kibocsátást eredményez. A nehézfém-kibocsátás hazánkban a szenek magas hamutartalma miatt nagyobb figyelmet érdemel, mint más - jobb minőségű szenet használó - országokban, jelenleg azonban sem szeneink hamujának nehézfémtartalmára, sem a füstgázba való átmenet arányára vonatkozóan nem rendelkezünk elegendő információval (GÁCS és KATONA, 1998; BEÉR, 1995).

Az elektronikai iparban a Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, W, Cr, Se, Ir, In, Ga, Ge, Se, Co, Mo, Hg, Sb és a As tartalmú anyagok felhasználására kerül sor a különböző elektromos berendezések, kábelek, félvezetők gyártásakor. Környezetszennyezés a gyártási folyamat során történhet vagy akkor, ha ezek a termékek a hulladékba kerülve érintkezésbe lépnek a talajjal (ALLOWAY, 1995).

A vegyipar bizonyos gyártási technológiákhoz szintén használ, illetve az egyes termékek is tartalmaznak nehézfémeket. Ezek közül a legfontosabbak tekinthetőek:

- klór-alkáli ipar: Hg,
- elemek: Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg;
- pigmentek, festékek: Pb, Cr, As, Sb, Se, Mo, Cd, Ba, Zn, Co;
- katalizátorok: Pt, Sb, Co, Ni, Mo;
- műanyag stabilizátorok: Cd, Zn, Sn, Pb;
- üzemanyagokhoz, síkosító szerekhez adalékok: Se, Pb, Mo, Li;
- gyógyszerek: As, Ba, Cu, Hg, Sb, Se, Sn, Pt, Zn (SZABÓ, 2000).

A bányászat és az ércfeldolgozás során a kitermelt fémek közül geokémiai és toxicitási sajátosságaik alapján a legjelentősebb környezeti kockázatot a Cu, Pb és a Zn képviselik. A kisebb mennyiségben bányászott fémek és félfémek közül az As és Cd tekinthető veszélyesnek az élő szervezetekre (SMITH és KALCH, 1999; DUDKA és ADRIANO, 1997; KOVÁCS, 2005).

HAZLETT et al. (1983) egy kanadai nikkel-réz olvasztó 12 km-es körzetében vizsgálták a talaj és növényzet nehézfém-terhelését. A szerzők a feltalajban 1,2% Ni-, 0,97% Cu-, és 23% Fe-tartalomig dúsulást mértek. A mangán és a cink a feltalajban normál koncentrációkban fordult elő. A talajok pH-ja csökkent, 2,4-es érték is előfordult. A talaj fémtartalmát az olvasztótól való távolság, a talaj szerves széntartalma, és az eróziós folyamatok befolyásolták leginkább.

ZÜRIN és munkatársai (1986) a talaj egy közép-uráli rézolvasztó gáz- és porkibocsátásának hatására bekövetkező Hg-dúsulását vizsgálták, összehasonlítva a terület szennyezetlen talajának Hg-tartalmával. Ugyan a rézérceknek és a kibocsátott gáz- és porszennyezésének Hg-tartalma nem volt magas, a hosszú ideje folytatott ipari tevékenység következtében a higany mégis feldúsult a talajban. A körzónára vonatkozó mérési eredmények szerint a szennyező forrástól távolodva a talaj Hg-szennyezettsége szignifikánsan csökkent.

KOVÁCS et al. (1986) az Ajkán működő üveggyár, timföldgyár és hőerőmű környezetkárosító hatását vizsgálták. Eredményeik szerint az üzemek által kibocsátott szálló porban 21 toxikus elem volt kimutatható (Al, Si, Ti, Cr, Mn, Fe, Co Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Y, Zr, Nb, Ag, Ba, La, Pb, U).

A tass-pusztai kísérleti terület közelében lévő Gyöngyösorosziban az ércbányászat 1949-ben kezdődött és 1986-ig tartott. Az ércbányászat káros környezeti hatása a környék magas Zn-, Cu-, Pb-, Cd- és As-terheltségben még napjainkban is megmutatkozik. Fő szennyező forrás az Altárón kifolyó bányavíz, a bánya és az ércdúsító meddőhányója, ahonnét a lefelé szivárgó vízzel kioldott nehézfémek távoznak a meddőből. Legnagyobb nehézfémtartalmakat (Zn, Cu, Pb, Cd, As) a Toka patak üledékében mérték. A talaj szennyezettsége a patak partmenti sávjában volt a legnagyobb. A patak partjától távolodva a terheltség csökken, de még 60 m-en túl is mértek kiugróan magas As értékeket. A Zn, Cd és Pb a feltalajban dúsult, koncentrációjuk a mélyebb rétegekben lecsökkent, míg az As- és Cu-tartalom ingadozott a talajszelvényben (FODOR, 2002; TÚRY at al., 2008a, 2008b; TÚRY, 2009).

A bányászat során visszamaradó meddőhányók sok probléma forrását jelentik. Ezek megfelelő tárolása, kármentesítése, hasznosítása egyre égetőbb feladatot jelent. Mindenkor nagy gondot kell fordítani arra, hogy megakadályozzuk a szennyeződések tovaterjedését. Technológiai hiba, emberi

gondatlanság vagy nem kiszámítható esemény következtében elterjedő szennyeződést nehéz megállítani, s egyben költséges is, valamint visszafordíthatatlan következményei lehetnek (KOVÁCS, 2005; TÚRY, 2009).

A közlekedés okozta nehézfémszennyezés problematikájára az 1960-as években figyeltek fel világszerte, a közlekedési utak környezeti elemekben (talaj, növényzet, állatok, vizek, levegő) végbemenő nehézfém dúsulás okán. A közlekedés által kibocsátott nehézfémek közül az ólom, a kadmium, a cink és a réz emissziója a legjelentősebb. Az ólom főként a benzinből, a cink és a réz a fékbetétek és súrlódó felületek kopásából, míg a kadmium a gumiköpenyek porladásából eredhet. A nehézfém-vegyületek a kipufogógázból aeroszol, por és szemcsék alakjában kerülnek a levegőbe, majd kiülepedés, kicsapódás, lemosódás útján jutnak az utak környezetébe. A légkörbe került nehézfémtartalmú por és korom szemcsék napokig, sőt hetekig is a levegőben maradhatnak lebegő állapotban és több kilométerre is eljuthatnak az emisszió helyétől (KÁDÁR, 1993b, 1995; NYILASI 1980, FÖRSTER 1991, HELMERS et al. 1995).

KÁDÁR (1993b) az M7-es autópálya melletti talaj és gyepnövényzet nehézfémtartalmát vizsgálta és az eredményeket szennyezetlen vidéki szántóterületről származó talajokéhoz és azok gyepnövényzetéhez hasonlította. Eredményei szerint az úttól való távolság függvényében a nehézfém-szennyezettség trendszerűen csökkent. Az úttól való távolság függvényében statisztikailag igazolható talajterhelés növekedés az ólom, kadmium és cink esetén történt. A fűtakaróban az ólom, kadmium, cink és réz dúsulása volt jelentős, és statisztikailag is igazolható az úttól való távolság függvényében.

KÖLES (1999) az M3-as autópálya és az M30-as főközlekedési útvonal mentén vizsgálta a közlekedésből eredő nehézfémterhelést. Az úttestről gyűjtött szediment mintákban és az úttestről lefolyó vízben jelentős Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Cr és Cu tartalmakat mért. Megállapította, hogy a forgalom sűrűség növekedésével a minták nehézfémtartalma lineárisan nőtt. Az úttestről lefolyó vízben az elemkoncentráció sorrend a következő volt: Fe > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. A szerző a hazai autópályák és főközlekedési utak teljes hosszáról évente 8-10 t Zn, 2-3 t Pb, 1-2 t Cu, 0,5 t Ni, 0,3-0,4 t Cr és 60-70 kg Cd lemosódását becsülte.

2.2.2. A talajok nehézfémtartalmát befolyásoló tényezők

A talaj háromfázisú diszperz rendszer, amelyben a szilárd fázis szervetlen (ásványi) és szerves anyagokból, a talajoldat oldott sókból, oldott szerves anyagokból és gázokból, a talajlevegő pedig

vízgőzből és különböző gázokból (CO_2, O_2, N_2) áll (FILEP, 1988; VÁRALLYAY, 1990, STEFANOVITS et al. 1999).

A talaj nehézfémtartalmát, a nehézfémek mobilitását és kimosódását a nehézfémek tulajdonságai, illetve a talajban lejátszódó fizikai-kémiai-biológiai folyamatok egyaránt befolyásolják. A legfontosabb tényezők a következők:

- a nehézfémek kémiai tulajdonságai, ionformája, oxidációs foka;
- a talaj kémhatása,
- a talaj szerves és szervetlen anyag (agyag és oxid) tartalma, és azok minősége;
- a talaj típusa, szemcseösszetétele;
- a talaj kationcsere kapacitása,
- a talaj redoxi viszonyai,
- a nehézfémek szinergizmusa, antagonizmusa (KÁDÁR és NÉMETH, 2003, KÁDÁR, 2008a. 2008b).

FILEP (1988) szerint a nehézfém-ionok változatos kötésformákat hozhatnak létre a talaj folyékony és szilárd fázisában, amelynek eredményeképpen különböző mozgékonyságú formákban vannak jelen a talajban:

1. Folyékony fázisban:
- szabad hidratált fémion ($[Cd_{(aq)}]^{2+}$, $[Cu_{(aq)}]^{2+}$, $[Pb_{(aq)}]^{2+}$),
- ionpárok és szervetlen komplexek ($CdCl^+$, $CdCl_2$, $PbCl^+$ stb.),
- szerves komplexek (humin- és fulvosav komplex).

2. Szilárd fázisban:
- szervetlen kolloidokon kicserélhető és nem kicserélhető formában kötött fémionok,
- szerves kolloidokhoz kötött fémionok (kicserélhető formák és fém-huminsav komplexek),
- csapadékok ($PbCO_3$, $CdCO_3$, CdS stb.).

2.2.2.1. A talaj kémhatásának hatása

A talaj nehézfémtartalom alakulásának vizsgálata során az egyik legtöbbet tárgyalt összefüggés a talaj pH és a nehézfémek mobilitása közötti kapcsolat. A talajszennyeződés környezeti hatásának megítéléséhez a növényi nehézfém felvétel miatt nemcsak a toxikus fém összes mennyiségét, hanem a mobilis készletet is számításba kell venni. A vizsgálatok szerint a pH csökkenésével a nehézfém-kationok mobilitása (felvehetősége) nő. A talajsavanyodás különösen veszélyes a már szennyezett területeken, mert a talaj eredeti állapotában oldhatatlan nehézfém vegyületek

mobilizálódva súlyos környezeti károkat okozhatnak (időzített kémiai bomba). A legtöbb országban a 6,5 pH alatti értéket tekintik kockázatnövelőnek (SIMON, 1999a, STEFANOVITS et al., 1999, SZABÓ, 2000; SZABÓ, 1997).

A talaj kémhatása tulajdonképpen a talaj folyékony fázisának kémhatása, amely térben és időben változik a talaj fizikai és kémiai állapotától függően. A talajok pH-értéke kisebb-nagyobb mértékben ingadozik. Talajtípustól függően az évszakonkénti ingadozás elérheti a 0,5-1 pH egységet. A talajok pH-ja befolyásolja az agyagásványok és a szerves anyagok adszorpciós képességét. A pH és az adszorbeált kationok minősége, százalékos megoszlása között szoros összefüggés van. A talaj pH-ját befolyásolja a talaj redoxpotenciáljának változása. A redukáló környezet általában pH-növekedést, az oxidáló pedig pH-csökkenést okoz (FILEP 1998, ALLOWAY, 1995; STEFANOVITS et al., 1999; KÁDÁR, 1998; LOCH és NOSTICZIUS, 2004, SZABÓ, 2000).

CSILLAG et al. (1994) által végzett aciditási kísérletek is azt mutatták, hogy a pH csökkenésével nő a talajoldat nehézfémtartalma. A cink és a kadmium esetében már kismértékű pH-csökkenés is fokozta a két fém mobilitását, az ólom és a króm esetében viszont csak alacsonyabb pH értékeknél nőtt meg a mobilitás, igaz ekkor ugrásszerűen.

2.2.2.2. A nehézfémek megkötését befolyásoló jellemzők

A talaj nagy adszorpciós képességű szerves és szervetlen kolloid anyagai, az agyagásványok és a szerkezeti humuszanyagok, melyek a növényi növekedés szempontjából hasznos víz és tápanyagok megkötésében játszanak szerepet, képesek a környezetünkbe kerülő szerves és szervetlen szennyezők, környezetre káros, toxikus anyagok megkötésére és tárolására is. A talajokban levő szervetlen (ásványi), szerves, valamint az ezek kapcsolódásával keletkezett kolloidok meghatározó fontosságúak a különböző nehézfém kationok adszorbeálásában is (SIMON 1999b; FILEP, 1988, VÁRALLYAI, 1990; KÁDÁR, 1991, 1995, 1999; CSATHÓ, 1994a, 1994b).

A talaj alkotószerveinek több mint 95%-a ásványi anyag. Ezek összetétele mind mineralógiai, mind kémiai szempontból igen változatos, fizikai és kémiai tulajdonságaik igen különbözőek. A szervetlen frakció jellemzése a frakció szemcseméret eloszlásával történik. Az egyes frakciók a következőek: a homok 2,00-0,02 mm, az iszap, illetve por frakció 0,02-0,002 mm, az agyag frakció szemcseátmérője kisebb mint 0,002 mm. A talaj szervetlen (ásványi) része kristályos vagy amorf anyag lehet. Az ásványi kolloidok közé tartoznak az agyagásványokon kívül a kovasavak, a Fe-,

Mn- és Al-hidroxidok, valamint a finom ásványtörmelékek is (STEFANOVITS et al., 1999, CSATHÓ, 1994a).

Az agyagásványok a talaj agyagfrakciójának legjelentősebb komponensei, nagy részükben a nehézfémek kisebb mennyiségekben helyettesíthetnek más elemeket. A nagyobb ionok, mint pl. az ólom és a kadmium kevésbé kötődnek meg az agyagásványok rétegei között. A szerves anyag viszont fixálja, komplex kötésbe viszi őket. A kobalt, króm és nikkel kisebb átmérőjével megkülönböztetetten fixálódik az oktaéderes pozíciókban, a talaj profilban levő eloszlásuk az agyagfrakció és a másodlagos ásványok eloszlásával nagyon jól korrelált. Az agyagfrakció nagyobb fajlagos felülettel, így nagyobb kémiai aktivitással rendelkezik, mint a homok-, vagy az iszapfrakció. Ezért különböző szemcseösszetételű talajokban, a felvehető nehézfémtartalom mennyisége eltérő (FILEP 1988, 1998; FÜLEKY, 1987; STEFANOVITS et al., 1999; CSATHÓ, 1994b).

A kovasav, valamint Fe-, Mn- és Al-hidroxidok a kiszáradó talajokban kikristályosodnak, így méretük megnövekszik, s elvesztik kolloid sajátságukat. Mennyiségük csak intenzív mállásban levő barna erdő- és egyes rétitalajokban számottevő. A kikristályosodott a Fe-, Mn és Al-hidroxidok a talajoldatból egyszerre csapódnak ki és adszorbeálják a Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, V és a Zn kationokat. A redoxpotenciál csökkenésekor - vízzel való telítődéssel, vagy a levegővel kitöltött pórusok arányának csökkenésével - a hidroxidok felbomlanak és az adszorbeált ionok felszabadulnak (FILEP, 1988; ALLOWAY, 1995; SZABÓ, 2000).

A talajban található szerves anyagokat a talaj élőlényei, a talajon élő növények gyökérzete és az elhalt növényi és állati maradványok alkotják. A talaj humusztartalma döntően a növényi maradványok lebomlásából származik. A nem humusz anyagokat szénhidrátok, nitrogén-tartalmú szerves vegyületek, lignin, szerves savak és szerves foszfor-vegyületek alkothatják. A szerves kolloidok rendszerint jóval kisebb mennyiségben találhatók a talajban, mint az ásványi kolloidok, a talaj szempontjából mégis rendkívül fontosak. A szerves anyagok a talaj összes kicserélhető kapacitásához is jelentősen hozzájárulnak, mert az egységnyi tömegű szerves anyagnak nagyobb a kation- és anioncserélő kapacitása, mint az ásványoknak. A humuszsavak nagyhatású pufferanyagok (CSATHÓ, 1994a; FILEP 1988, STEFANOVITS et al., 1999, SIMON et al., 2006).

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 alumínium-hidroxidokat részben vastagabb, vagy vékonyabb humuszhártya veszi körül, amely megváltoztathatja az ásványi kolloidok felületének sajátságait is. Az agyagásványok felületén kovasav, vas-, illetve alumíniumhidroxid bevonat is képződhet. Az így létrejött, bonyolult összetételű kolloidokat a talaj adszorpciós komplexumának nevezzük (CSATHÓ, 1994a; KÁDÁR 1998, 2008a, 2008b).

A kétvegyértékű nehézfémek adszorpcióképessége a talajkolloidok minőségétől és a közeg pH-jától nagymértékben függ. Néhány toxikus, illetve toxikus mennyiségben is felhalmozódó nehézfém adszorpcióképessége a Ca- és Mg-ionokéhoz viszonyítva a következő sorrendben csökken:

- kaolinit (pH = 3,5-6): Pb > Ca > Cu > Mg > Zn > Cd,
- illit (pH = 3,5-6): Pb > Cu > Zn > Ca > Cd > Mg,
- montmorillonit (pH = 3,5-6): Ca > Pb > Cu > Mg > Cd > Zn,
- hematit (alfa-Fe2O3): Pb > Cu > Zn > Co > Ni,
- goethit (alfa-FeOOH): Cu > Pb > Zn > Cd,
- huminsav (pH = 4-6): Cu > Pb > Cd > Zn,
- talaj szerves anyag nélkül (pH = 5,0): Pb > Cu > Zn > Cd,
- talaj 2-4% szerves anyaggal: Pb > Cu > Cd > Zn (STEVENSON, 1977; FARRAH és PICKERING, 1979; ELLIOT et al., 1986).

2.2.2.3. A nehézfémek kémiai reakciói a talajban

A nehézfémek talajban lejátszódó kémiai reakciói közül az ioncsere (főképp kationcsere), a fém-szerves komplexek képződése, a specifikus kationadszorpció, oxidációs-redukciós folyamatok és a csapadékképződés a meghatározó.

A legtöbb nehézfém a talajoldatban főképpen kationos formában van jelen, adszorpciójuk a talaj kolloidok felületén levő negatív töltések számától függ. A kolloidok felületének túlnyomórészt negatív töltése miatt a talajok kationcserélő kapacitása többszörösen meghaladja anioncserélő kapacitásukat. A kationcsere során a kolloidok felületén megkötött és a talajoldatban lévő kationok cserélődnek ki. A kationcsere útján létrejött adszorpció a kolloid felszínének aktív helyein elektrosztatikusan (kicserélhető módon) kötött kationokat jelent. Ez a szelektivitás a kationok között meghatározott. Az egyes kationok adszorpcióképességét vegyértékük és hidratáltságuk foka határozza meg. A veg yérték növekedése növeli, míg az erősebb hidratáltsági fok csökkenti a kation adszorpcióképességét (CSATHÓ, 1994b; FILEP 1988, STEFANOVITS et al., 1999; SPOSITO, 1988, SIMON et al., 1998).

A kolloidok felületének negatív töltései állandóak és változóak lehetnek. Az állandó töltések nem, a változó töltések pH-függőek. Az állandó töltések az agyagásványoknál fellépő izomorf helyettesítések révén jönnek létre, a változó töltésű felületek közül legfontosabbak az agyagásványok törésfelületei, illetve a Fe- és Al-hidroxidok, a kovasavgélek és a humuszkolloidok (CSATHÓ, 1994a; FILEP 1988, STEFANOVITS et al., 1999).

WINKLANDER (1964) vizsgálatai szerint az ásványi talajok kationcserélő kapacitása (T-értéke) 4 és 60 me/100g közötti, szerves talajokban 200 me/100g is lehet.

A talajok kationcserélő kapacitása elsősorban az agyagfrakció ásványainak, a szerves anyagoknak a mennyiségi és minőségi jellemzőitől és a talaj pH-jától függ. A homoktalajok 2-4 me/100g talaj, a homokos vályog 4-10, a vályog 10-15, az iszapos vályog 10-25, az agyagos vályog és agyag talaj ok 20-60 me/l00 g T-értékkel jellemezhetők. A nagy T-értékű talajok nagy mennyiségű nehézfém kationt képesek az oldatból a talaj kolloidokon adszorbeálni (CSATHÓ, 1994a).

A talaj szerves vegyületei többféle kation részvételével különböző szerkezetű és stabilitású kelátkomplexeket képezhetnek. A talaj szerves vegyületeinek nagy része komplexképző ligandum, amelyek közül a legfontosabbak a különböző dikarbonsavak, az alifás- és a hidroxi-karbonsavak, a polifenolok, az aminosavak és a savamidok, valamint a fulvo- és huminsavak (FILEP 1988, FÜLEKY 1987, STEFANOVITS et al., 1999).

A komplexek egy része vízoldható. Az oldhatóság a ligandum és a központi ion tulajdonságaitól, a ligandum és a fém arányától, s a talaj pH-jától függ. Nagy fémion-koncentráció esetén nemcsak kelátok, hanem egyszerű komplexek is kialakulnak. A vízoldható komplexek könnyen mozognak a talaj profilban, és a fémion a növények számára felvehetővé válik. Ezért a toxikus nehézfémek oldható komplexbe kerülése nem kívánatos a megnövekedett fém-mozgékonyság miatt. A kis adagban kijuttatott nehézfémek kelátképződésének mértékéről jelenleg kevés az ismeret. A fém-szerves komplexek stabilitása szabályozhatja felvehetőségüket. A különböző fém-ionok kelátkomplexeinek stabilitási sorrendje általában a következő: Hg > Cu > Ni > Pb > Co > Zn > Cd > Fe > Mn > Mg > Ca (LISK, 1972; FILEP 1988, STEFANOVITS et al., 1999, KÁDÁR, 1991, 1993a, 1995; KÁDÁR és NÉMETH, 2003; SZABÓ és FODOR, 1999; SIMON 2006a).

A nehézfémionok specifikus adszorpciója általában koordinativ kötések kialakulásakor, ligandumcsere révén, vagy meghatározott geometriai feltételek létrejötte esetén következhet be. A specifikusan adszorbeált kationokat nem, illetve nem csupán elektrosztatikus erők kötik az

abszorbenshez, így ezek másként viselkednek, mint a kicserélhető ionok. Specifikus adszorpció az ásványi kolloidok változó töltésű felületén, vagy szerves kationkomplexek képződése közben történhet. A két és három vegyértékű fémionok specifikusan adszorbeálódhatnak a hidratált oxid típusú felületeken. A folyamat erősen pH-függő, a pH emelkedésekor jelentősen nő a megkötött mennyiség. A szerves komplexkötésbe került kationokat csak az adott körülmények között a ligandummal szemben nagyobb affinitású ionokkal lehet mobilizálni. A szerves fémkomplexek kialakulása miatt csökken a szerves anyagok negatív töltése, illetve a szorosabb értelemben vett kationcsere kapacitása is (FILEP, 1988; SZABÓ és FODOR, 2004; KÁDÁR, 2008a, 2008b).

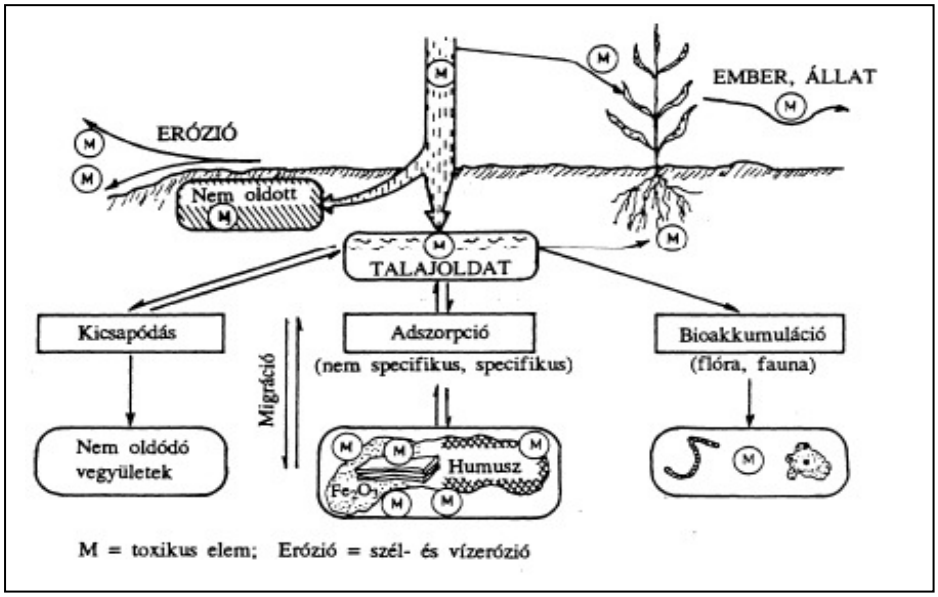
A nehézfém kationok a talajoldatban lévő anionokkal stabil kémiai vegyületeket képezhetnek, melyek oldékonysága csekély. Az a koncentráció, amelynél a csapadékképződés elkezdődik, vegyületenként más és más. A csapadékképződést a keletkező vegyület oldhatósági szorzata határozza meg. Ameddig az oldhatósági szorzatnál nagyobb a koncentráció a szilárd fázis képződése folytatódik, csökkentve az oldatban levő ionok koncentrációját egészen az egyensúlyi állapot létrejöttéig. A talaj fémmegkötő képessége főképp az oldhatatlan formába való alakulással jellemezhető (STEFANOVITS et al., 1999; MURMANN és KOUTZ, 1972; KÁDÁR, 1991, 1995, 2008a, 2008b).

A talajban a különböző anyagok redukciója vagy oxidációja meghatározott sorrendet követ. A legerősebb elektronakceptor a talajban a molekuláris oxigén, a legerősebb elektrondonorok a növényi maradványok és a talaj szerves anyagai. Minél kisebb egy talaj redoxipotenciálja, annál többféle komponens kerül redukált állapotba és fordítva. A talajok redoxipotenciálját alapvetően a talaj levegőellátottsága szabja meg. Minden olyan tényező, mely a talaj levegőzöttségét befolyásolja a redoxipotenciálra is hatással van. A talaj átnedvesedésekor a redoxipotenciál csökken, száradás során pedig nő. Ebből következik, hogy a talajok 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 a szennyezett talajokban Ag, As, Cr, Cu, Hg és Pb elemek kémiai tulajdonságai is változhatnak eltérő redox viszonyok mellett (FILEP, 1988; SPOSITO 1983).

2.3. Nehézfémek a talaj-növény rendszerben

A talaj központi szerepet játszik a földi ökoszisztémákban, a Földön lejátszódó fizikai, kémiai és biológiai folyamatokban, az elemek körforgásában. A talajban élő mikroorganizmusoknak köszönhetően a szerves anyagok mineralizálódnak, így a növények számára felvehetőek lesznek. A talaj a tápanyagokat megfelelő időben és formában a növények rendelkezésére bocsátja. A talajnak

ez a tulajdonsága a talaj bonyolult fizikai-kémiai-biológiai rendszerének köszönhető. Annak a szerves és szervetlen anyagokból álló összetett rendszernek, amelyhez a tápanyagok és a víz a legkülönfélébb erősségű fizikai vagy kémiai kötődésekkel kapcsolódhatnak és ahol a talaj mikroorganizmusok különleges biofilmekben élnek a talajszemcsék felületén és a mikrokapillárisokban (SIMON 1999b; STEFANOVITS et al., 1999). A toxikus nehézfémek megoszlását a talajban és a környezetben a 4. ábra mutatja.



4. ábra: A toxikus nehézfémek megoszlása a talajban és a környezetben (STEFANOVITS et al., 1999).

A toxikus nehézfémek humán- és állat-egészségügyi szempontból elsősorban azért jelentenek kockázatot, mert az állatok szervezetébe a takarmánynövényekkel nagyobb mennyiségben is bekerülhetnek. A növényekre a talajba került nehézfémek csak akkor vannak fiziológiás hatással, ha felvehető formában vannak jelen és elérnek egy adott koncentrációt. Ezt a felvehető koncentrációt abiotikus és biotikus tényezők egyaránt befolyásolják (abiotikus: az elem és a talaj tulajdonságai, biotikus: a növény hatása az ionfelvételre, ezáltal H^+ és szerves savak kibocsátása, szimbiózis mikorrhiza alkotó gombákkal). A nehézfémsók főképp savanyú talajokon mennek oldatba, így a talajoldattal felvehetővé válnak a növények számára, semleges és lúgos kémhatásnál általában kicsapódnak. Az esővíz és a talaj savanyodása nagymértékben hozzájárul a nehézfém-oxidok oldható vegyületekké történő átalakításában. Ehhez a folyamathoz az antropogén eredetű levegőszennyezés (elsősorban a kén-dioxid és nitrogén-oxid kibocsátás) nagymértékben hozzájárul (FILEP 1988, KÁDÁR 1998, 2008a, 2008b; KÁDÁR és MORVAI, 1998; STEFANOVITS et al., 1999; SIMON et al., 2006).

2.3.1. A növények nehézfém-felvétele, eloszlása

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

- a Fe-hez hasonló fémek erős, lassan cserélő kelátokat képeznek és az epidermiszből a levelekbe változatlan formában juthatnak;
- a Cu- és Ni-hez hasonló fémek a szerves kelátképzőkkel az Fe-hez hasonló kelátokat alkotnak, a réz-kelát azonban sokkal kevésbé képes a xylembe jutni, mint a vas-kelát;
- a Zn és Mn-hez hasonló fémek oldhatóak maradnak és így a kelátok csak igen kismértékben szabályozzák mozgásukat;
- a Pb-hez hasonló fémeket a foszfátok kicsaphatják, vagy kelátokkal kevert csapadékot alkothatnak a gyökérzet ioncserélő felületén;
- a Hg-hoz hasonló fémek nagyon stabil, lassan cserélő makromolekulákhoz, vagy az ioncserélő felülethez kötődhetnek, és nem eléggé oldhatók ahhoz, hogy a parenchyma sejteket elérjék és a xylembe lépjenek.

A talaj fémszennyeződése esetén a magasabb rendű növények fémfelvétele alapvetően három módon alakulhat:

- A „kirekesztő" növények szerveiben nem nő a talaj fémkoncentrációjával arányosan a fémfelvétel (a fémek általában a gyökerekben akkumulálódnak, és kevés helyeződik át belőlük a hajtásokba).
- Az indikátornövények gyökerében és hajtásában a talaj fémterhelésével arányosan emelkedik a fémfelvétel.
- A hiperakkumulátor növények szerveiben (hajtásában) pedig jóval nagyobb mennyiségben halmozódnak fel a fémek, mint az a talaj fémkoncentrációjából következne (BROOKS, 1988).

Termesztett növényeink között is vannak nehézfém akkumuláló növényfajok, melyek főként a keresztesvirágúak (káposztafélék) és a fészkesvirágúak közé tartoznak. Kimagasló pl. a *Brassica juncea* (szarepta mustár) egyes fajtáinak Pb, Cd, Cr, Ni, Zn és Cu-akkumulációja. A szarepta mustár, fehér mustár, takarmányretek, tarlórépa, kender és repce esetében a galvániszappal szennyezett talajból felvett nehézfémek a föld feletti szerveikbe (szár, levél, termés) kerültek be. A kultúrnövények közül a fehérmustár és a szarepta mustár nagy zöldtömeget adnak és alkalmasak a Cd, Cr, Cu, Ni és a Zn fitoextrakciójára is. A kukorica és a bab 1% Pb-akkumulációjára is képesek hajtásukban a szennyezett talaj EDTA-val történő kezelése után (SIMON, 1999b, 2004, 2006b; KÁDÁR 1995; NAGYPÁL et al., 2008, FODOR, 2002; SZABÓ, 2006; SZABÓ és FODOR, 1997).

A toxikus nehézfémek növénybeni dúsulásának, illetve felvehetőségének jellemzésére gyakran használatos a talaj-növény transzfer koefficiens megadása. A talaj-növény transzfer koefficiens (T_C) értéke a növény és a talaj elemkoncentrációjának hányadosa. A T_C tág határok között mozoghat, elemenként és a vizsgált növényfajonként, szervenként nagyságrendileg eltérhet. A SAUERBECK (1982, 1985) valamint KLOKE (1998) által savanyú talajon, Németországban nyert T_C dúsulási együtthatók és a kritikus növénybeni elemkoncentrációk a 7. táblázatban tanulmányozhatóak. Karbonátos talajon a nehézfémekre adott T_C -értékek általában nagyságrenddel kisebbek.

7. táblázat: Talaj-növény transzfer koefficiensek (T_C) és a növényi koncentrációk kritikus értékei (KÁDÁR, 2007).

Elem jele	**Talaj-növény transzfer koefficiens (T_C)**	**Növényi koncentráció, mg/kg szárazanyagban**		
		Általában	**Kritikus a növényre**	**Kritikus a takarmányban**
Cd	1–10	1 alatt	5–10	0,5–1
Zn	1–10	15–150	150–200	300–1000
Tl	1–10	5 alatt	20–30	1–5
Mo	1–10	0,1–1	–	10–20
Cu	0,1–1	3–15	15–20	30–100
Ni	0,1–1	5 alatt	20–30	50–60
Co	0,01–0,1	0,5 alatt	10–20	10–50
Cr	0,01–0,1	1 alatt	1–2	50–3000
Hg	0,01–0,1	0,5 alatt	0,5–1	1 alatt
Pb	0,01–0,1	1–5	10–20	10–30

A táplálékláncba való bekerülés szempontjából nagyon fontos, hogy a felvett nehézfémek mely növényi szervekben halmozódnak fel a különböző növényeknél. A Zn, a Ni és a Co elsősorban a hajtásban akkumulálódik, mennyiségük a primer levelekben mindig nagyobb mint a szekunder levelekben. Ezzel szemben a Cu a gyökerekben akkumulálódik, a hajtásokból csak igen magas, látható károsodást és 50%-os növekedés gátlást előidéző koncentrációjú kezelést követően mutatható ki.

FODOR (2002) 1995-1997. között csernozjom barna erdőtalajon szabadföldi nehézfémterheléses (30, 90, 270 kg/ha vízoldható só formában kiadott nehézfémterhelés) tartamkísérletben vizsgálta nyolc nehézfém mobilitását (Al, Cu, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn) a talaj-növény rendszerben őszi búza, kukorica és napraforgó jelzőnövénnyel. A kísérleti eredmények szerint:

- A Cd megtartotta mozgékonyságát a talaj-növény rendszerben. Dúsulása a vegetatív és generatív növényi szervekben is megfigyelhető volt. A Pb beépült a vegetatív és a generatív

növényi szervekbe is, de a növekvő talajterhelés hatására dúsulása nem volt statisztikailag igazolható.

- A Cd statisztikailag igazolhatóan dúsul a szemtermésben a talajterhelés növekedésével, míg a Cr és Pb tartalom kiegyenlített marad. Az esszenciális Zn dúsulása is jelentős lehet a szemtermésben a növekvő terhelés hatására.
- Az oldható formában adott As és Hg a szennyezést követő évben dúsult a vegetatív szervekben, de idővel mozgékonyságuk a talaj-növény rendszerben jelentősen lecsökkent. Az As és a Hg nem épül be a szemtermésbe. A szem, mint generatív szerv, genetikailag védett e szennyezőkkel szemben.
- A búza, a kukorica és a napraforgó teljes föld feletti termésébe beépült elemek mennyisége elenyésző a szennyezéshez képest.

KÁDÁR (1999) meszes vályog csernozjom talajon 1991 tavaszán indult nehézfémterheléses szabadföldi tartamkísérletben 13 mikroelem (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn) mobilitásának vizsgálati eredményeit foglalja össze a talaj-növény rendszerben. A nehézfémterhelés oldható sók formájában 90, 270, 810 kg/ha egyszeri kijuttatást jelentett. A kísérlet 12 éve alatt a különböző növénykultúrák vizsgálata alapján a főbb általánosítható tanulságok a következők voltak:

- Az arzén nem dúsult fel a növényi szervekben, mindössze 1-2 mg/kg koncentrációt mutatott.
- Jelentős növényi kadmiumakkumulációt a leveles zöldségek mutattak 10-50 mg/kg maximumokkal, míg ugyanitt pl. a kukorica szemtermésében kadmium-felhalmozódás nem volt statisztikailag igazolható.
- A molibdén rendkívül mobilisnak mutatkozott meszes termőhelyen a talaj-növény rendszerben.
- A szelén a molibdénhez hasonlóan rendkívül mobilis e talajon, a növényi szervek több száz mg/kg dúsulást jeleztek toxicitási tünetekkel kísérve.
- A króm, higany réz, ólom és nikkel esetén általában a termés sem szennyeződött kifejezetten, legalábbis bizonyos növényfajok és fogyasztásra szánt növényi szervek esetében.

2.3.2. Nehézfémek hatása a növényekre, védekezési mechanizmusok

A fitotoxicitási határérték, azaz, hogy az adott nehézfém mikor mérgező a növény számára, nagymértékben függ a fajtól, a talajtípustól és számos környezeti tényezőtől. A fitotoxicitás mellett fontos a talajszennyezések táplálékláncra gyakorolt hatása is, amit a fogyasztásra kerülő növények, növényi szervek nehézfémtartalmának ismeretében ítélhetünk meg. Az egyes növények, növényi szervek eltérő mértékben veszik fel és akkumulálják a nehézfémeket. A közvetlen emberi táplálékul szolgáló növények (zöldségfélék, gabonafélék) nehézfémeket akkumuláló képessége megmutatja,

hogy a lakosság mennyire veszélyeztetett egy adott terhelésnél. Ezek alapján a szennyezett területek minősíthetők és a szükséges védekező beavatkozások megtervezhetők (KÁDÁR 1991, 1993a, 1995; SZABÓ 1998; FODOR és SZEGEDI, 2006; SZABÓ és FODOR, 2006).

A nehézfémek számos ponton támadják a növényi anyagcserét. A növényi sejtekbe került toxikus fémionok hatására számos enzim aktivitása megváltozik. A küszöbértéket meghaladó nehézfémkoncentráció például megnöveli több antioxidáns enzim (pl. peroxidázok) aktivitását. Ennek az az oka, hogy a nehézfémfelvétel hatására szabad gyökök keletkeznek, melyek a biológiai membránokban lipid peroxidációt eredményeznek, ezáltal megnő a membránok permeabilitása, ami felborítja az egymástól elválasztott anyagcsere folyamatok zavartalan lezajlását. A Zn csak a levelekben, a Cu csak a gyökerekben, a Cd kezelés pedig mind a hajtásban, mind a gyökérben emeli az antioxidáns enzimek aktivitását. Bizonyos koncentráció felett azonban ez a védekezés nem elég, és súlyos következményekkel jár (FODOR et al., 2010; NÉMETH et al., 1993; NÉMETH és KÁDÁR, 1991; SIMON, 2006a).

A nehézfémek másik tulajdonsága, hogy az oxigén, nitrogén és kén atomokhoz nagy affinitással kötnek, így az enzimek kulcsfontosságú csoportjait blokkolják és ezzel inaktiválják azokat. A fotoszintézis kulcsenzimének (RuBisCo) aktivitását a Zn, a Ni és a Co szennyezés gátolja. Ez nemcsak a növekedésben, hanem a védekező mechanizmusokban is komoly visszaesést okoz. És mivel a felépítő anyagcsere folyamatok gátoltak (keményítő és cellulózképződés), így a köztestermékek koncentrációja (szabad aminosavak és redukáló cukrok) nő (HALL, 2002; BAKER et al., 2000; BINI et al., 1999).

A nehézfémek képesek egyes biomolekulák esszenciális fémionjainak kicserélésére is. Számos nehézfém már a fényelnyelő pigmenteket is károsítja a levelekben. Pl. a réz, mint erős kelátképző ágens, a klorofill molekulák magnéziumionjait helyettesíti, a képződött rézkomplex fotoszintetikus szempontból teljes mértékben inaktív. A Zn-, Cd- és Pb-szennyezés szintén nagymértékben gátolja a fotoszintézis fényszakaszában az elektrontranszportot, így a széndioxid megkötéséhez szükséges energia (ATP) termelését. Az Pb ezen kívül jelentős mértékben csökkenti a fényelnyelő és antioxidáns tulajdonságú kulcsfontosságú molekula, a β-karotin koncentrációját is a levelekben. Néhány kivételes esettől eltekintve a növények fotoszintetikus folyamatait a nehézfémek egyértelműen gátolják. Emellett a nagyobb levélszöveti Pb vagy Cd koncentráció transzspiráció (gázcsere) csökkenést eredményez, ami miatt kevesebb lesz a levelekbe bejutó és szervesanyag építésre fordítandó szén-dioxid. A nagyobbrészt gyökérben felhalmozódó nehézfémek (mint például

a Cd) pedig gátolják a gyökerek vízfelvételét (BOULARBAH et al. 1992, NÉMETH és KÁDÁR, 1991; WOOD, 1974, PAPP és KÜMMEL, 1992).

Látható, hogy végeredményben a nehézfémek a legtöbb fiziológiai folyamat gátlásával a növények növekedésének, tömegének csökkenését eredményezik. Magasabb szöveti koncentrációjuk hatására a növények klorotikussá (sárgás levélelszíneződés) válnak, a tartós szennyezés pedig végül is a növények és a vegetáció pusztulásához vezet. Gyakori jelenség, hogy egyik elem felvétele befolyásolja egy másik elem felvételét (pl. a Cd felvétele Fe-hiányt okoz) (HALL, 2002; SIMON et al., 1998).

A vizsgált nehézfémek által okozott mérgezés tüneteit a termesztett növényekben többek között KABATA-PENDIAS és PENDIAS (1989) foglalja össze (8. táblázat).

8. táblázat: A nehézfém toxicitás tünetei növényeken (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1989).

Elem jele	Tünetek	Érzékeny növények
Al	Erőteljesen gátolt növekedés, sötétzöld levelek, a szár bíborszínű elszíneződése, levélcsúcsok elhalása, koralloid és károsodott gyökérzet.	gabonafélék
As	Idős leveleken vörösesbarna nekrotikus foltok, a gyökerek sárgás és barnás elszíneződése, visszamaradt bokrosodás	-
Cd	Levelek széle elbarnul, klorózis, vöröses levélerek és levélnyél, összekunkorodó levelek, barna, csökkent növekedésű gyökérzet.	pillangósok (bab, szója), spenót, retek, sárgarépa, zab
Cu	Sötétzöld levelek, melyet indukált Fe klorózis követ, vastag, rövid vagy "szögesdrót"-gyökérzet, gátolt bokrosodás.	gabona, pillangósok, citrus csemeték, gladiólus, spenót
Cr	Új levelek klorózisa, gyökérnövekedésben károsodás.	-
Hg	A hajtás és gyökérzet súlyosan gátolt növekedése, levélklorózis, levelek barna pöttyözöttsége.	cukorrépa, kukorica, rózsa
Pb	Sötétzöld levélzet, idősebb levelek elhervadása, gátolt növekedésű hajtás, barna, rövid gyökérzet.	gabonafélék
Zn	Klorotikus és nekrotikus levélcsúcs, új levelek érközi klorózisa, a teljes növény gátolt növekedése, sérült, szögesdróthoz hasonló gyökérzet.	gabonafélék, spenót

FODOR (2002) eredményei szerint a szabadföldi nehézfém-szennyezéses tartamkísérletében az oldható formában adott Cd, Hg és Pb 270 kg/ha-os terhelés esetén sem volt mérgező a kísérleti növényekre. A Cr(VI) erősen mérgező hatásúnak bizonyult a növényre, az őszi búzában erős fitotoxicitást mutatott. Mérgező hatása a fiatal 4-6 leveles kukoricában a kisebb, friss hajtástömegben jelentkezett, de szemtermés csökkenést nem okozott. 1997-ben a króm a napraforgóra nem volt toxikus.

KÁDÁR (2007) az 1991-2004 között végzett szabadföldi tartamkísérletek eredményeit a fitotoxicitás vonatkozásában a következők szerint foglalta össze:

- Az arzénkezelés negatív hatása minden évben és minden növénynél megfigyelhető volt a maximális terhelésű parcellákon. Terméscsökkentő hatása az utolsó években vált kifejezetté, különösen a borsó, a spenót és a mák esetén.
- A kadmiumkezelés negatív hatása először 1995-ben volt megfigyelhető a céklánál, majd 1996-ban a spenótnál és 2002-ben a máknál. A maximális terhelés hatására az állomány csaknem teljesen kipusztult.
- A króm-kezelés toxicitása az első éveket követően mérséklődött.
- A higanykezelés statisztikailag igazolható termésdepressziót csupán 1992-ben okozott a sárgarépánál, melynek gyökerében 10-20 mg/kg maximális akkumulációt is mutatott. Más kultúráknál fitotoxicitás általában nem lépett fel.
- A molibdénkezelés maximális adagja az első évben felére csökkentette a kukorica szemtermését, a további években termésdepresszió egyetlen növényfajnál sem fordult elő.
- A szelén pusztító hatása az évek során nem csökkent, sőt egyre kifejezettebbé vált. A nagyobb terhelés a gyomnövények szelénakkumulációját és pusztulását hasonlóképpen előidézte.

DAHMANI-MULLER et al. (2000), MEJÁRE és BÜLOW (2001), valamint LEE et al. (1977) álláspontja szerint a növények különböző védekezési mechanizmusokkal rendelkeznek a nehézfémek káros hatásainak megelőzésére:

- Képesek megakadályozni a nehézfémek bejutását a gyökérbe. Ezt sokszor a gyökérhez kapcsolódó ektomikorrhizák biztosítják. A mikorrhizák ugyanis stimulálják a növények védekező rendszerét. A másodlagos metabolitok koncentrációja magasabb a mikorrhizás gyökérnél.
- Megkötődhetnek a nehézfémek a sejtfalon. A gyökér által termelt exudátumok ugyanis kelátokat képeznek a nehézfémekkel (pl. Ni esetében).
- Egyes növények szelektíven csökkentik a sejthártyán történő beáramlást a permeabilitás csökkentésével.
- A sejtekbe bejutott nehézfémeket egyesek ki tudják pumpálni az apoplasztba (sejtek kívüli térbe).
- A bejutott nehézfémek közömbösítése (detoxifikálás) sok növényben már a gyökérben elindul. Ehhez a növény fitokelatinokat, metallotioneineket, szerves savakat (pl. almasav, citromsav, oxálsav) és aminosavakat termel, melyek kelátokat képeznek a nehézfémekkel, így inaktívvá teszik őket. Számos nikkelakkumulátor növény esetében kimutatták, hogy a nikkel túlnyomórészt citráthoz kötötten halmozódott fel. Elsősorban a xylemnedv tartalmazhat ilyen

vegyületeket. Ezeket a komplexet a növények általában a vakuólumba szállítják, így semlegesítik.

- Sok esetben szükséges a sérült membránok javítása is, melyben a stressz hatására felhalmozódó ún. hősokk proteinek és a metallotioneinek vesznek részt.

Fontos védekezési mechanizmus az antioxidáns enzimek serkentése. A gyökérből a hajtáson át a nehézfémek eljuthatnak a levélbe is, de csak akkor tudnak ott enzimeket gátolni (vagy aktiválni), ha elég nagy dózisban fordulnak elő. Ott halmozódnak fel, ahol az enzim van, és a fém olyan vegyület formában van jelen, hogy létrejöhessen kapcsolat az enzim funkcionális csoportjával. Ilyenkor kiütheti helyéről az enzimben lévő esszenciális fémet. Ez ismét az anyagcsere felborulásához vezet. A méregtelenítésben (detoxifikációban) részt vesznek olyan enzimek, melyek maguk tartalmaznak fémeket (pl. a szuperoxid diszmutáz Cu és Zn-t tartalmaz). Fontos azonban, hogy a különböző növényeknél nem minden antioxidatív enzim válaszol a különböző nehézfémek által előidézett stresszhatásokra. Kelátorok (EDTA) hozzáadásával azonban az enzimaktivitás helyreállítható (HALL, 2002; SCHÜTZENDÜBEL és POLLE, 2002).

A védekezési folyamatok azonban ATP (energia) igényesek, ami miatt csökken az elsődleges anyagcserére (fotoszintézis) fordított energia és szubsztrát mennyisége, így a növekedésre negatív hatással van. Nehézfémszennyezett talajokon ezért a növényi biomassza képzés kisebb mint a szennyezetlen talajokon, még akkor is, ha toleráns a növény. Ez nagyon fontos szempont fitoremediáció alkalmazása esetén. A növekedés visszaesése sokszor a sejtfal merevségének és a gyökér lignifikációjának eredménye, mely sok szubsztrátot von el a növekedéstől.

2.3.3. A vizsgált toxikus nehézfémek viselkedése a talaj-növény rendszerben

A fémszennyeződések a feltalajban (szántott rétegben) halmozódnak fel, csekély mélységi elmozdulást (lemosódást) mutatva. A fémek a talajban csak lassú, csaknem irreverzibilis folyamatokkal veszítik el oldékonyságukat, melyek során a talaj szilárd fázisának részévé válnak. Az adott befogadó terület talajának pufferkapacitása elsősorban azzal a talajbani kritikus szinttel (kg/ha) jellemezhető, amely fölött már a növényre, illetve a tápláléklánc többi elemére hátrányos változások következhetnek be. Ha a felhalmozódás eléri a jelenleg ismert kritikus szintet, a területre további mennyiségű nehézfémszennyezés nem juttatható ki, hiszen a további felhalmozás megfosztaná a talajt lehetséges hasznosíthatóságától és más művelési mód bevezetését tenné szükségessé. A talajok fémmegkötő képességének becslése elsősorban ezeknek a kritikus szinteknek talajonkénti megállapítását igényli. A kritikus szintek megállapítása tápoldat-,

homokkultúra-, tenyészedény-, szabadföldi növénykísérletekkel, állatetetési kísérletekkel biztosítható (ALLAWAY, 1968; OVERCASH és PAL, 1979; KÁDÁR et al., 2000; CSATHÓ, 1994a, SZABÓ és SZEGEDI, 2006).

2.3.3.1. Alumínium (Al)

Az alumínium átlagos mennyisége a litoszférában 81.000 mg//kg, amely alapján a földkéreg leggyakoribb fém összetevője. Az alumínium néhány kivételt tekintve a kőzetek alapvető összetevői közé tartozik, mennyisége 0,45-10% között változik. A kőzetek mállása során különféle összetételű és töltésű alumínium-hidroxidok keletkeznek, melyek az agyagásványok strukturális összetevői közé tartoznak. A termőtalajok alumíniumtartalma az anyakőzettől függ, azonban csak a mozgékony és kicserélhető formái hatnak hátrányosan a talaj termékenységére és élővilágára (HAUG, 1984; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; SAVORY ÉS WILLS, 1991; SIMON, 2006a).

Az alumínium toxikusságát a talajoldat Al^{3+} aktivitása és nem az összes alumíniumtartalma okozza. Az alumínium toxicitásában a talaj savas kémhatása meghatározó szerepet játszik. A fokozott aciditásból következő problémát legtöbb esetben az alumínium 4,5 alatti pH értéknél megnövekedett oldékonysága jelenti (ADAMS és LUND, 1966; PAVAN et al., 1982; MCLEAN, 1976).

Az Al^{3+} ion a kaolinit és az oxidok kicserélő helyeinek jelentős részét elfoglalja, amely a kalcium, magnézium és a kálium nagymértékű lemosódását eredményezheti. Az alacsony pH értékben megnyilvánuló jelentős talajsavanyosodás, a kicserélhető kalcium, magnézium és a kálium alacsony és az alumínium toxikus szintje a növényi növekedésre és a talaj mikrobiális aktivitására károsan hat. A jóval 4-es alatti pH értékeken a növényi növekedés erősen gátolt és a savas pH kedvezőtlen a baktériumok és aktinomiceták növekedésére (LOGAN, 1990; FOY, 1984; KABATA-PENDIAS, 2000; ALEXANDER, 1977).

A magasabb rendű növényekben a talajoldat 1 mg/L feletti összes alumíniumtartalma gyakran toxicitást és terméscsökkenést okoz. A magasabb rendű növények alumíniumtartalma általában néhány tíz vagy néhány száz mg/kg, amely az alumíniumakkumuláló növényekben ezt az értéket nagyságrendileg meghaladhatja. Az alumínium a magasabb rendű növényekben nem játszik esszenciális szerepet, kis mennyiségben azonban serkentheti az alumínium-toleráns növények

növekedését (EVANS és KAMPRATH, 1970; CATE és SUKHAI, 1964; KÁDÁR és SZABÓ, 1996; PAIS, 1980; PAIS és JONES, 1997).

KABATA-PENDIAS és PENDIAS (2001), PAIS (1996) és WRIGHT (1989) kutatásai szerint a pozitív élettani hatásnál sokkal gyakoribb jelenség azonban, hogy a savanyú talajokon termesztett növényekben alumíniummérgezés alakul ki. Alumíniumtoxicitás esetén a növények növekedése leáll és az egyedek elpusztulnak. A növények szárába és föld feletti részébe az alumínium azonban nem szállítódik át, a növényekből nem kerül be a táplálékláncba (FODOR, 2002; SIMON 1999a, 2006a, 2006b).

2.3.3.2. Arzén (As)

Az arzén átlagos koncentrációja a litoszférában 1,5-2 mg/kg. A talajvizekben 0,01-2.100 mg/dm^3 arzén mérhető. A világ talajainak arzéntartalma 1-95 mg/kg koncentrációtartományban változik, a szennyezetlen talajok általában 10 mg/kg-nál kevesebb arzént tartalmaznak (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1991; SIMON 1999a).

A magyarországi talajok mezőgazdaságilag művelt és az élő szervezetek számára legkönnyebben hozzáférhető felső genetikai szintjében az összes arzéntartalom 1-15 mg/kg, ami megközelíti a 15 mg/kg szennyezettségi határérteket. A vizsgált minták 79%-ában azonban az arzéntartalom kevesebb mint 7 mg/kg. Az arzén elsősorban a kőzethatású, illetve a vizes réti-, láp- é s öntéstalajokban fordul elő (KvVM, 2010). Magyarország talajainak arzénterhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.1 melléklet tartalmazza.

A KöM (1999) adatai alapján fizikai talajféleségenként az arzén átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 5,9 mg/kg,
- vályog: 7,2 mg/kg,
- agyag: 6,8 mg/kg.

Az arzén a talajban a csapadékvízzel nehezen mozog, nem mosódik le. Toxicitása nagyban függ oxidációs állapotától. A jól levegőzött talajokban a kevésbé mérgező As(V) forma, a tömörödött, levegőtlen, vízzel borított földben a mérgezőbb As(III) forma fordul elő. Az arzén- és a foszforanionok (arzenát és foszfát) kémiai rokonságuk miatt konkurálnak az agyagásványok, humusz és fémoxidok felületén való megkötődésükkor. A P/As arány meghatározó a mérgezés

kialakulásakor. A foszfor nemcsak akadályozhatja az arzén oldhatóvá válását a talajban, hanem a növényi felvételét, illetve a növényen belüli transzportját is gátolhatja (ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b; SHROEDER és BALASSA,1961).

A növények számára az arzén nem esszenciális mikroelem, nagyon alacsony koncentrációban azonban serkenti a gyökér növekedését. Ezen tulajdonsága valószínűleg a foszfor felvehetőségének elősegítésével függ össze. Az arzén a növényekben nehezen szállítódik, így a gyökerekben halmozódik fel, a növény föld feletti szerveiben azonban az arzénkoncentráció nem, vagy csak kis mértékben haladja meg a nem szennyezett talajon nőtt növényzet arzénkoncentrációját (LIEBIG, 1966; KvVM, 2010; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b; SIMON 1999a).

Az egyes növényfajok arzén érzékenysége igen eltérő. Bizonyos fajok igen jól jelzik a talaj arzén készletét, képesek az arzént nagyobb mennyiségben passzív felvétellel (tömegárammal) felhalmozni. Így pl. a szennyezetlen, kis arzénkészlettel rendelkező talajon század mg/kg nagyságrendű, míg erősen szennyezett talajon akár 6-8000 mg/kg arzén koncentráció is előfordulhat. A szennyezetlen talajon növény 10 mg/kg-nál nagyobb koncentrációban nem tartalmaz arzént. Arzén mérgezéskor a növények szövetei rózsaszínűek, majd világossárgák lesznek (FODOR, 2002; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b, PAIS, 1980).

2.3.3.3. Kadmium (Cd)

A kadmium átlagos mennyisége a litoszférában 0,18 mg/kg. A talajvízben 0,01-180 mg/dm^3 kadmium található. A szennyezetlen talajok kadmiumtartalma 0,06-1,1 mg/kg között változik, a világátlag a felszíni talajokban 0,53 mg/kg. Ennél magasabb kadmiumtartalom általában már emberi tevékenység következtében fellépő szennyeződésnek tulajdonítható (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; KÁDÁR, 1991; SIMON 1999b).

A magyarországi talajok összes kadmiumtartalma a genetikai felső szintben a vizsgált területek 93%-án 0,1-0,7 mg/kg közötti érték, ami a jogszabályokban előírt 1 mg/kg szennyezettségi határértekhez viszonyítva kedvezőnek tekinthető. Az átlagos kadmiumtartalom legnagyobb a kőzethatású és a láptalajokban. Magasabb mennyiségek nem emberi tevékenységből származó másodlagos szennyeződés eredményeként fordulnak elő (KvVM, 2010). Magyarország talajainak kadmium terhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.2. melléklet tartalmazza.

A KöM (1999) adatai alapján fizikai talajféleségenként a kadmium átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 0,3 mg/kg,
- vályog: 0,5 mg/kg,
- agyag: 0,6 mg/kg.

A kadmium talajban nem mozog, általában csak addig a mélységig jut le a talajprofilban, ameddig a talajműveléssel bedolgozták, ezért a felső szántott rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. A kadmium a talajban többféle kémiai formában lehet: a talajoldatban oldott állapotban, kolloid felületeken adszorbeáltan, talajásványokba zárva okklúzióval, csapadék formájában és szerves kötésben. A kadmium különböző kémiai formák közötti megoszlása a talajban meghatározó a kadmium növényi felvehetőségében (FILEP, 1998; FODOR et al., 2007; KÁDÁR, 1991, 1995; SPOSITO, 1983; SIMON 1999a, 2006a).

Az oldott/nem oldott kadmium formák közötti egyensúlyt és ezzel a felvehető kadmiumtartalmat befolyásoló talajtényezők közül a talaj pH-ja és az összes kadmium mennyisége a meghatározó. Jelentős szerepe van a talaj szerves anyag tartalmának és más oldott anyagok (foszfor, réz, cink) jelenlétének a talajoldatban. A kadmium mobilitása a talaj pH-jának csökkenésével nő, a talaj szerves anyag, foszfor, réz, cink tartalmának növekedésével pedig csökken. A talajok és a növények kadmium tartalma között általában lineáris összefüggés van (CSATHÓ, 1994b; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b; LEHOCZKY et al., 1999; KvVM, 2010; STEFANOVITS et al., 1999).

A kadmium a növények számára könnyen felvehető és a növényen belül is gyorsan szállítódik. A növények sokszor látható mérgezési tünetek nélkül nagy mennyiségben halmozzák fel a kadmiumot, így az könnyen a táplálékláncba kerül. Könnyű növényi felvehetősége, látható tünetek nélküli felhalmozódása és a táplálékláncra gyakorolt mérgező és rákkeltő hatása miatt a kadmium az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekinthető. A kadmium a II. világháború utáni években tömeges mérgezést okozott Japánban, amely világszerte az itai-itai betegség néven vált ismertté (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; BRAMS es ANTHONY, 1988; FODOR et al., 2005; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b; LEHOCZKY et al., 1996; SIMON 1999a, 2006a, SIMON et al., 1999).

A kadmium pozitív élettani hatása még kellően nem bizonyított. Szennyezetlen talajokon termesztett növényekben általában 0,3-0,5 mg/kg-nál kevesebb kadmium található. 5-20 mg/kg közötti növényi kadmium tartalom általában már toxikus tüneteket okoz. A toxikusság a növények gátolt növekedésében, károsodott gyökérzetében és klorotikus tünetekben mutatkozik meg. A

kadmium gátolja a fotoszintézist és a transzspirációt, akadályozza az esszenciális mikroelemek felvételét és szállítását (ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1991, 1995, 1996a, 1996b, 1999; FODOR, 2002; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; PAIS 1980, 1999; SIMON 1999a, 2006a).

2.3.3.4. Króm (Cr)

A litoszférában átlagosan 200 mg/kg króm található. A talajvíz 0,06-2.740 mg/dm^3 krómot tartalmazhat. A felszíni talajok krómtartalma 5-1.000 mg/kg tartományban változik - az ún. szerpentintalajok akár 0,2-0,4% krómot is tartalmazhatnak - a világátlag 54 mg/kg (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; KÁDÁR, 1991; SIMON 1999a).

A hazai talajok összes krómtartalma 2-50 mg/kg, ami a jogszabályban előírt 75 mg/kg szennyezettségi határérték figyelembe vételével jó környezetminőségi állapotnak értékelhető. A króm eloszlása a genetikai felső szintben egyenletes. Magyarország talajainak krómterhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.3. melléklet tartalmazza. Fizikai talajféleségenként a króm átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 7 mg/kg,
- vályog: 17 mg/kg,
- agyag: 26 mg/kg (KöM, 1999).

A talajban a króm kétféle oxidációs állapotban, Cr(III) és Cr(VI) vegyületek formájában fordul elő. A Cr(III) jóval kevésbé toxikus és a növények számára nehezebben felvehető, mint a Cr(VI). A különböző oxidációs fokú és különböző oldékonyságú krómvegyületek a talaj fizikai és kémiai viszonyaitól függően átalakulhatnak egymásba. A talajokban – természetes körülmények között – a Cr(VI) a kevésbé stabil forma. A Cr(VI) egy része a talajban lévő szerves vagy szervetlen elektrondonorok segítségével redukálódik Cr(III) formává. A keletkezett Cr(III)-ionok egyrészt kicsapódnak hidroxidként, vagy adszorbeálódnak a talajkolloidokon, illetve különféle ligandumokkal komplex vegyületeket képeznek. Semleges vagy gyengén savanyú talajokban a króm vegyületek oldhatósága kicsi, csak erősen savanyú (pH 5,5 alatt) talajokban válnak oldhatóvá (BARTLETT és JAMES, 1988; KÁDÁR 1991; KöM, 1999; SIMON 1999; SZEGVÁRI, 2005).

A Cr(III), mint mikroelem a növények egyes biokémiai és fiziológiai folyamataira stimulatív hatású, hiányában hiánytünetek nem lépnek fel, a növényi élet szempontjából nem tekinthető esszenciálisnak. A kedvező hatás általában nem specifikus, azaz más elemmel helyettesíthető, vagy

más elem által okozott toxikus hatás kompenzálásában nyilvánul meg. A talajokból a növényekbe általában kevés króm kerül be. A szennyezetlen talajok növényeinek krómtartalma 0,02-0,2 mg/kg. A króm transzlokációja a növényen belül kismértékű, a gyökérben akár két nagyságrenddel nagyobb krómkoncentráció mérhető, mint a föld feletti (hajtás, levél, szem) részekben. A legkevesebb krómot a mag tartalmazza. A növényekben az 1-10 mg/kg Cr-tartalom toxikus tüneteket okoz: a hajtás elhervad, a gyökérfejlődés gátolt, klorotikus tünetek mutatkoznak (CARY et al., 1977; GARDNER et al. 1985, CSATHÓ 1994a; FODOR, 2002; KÁDÁR 1991, 1995, 1996a,1996b; SIMON 1998; SRIVASTAVA, 1999).

2.3.3.5. Réz (Cu)

A litoszférában átlagosan 50 mg/kg réz található. A talajvíz 0,01-2,8 mg/dm^3 rezet tartalmazhat. A felszíni talajok réztartalma 2-250 mg/kg tartományban változik, az átlagos érték 20 mg/kg. A mezőgazdasági talajokban általában 1-50 mg/kg réz található. A magyarországi talajok összes réz tartalma 1-50 mg/kg a felső genetikai szintekben, ami a jogszabályban előírt 75 mg/kg szennyezettségi határértek figyelembe vételével jó környezetminőségi állapotnak értékelhető. A réz eloszlása a felső talajrétegben egyenletesnek tekinthető (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; KÁDÁR 1991; SIMON 1999a; KöM, 1999).

Magyarország talajainak réz terhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.4. melléklet tartalmazza. Fizikai talajféleségenként a réz átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 10 mg/kg,
- vályog: 18 mg/kg,
- agyag: 26 mg/kg (KöM, 1999).

A réz legnagyobb része kétértékű formában található a talajban. A réz mozgékonysága a talajban rendkívül kicsi, azért a réztartalom a talajszelvényben a felszíntől lefelé haladva többnyire csökken. Az ionos állapotú réz a talajba jutva rövid idő alatt lekötődik. Az egyensúlyi talajoldat réztartalmát elsősorban az adszorbeált és komplex kötésű réz határozza meg. A kétértékű kationok közül a réz adszorbeálódik legerősebben az agyagásványok felületén, valamint erősen kötődik a szerves anyaghoz is. Az adszorpciós komplexumon kötött réztartalmat más kationok csak nehezen szoríthatják ki, erre elsősorban a H^+-ion képes, így a réz mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken (ADRIANO, 1986; GYŐRI 1984, KÁDÁR 1995; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; SZABÓ et al. 1987, KöM 1999).

A réz a növények számára esszenciális mikroelem, számos élettani folyamatban (fotoszintézis, szénhidrát- és nitrogén anyagcsere stb.) fontos szerepet játszik, több enzim alkotórésze. A rezet a növény kis mennyiségben veszi fel, mozgékonysága a növényben csekély mértékű. A réz erősen kötődik a gyökérhez, a gyökerek réztartalma többnyire lényegesen nagyobb mint az egyéb növényi szerveké. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények átlagos réztartalma 5-20 mg/kg. A hajtás 20-30 mg/kg-nál magasabb réztartalma már toxikus tüneteket okozhat: a gyökérzet károsodik, klorózis alakul ki (FODOR, 2002; KÁDÁR 1995, 1996a, 1996b, 1999; PAIS, 1980; SZABÓ, 1997; SIMON 1999a, 2006a).

2.3.3.6. Higany (Hg)

A higany átlagos koncentrációja a litoszférában 0,05 mg/kg. A talajvízben 3-10 mg/dm^3 higany található. A szennyezetlen talajok higanytartalma kisebb mint 0,1 mg/kg, általában 0,01-0,06 mg/kg (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; SIMON 1999a, 1999b).

A KöM (1999) adatai alapján a magyarországi talajok összes higanytartalma a felső genetikai szintben 0,01-0,1 mg/kg között változik, magasabb értékek az Északi-középhegységben fordulnak elő. A higanyra vonatkozó jogszabály szerinti 0,5 mg/kg szennyezettségi határérték mellett a magyarországi talajok környezeti állapota jónak tekinthető.

Magyarország talajainak higanyterhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.5. melléklet tartalmazza. Fizikai talajféleségenként a higany átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 0,02 mg/kg,
- vályog: 0,03 mg/kg,
- agyag: 0,05 mg/kg (KöM, 1999).

A higany a talajban a redoxi viszonyoktól függően különböző oxidációs fokozatokban jelenik meg: Hg(0), Hg(I) és Hg(II). Viselkedése a talajban a Hg(0) és Hg(II) egyensúlyt meghatározó körülményektől függ. Higany a talajban illékony, oldható (hidroxid, klorid, szerves komplex) és nem oldható (metil, szulfid, humusz-komplex) formákban lehet jelen. Kémiai, biológiai, fotokémiai hatásokra különféle vegyületekké alakulhat át, legmérgezőbbek az illékony formái (higanygőz, metil-higany). A higanygőzt és a Hg(II)-ionokat az ásványi és a szerves kolloidok erősen adszorbeálják. Az adszorbeált higany nagy része nem cserélhető ki. A szerves anyagokkal kialakított stabil komplexkötés megakadályozza a higany elpárolgását, kimosódását és gátolja a

növények általi felvételt is. Ha a talaj pH-ja négy alá csökken, a talajban lévő szerves anyagok higanymegkötő képessége nagymértékben mérséklődik. A haszonnövények higany felvételét meszezéssel, kéntartalmú vegyületekkel és foszfortrágyázással lehet csökkenteni (GYŐRI, 1997; FILEP, 1998; KÁDÁR 1991, 1995; KÁDÁR et al., 2003; KöM, 1999; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; SIMON 1999a, 1999b).

A higanyt - rendkívül gyenge mozgékonysága miatt - a termesztett növények csak kismértékben tudják kivonni a talajból, elsősorban a gyökerükben dúsítják fel és általában kevés kerül be föld feletti szerveikbe. A szennyezetlen növények higanytartalma kicsi, 1-100 μg/kg érték között mozog. Higannyal szennyezett területeken a növények higanytartalma jelentősen megnőhet. A növények számára a higany nem esszenciális mikroelem, pozitív biológiai funkciói nem ismertek. Az érzékeny növényfajok 0,5-1 mg/kg, a kevésbé érzékenyek 1-8 mg/kg higanykoncentrációra már hozamcsökkenéssel reagálnak. A higanymérgezés következtében a növények fotoszintézise gátolt, vízgazdálkodásukban, fehérje anyagcseréjükben zavarok lépnek fel (GARDNER et al. 1985; FODOR, 2002; KÁDÁR, 1991, 1995, 1999; LEHOCZKY et al., 1998; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; SIMON 1999a, 1999b; STEFANOVITS et al., 1999).

2.3.3.7. Ólom (Pb)

Az ólom átlagos mennyisége a földkéregben 1-5 mg/kg. A talajok ólomtartalma 3-189 mg/kg tartományban változik, a szennyezetlen mezőgazdasági talajok ólomtartalma 10-67 mg/kg, átlagosan 32 mg/kg (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; SIMON 1999a).

A magyarországi talajok összes ólomtartalmának területi megoszlása rendkívül egyenletesen 10-30 mg/kg között változik, ami a jogszabályban előírt 100 mg/kg szennyezettségi határértek figyelembe vételével jó környezetminőségi állapotnak értékelhető. Magasabb értékek az Északi-középhegységben, valamint a Sajó és a Felső-Tisza árterein fordulnak elő (KvVM, 2010). Magyarország talajainak ólomterhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.6. melléklet tartalmazza.

A KöM (1999) adatai alapján fizikai talajféleségenként az ólom átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 9 mg/kg,
- vályog: 16 mg/kg,
- agyag: 26 mg/kg.

A talajra került ólom elsősorban a felső rétegekben akkumulálódik, lefelé haladva koncentrációja fokozatosan csökken. A talajban a talajkolloidokhoz és a szerves anyagokhoz erősen kötődve, illetve oldhatatlan csapadékként van jelen. A kötési formák aránya a talaj tulajdonságaitól függően változik. Szerves komplexek képződése és specifikus adszorpciós folyamatok révén az ólom a talajban a legerősebben lekötött fém, leginkább a vas- és mangán-oxidok adszorbeálják. Oldhatósága és koncentrációja a talajoldatban elsősorban a pH-tól, a kolloidok mennyiségétől és minőségétől függ. 5-7 pH érték között a növényi ólomfelvétel talajokból alacsony, az összes ólomtartalom 75-85%-a oxidokhoz kötötten van jelen. A pH 4-es értékig való csökkenésével megnő a kicserélhető és az oldható ólom mennyisége, de túlsúlyban van a humuszanyagokhoz kötött, nem mobilis forma. 4-es pH érték alatt az ólom fokozott mértékben megy oldatba és a növények számára felvehetővé válik (CSATHÓ 1994a, 1994b, GYŐRI, 1997; FILEP, 1998; KÁDÁR 1991, 1995; KvVM, 2010; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; SIMON 1999a).

A növények számára a talajban levő ólom általában kevés veszélyt jelent. Az ólom a növények számára nem esszenciális elem, igen kis koncentrációban azonban stimuláló hatású lehet. A növényi ólomfelvétel esetén a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti növényi szervek. A szennyezetlen talajokon fejlődő növények ólomtartalma átlagosan 2 mg/kg, értéke általában 0,1-10 mg/kg között mozog. Az ólom a növényekre kevésbé fitotoxikus, általában a talaj 100-500 mg/kg, a növények 30-300 mg/kg-os ólomkoncentrációja esetén alakulnak ki toxicitási tünetek. A mérgezéssel a növény fejlődése lelassul, fotoszintézise, sejtosztódása, vízfelvétele és gyökérképződése gátolt. A levelek sötétzöldre színeződnek és satnya növekedésűek lesznek. A növények ólomtartalmát a szárra és a levélzetre lerakódott Pb-tartalmú por kis mértékben növelheti, azonban ilyenkor mérgezési tünetek általában nem alakulnak ki (ADRIANO, 1986; ALLOWAY, 1990, BREWER, 1966; CSATHÓ 1994a, GYŐRI, 1997; FODOR, 2002; KÁDÁR 1991; LOCH és NOSTICZIUS, 2004; SIMON 1999a, STEFANOVITS et al., 1999).

2.3.3.8. Cink (Zn)

A cink átlagos koncentrációja a litoszférában 80 mg/kg. A talajvízben 0,1-240 mg/dm^3 cink található. A világ szennyezetlen talajainak cinktartalma 10-300 mg/kg, átlagos koncentrációja 50 mg/kg (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; SIMON 1999a).

A magyarországi talajok összes cink tartalma a genetikai felső szintben 5-150 mg/kg, ami összevetve a jogszabályban előírt 200 mg/kg szennyezettségi határértekkel jó környezetminőséget

jelent. Magasabb értékek az Északi-középhegységben, valamint a Sajó és a Felső-Tisza árterein fordulnak elő (KvVM, 2010). Magyarország talajainak cink terhelését a TIM mérőpontok adatai alapján az M2.7. melléklet tartalmazza.

A KöM (1999) adatai alapján fizikai talajféleségenként a cink átlagos mennyisége a következők szerint alakul:

- homok: 19 mg/kg,
- vályog: 44 mg/kg,
- agyag: 71 mg/kg.

A cink a talajban kizárólag Zn(II) formában található, az agyagásványok kristályrácsaiban és a különböző szorpciós komplexekben helyezkedik el, koncentrációja a talajoldatban csekély. A talaj szorpciós komplexuma a cinket Zn^{2+}, $ZnOH^{+}$, illetve $ZnCI^{+}$ formájában erősen megköti. Az így adszorbeált Zn^{2+}-ionok csak részben cserélhetők ki. A talajban különböző cinksók is előfordulhatnak, ezek oldhatósága változó. Sok foszfátot tartalmazó talajokban nehezen oldható cink-foszfátok képződnek. A cink mozgékonysága a talajban csekély, mozgékonyság a pH csökkenésével növekszik (LOCH és NOSTICZIUS, 2004; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; KvVM, 2010; SIMON 1999a, 1999b, 2006a; STEFANOVITS et al., 1999).

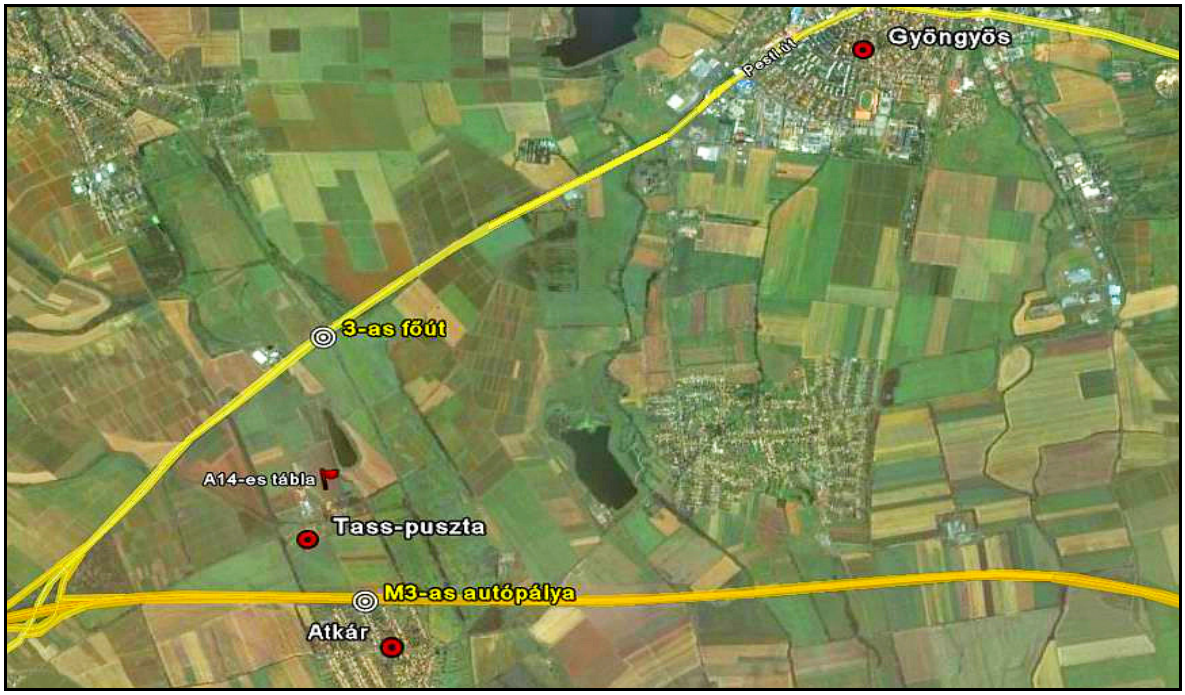
A cink a növények számára esszenciális mikroelem, csak nagyobb koncentrációban toxikus. A cink felvételét döntően a talaj kémhatása és foszfortartalma határozza meg. Cinkhiány legtöbbször kilúgzott homoktalajokon, lúgos kémhatású vagy foszforral jól ellátott talajokon léphet fel. A növények normálisnak tekinthető cinktartalma 25-150 mg/kg, cinkhiány általában 10-20 mg/kg alatti ellátottságnál lép fel. A cinkhiányban szenvedő növények egyben klorofillban is szegények. Jellegzetes hiánytünetei az ízközök rövidülése, levelek deformálódása és az „ecsetágúság”. 400 mg/kg feletti cinktartalom általában mérgezési tünetekkel jár együtt (hozamcsökkenés, lassú fejlődés). A légkörből eredő cink szennyezés a hajtásban, a talajszennyezés pedig a gyökerekben akkumulálódik (BERGMANN, 1979; FODOR, 2002; KABATA-PENDIAS ÉS PENDIAS, 2001; KÁDÁR 1995, 1996a, 1996b, 1999, SZABÓ 1987, SIMON 1998, 1999a, 2006a).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3. 1. A kísérlet bemutatása

3.1.1. A kísérleti hely elhelyezkedése

A szabadföldi kisparcellás nehézfémterheléses tartamkísérletet helyszíneként a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságának A-14-es táblája. A Tangazdaság Gyöngyöstől 8 kilométerre nyugati irányban található, a legközelebbi lakott település Atkár, déli irányban 3 kilométerre helyezkedik el. Területét északról közvetlenül a 30-as számú főút, déli irányban az M3-as autópálya határolja (5. ábra). A kísérleti terület és környékének mikroelem terhelése szempontjából a közlekedési útvonalak mellett meghatározó a rekultiváció alatt álló gyöngyösoroszi ércbánya (10 km), valamint a visontai Mátrai Erőmű Zrt. (15 km).



5. ábra: A kísérlet elhelyezkedése (www.google.map.hu).

A kísérlet helyének kiválasztásakor alapvető szempont volt az, hogy a kijelölt terület több évig kísérleti helyként funkcionáljon, azaz huzamosabb időre (esetleg örökre) kikerül a termelésből, valamint az, hogy a kísérlet nem szüntethető meg egyszerűen, hiszen a felhasznált nehézfémsók nem távolíthatók el a talajból. Ezért olyan területet kellett választani, ahol a talajvíz mélyen helyezkedik el, felülete sík, a szennyezett talaj szél- és vízeróziótól védett. Fontos volt az is, hogy a környéken ne legyen település, a terület körbekerítése és esetlegesen őrzése is megoldható legyen. Ezen szempontokat és követelményeket a Tangazdaság A-14-es táblája teljes mértékben kielégítette.

3.1.2. A kísérleti hely földtani, talajtani jellemzői, a kísérleti időszak csapadék viszonyai

Természetföldrajzi besorolás szerint a kísérleti terület az Északi-középhegység nagy tájhoz tartozó Mátraalján az Észak-alföldi hordalékkúp-síkság északi határán helyezkedik el. A Mátraalja hegységhez csatlakozó részein az andezit és az andezittufa a felszínen van, amire a hegységtől távolodva agyagmárga, agyag és homok települ, amelyet végül pleisztocén homok és lösz fed be. A lejtős anyagmozgás hatására görgeteges tarka agyagok és az andezit agyagos mállás termékei lejtősen nyúlnak be az Alföld felszíne alá. A lösztakaró viszonylag vékony, jellemző a helyi anyagok bekeverése a hulló por anyagába, emiatt az agyagásványok között sok a szmektit, és a talajoknak nagy a káliumtartalma. A talajok típusa barnaföld és csernozjom barna erdőtalaj, de a hegységhez közel fekvő lejtőkön gyakori a fekete nyirok (STEFANOVITS et al., 1999). A kísérleti hely talaja bázikus üledéken kialakult csernozjom barna erdőtalaj. A kísérleti terület talajszelvény leírását a 9. táblázat, a Mátraalja régió talajtérképeit az M2.8. melléklet tartalmazza.

9. táblázat: A kísérleti terület talajszelvényének leírása (RAJKAI, 1996).

Talajszint	Mélység (cm)	Leírás
$A_{szántott}$	0-32	Vörös-barna, nyirkos, enyhén tömődött, aprómorzsás szerkezetű anyag. Kevés élő gyökér, sok apró mikropórus. Humuszos elszíneződésű szint. Átmenet színben és tömődöttségben éles.
B_1	32-55	Az előző szintnél világosabb árnyalatú vörös-barna színű, nyirkos, aprómorzsás-poliéderes szerkezetű anyag. Kevés gyökér. Lehúzódó humusznyelvek, a szerkezeti elemek felületén agyagbevonat. Sok apró, < 5 mm kavics. Átmenet a következő szintbe éles.
B_2	55-72	Színe az előző szintével megegyező, kevesebb kékes árnyalatú humuszfolt. Nedves, aprómorzsás-poliéderes szerkezetű tömődött agyag. A szerkezeti elemek felületén agyagbevonat. Átmenet éles.
BC	72-96	Színe az előző színtével egyező, különbséget a mészkonkréciók megjelenése okozza. Kevés humuszér, sok agyaghártya. 86 cm-től a humuszos elszíneződés megszűnik. Tömődött, aprómorzsás-poliéderes szerkezetű agyag.
C	96-	Sárgásbarna, száraz, mészkiválásos, humuszeres, szerkezet nélküli, agyagos üledék.

A 0-30 cm-es szántott rétegben a talaj kémhatása gyengén savanyú: $pH_{(H_2O)}$=6,4, $pH_{(KCl)}$=5,4. A hidrolitos savanyúság (y_1) értéke 9,5. A művelt talajréteg meszet nem tartalmaz ($CaCO_3$%=0), elsavanyodásra hajlamos. A talaj szervesanyag-tartalma 3%. Szemcseösszetételben az agyag és az iszap frakció dominál. Az agyag frakció (0,002 mm alatti) aránya 44%, az iszap frakcióé (0,002-0,05 mm) pedig 50%. Az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) 45, a leiszapolható rész (0,02 mm alatti) részaránya 70%, a higroszkópossági értékszám (hy) 4,8. Fizikai talajféleség szerinti besorolása

agyagos-vályog. A 0-32 cm-es „A_{sz}” szintben mért térfogattömeg 1,21 g/cm^3. A talaj kationcsere-kapacitása (T-érték) 40 mgeé/100 g talaj. A kicserélhető bázisok összes mennyisége (S-érték) 36 mgeé/100 g talaj, és így a bázistelítettség (V%) 90%. A kicserélhető kationok közül a Ca^{2+} 83, a Mg^{2+} 10, a Na^+ 6, a K^+ 1%-ban található (FODOR, 2002; KÁDÁR, 1997).

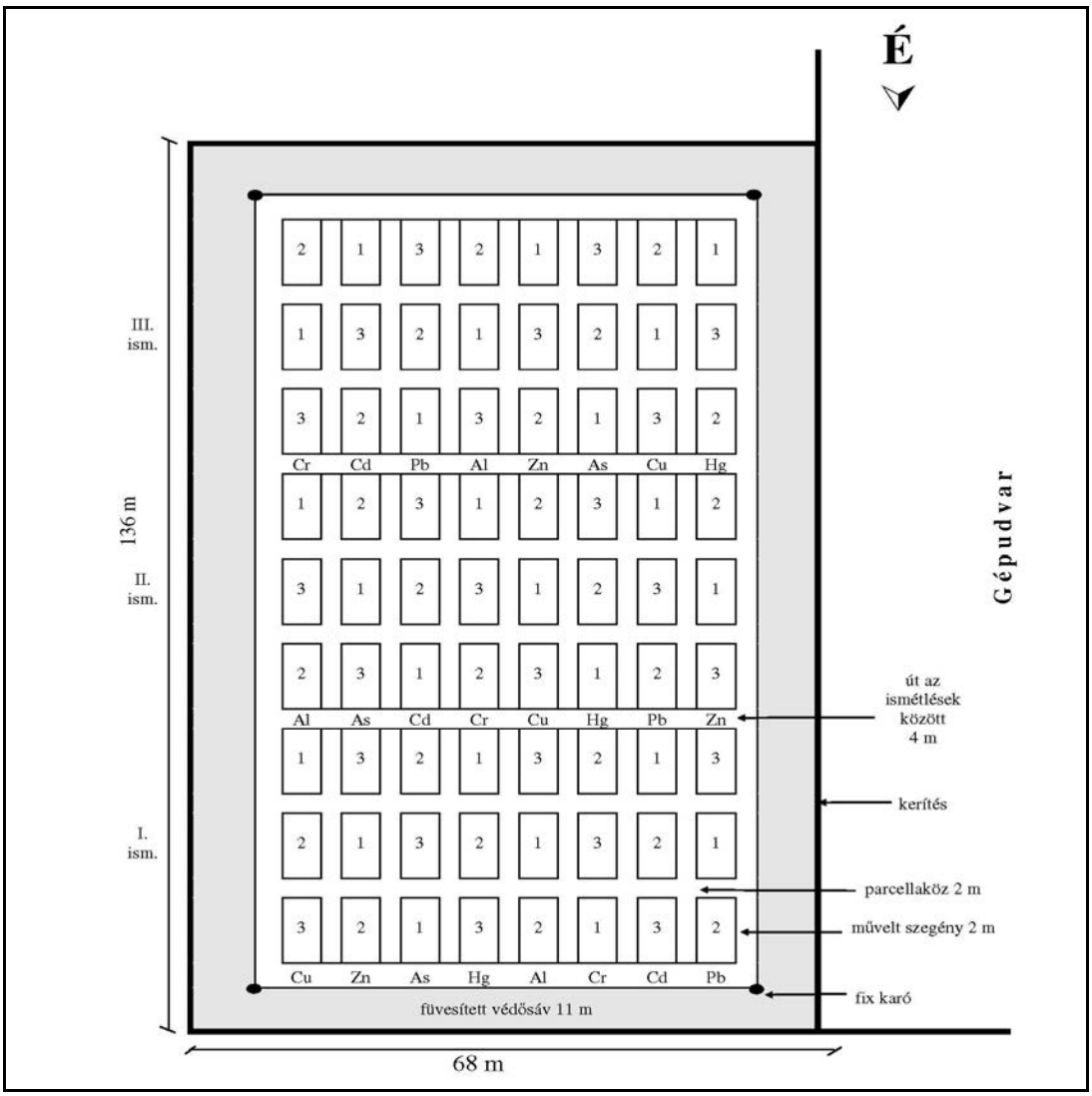
A kezeletlen talaj elemösszetételét az M2.9. melléklet mutatja. A csernozjom barna erdőtalaj viszonylag gazdag Fe, Al, K, Mn, Ba, Na, Zn, Cr, Cu, Pb, Co, As és B elemekben. Összehasonlítva a löszön kialakult meszes csernozjom elemtartalmával, ezen elemek 2-3-szor nagyobb koncentrációban vannak jelen a csernozjom barna erdőtalaj szántott rétegében. Ez részben adódik a vulkánikus eredetű alapkőzet összetételéből (geológiai szennyezés), és a kedvezőtlen – elsősorban az ércbányászat, a közlekedés és a hőerőművi füst, korom, pernye kibocsájtás útján a talajt érő – környezeti hatásokra. A M2.9. melléklet alapján jelentősnek tűnik a talaj eredeti oldható (NH_4-acetát + EDTA kioldással becsült) Fe, Al, K, P, Ba, Zn, Ni, Cu, Co és Cd készlete. A dúsulás többnyire 2-3-szoros, a Zn esetében 7-szeres a meszes csernozjom talajhoz viszonyítva. Oldható As, Se, Mo és Hg csak nyomokban fordul elő, koncentrációjuk a kimutathatósági szint alatt (<0,1 mg/kg) van csernozjom barna erdőtalajon.

A terület felszíne enyhén lejtős, tengerszint feletti magassága 150 m. A talaj jó víznyelésű, jó vízvezető és vízraktározó képességű, jó víztartó, heves záporok alkalmával barázdás erózió figyelhető meg a művelt területen. A talajvíz kb. 10 m mélyen helyezkedik el, így szennyeződésének esélye felszíni kimosódással minimális. A Mátraalja éghajlatát, klímáját befolyásolja a hegyvidék és az alföldi terület közötti nagy szintkülönbség. Az éves csapadék mennyisége 550-650 mm, de eloszlása nem egyenletes. A nyár és a kora őszi időszak időjárása csapadékszegény, aszályra hajló (FODOR, 2002; SZABÓ, 1999). A csapadék mérésére a Tangazdaság gépudvarán elhelyezett csapadékmérővel naponta került sor, az adatok összesítése pedig havonta történt. A kísérleti időszak csapadék adatait az M2.10. melléklet tartalmazza.

3. 1.3. A kísérlet elrendezése, kezelések, kísérleti növények

3. 1.3.1. A kísérlet elrendezése, kezelések

A kísérlet 1994 őszén 8 elemmel (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn), 3 terhelési szinten (30, 90 és 270 kg elem/ha), 3 ismétlésben, 35 m^2 területű (3,5 m x 10 m-es) parcellákkal került beállításra. A kísérlet vázlatát a 6. ábra szemlélteti.



6. ábra: A kísérlet elrendezési vázlata, Tass-puszta, A-14-es tábla (FODOR, 2002).

Az osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletben a 8 vizsgált elem jelentette a főparcellákat, a 3 terhelési szint az alparcellákat. A kezelések száma 24, az összes parcellaszám 72 volt. A parcellákat 2 m-es utak határolták a jó megközelítés, valamint a művelésből adódó talajáthordás csökkentése érdekében. Az ismétléseket 4 m-es utak választották el egymástól. A kísérletet 11 m-es füvesített védősáv vette körül az eróziós talajelhordás megakadályozása céljából. A parcellák összes területe 2.520 m^2, az utak, szegélyek védősáv területe 6.728 m^2, a kerítéssel bekerített terület 9.248 m^2 volt.

A kísérletben alkalmazott fémkezelések olyan talajszennyezettségi viszonyokat modelleztek, amelyek ipari létesítmények, autóutak és települések szennyezett környezetében, a városi kiskertekben előfordulnak, illetve előfordulhatnak. A nagy adagú terhelések a talajszennyezési szintek modellezését szolgálják. A kezelések az elemek vízoldható sóival történtek egy alkalommal, a kísérlet beállításakor. A kiszórandó adagok az előzetes kimérést követően a helyszínen száraz homokkal kerültek összekeverésre, majd kézzel egyenletes szétszórásra az egyes parcellákon. A

kiszórást követően a sókat kombinátorral 8-10 cm mélyre a talajba dolgozták. A kezeléseket, az alkalmazott sók formáit és adagjait a 10. és a 11. táblázat ismerteti.

10. táblázat: A nehézfémterheléses szabadföldi kísérlet kezelései, kg elem/ha (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1994).

Elem jele	Terhelési szintek kg/ha			Alkalmazott sók formája
	1	2	3	
Al	0*	90	270	$Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$
As	30	90	270	$NaAsO_2$
Cd	30	90	270	$3CdSO_4\ 8H_2O$
Cr	30	90	270	K_2CrO_4
Cu	30	90	270	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$
Hg	30	90	270	$HgCl_2$
Pb	30	90	270	$Pb(NO_3)_2$
Zn	30	90	270	$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$

* kontroll parcella

11. táblázat: A feltöltő nehézfémkezelés során alkalmazott sók egyszeri adagjai, kg só/parcella (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1994).

Elem jele	Elem%-a a sóban	Terhelési szintek, kg elem/ha			Atomtömeg
		0*/30	90	270	
Al*	7,14	-	4,41	13,23	27
As	57,60	0,182	0,546	1,64	75
Cd	43,83	0,24	0,72	2,16	112
Cr	26,77	0,39	1,18	3,53	52
Cu	25,45	0,41	1,24	3,71	64
Hg	73,88	0,14	0,43	1,28	201
Pb	62,56	0,17	0,50	1,51	207
Zn	22,73	0,46	1,38	4,16	65

* kontroll parcella

3. 1.3.2. A kísérleti növények

A kísérletben a növényi sorrend a következő volt: 1995-ben őszi búza (*Triticum aestivum*), 1996-ban kukorica (*Zea mays L.*), 1997-ben napraforgó (*Helianthus annuus L.*), 1998-ban borsó (*Pisum sativum L.*), 1999-ben silócirok (*Sorghum bicolor L.*), 2001-ben ősziárpa (*Hordeum vulgare L.*), 2002-ben fehér mustár (*Sinapis alba L.*), 2003-ban rostkender (*Cannabis sativa L.*) és 2005-2008 között lucerna (*Medicago sativa L.*). Doktori értekezésem a talaj nehézfém-terhelésének kísérleti növényekre gyakorolt hatását a borsó, a silócirok, az ősziárpa, a fehér mustár, a rostkender és a lucerna jelzőnövény esetében tartalmazza. Az őszi búzára, kukoricára és napraforgóra vonatkozó kisérleti eredményeket FODOR (2002) dolgozta fel. A talajmunkák, trágyázás, vetés, ápolási

munkák minden éveben az általános üzemi agrotechnika szerint történtek. A kísérletben talajfertőtlenítés, vegyszeres gyomirtás nem volt, hogy a peszticidek esetleges hatása a kísérletet ne zavarhassa meg.

A borsó (*Pisum sativum L.*) jelzőnövényen 1997-ben és 1998-ban végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 12. táblázat mutatja.

12. táblázat: A borsó (*Pisum sativum L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei, megfigyelések (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1997/1998).

Művelet megnevezése	**Időpontja**
Elővetemény (napraforgó) betakarítása	1997. 09. 15.
Tarlóhántás, talajzárás (tárcsa+gyűrűs henger)	1997. 09. 16.
Alapműtrágya kiszórása: N=50 kg/ha, P_2O_5=100 kg/ha, K_2O=100 kg/ha	1997. 10. 02.
Őszi mélyszántás és szántáselmunkálás	1997. 10. 04.
Magágykészítés kombinátorral	1998. 03. 10.
Vetés és magtakarás 200 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 1,1 millió csíra/ha csíraszámmal, 17 db növény/fm csíraszámmal, 15,5 cm sortávolsággal, IH-6200-as vetőgéppel	1998. 03. 10.
Bonitálás fejlettségre (1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány)	1998. 05. 08.
Növénymintavétel a virágzás kezdetén parcellánként a nettó területről 4x1 fm (0,5 m^2)	1998. 05. 26.
Bonitálás fejlettségre (1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány)	1998. 05. 27.
Betakarítás parcellakombájnnal (nettó parcella: 2,8 m x 10 m = 28 m^2), szemtömeg mérése, szalma és szem mintavétel beltartalmi vizsgálatra.	1998. 07. 13.

A silócirok (*Sorghum bicolor L.*) jelzőnövényen 1999-ben és 2000-ben végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 13. táblázat mutatja.

13. táblázat: A silócirok (*Sorghum bicolor L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1998/1999).

Művelet megnevezése	**Időpontja**
Elővetemény (borsó) betakarítása	1998. 07. 13.
Tarlóhántás, talajzárás (tárcsa+gyűrűs henger)	1998. 07. 20.
Alapműtrágya kiszórása: N=50 kg/ha, P_2O_5=100 kg/ha, K_2O=100 kg/ha	1998. 10. 05.
Őszi mélyszántás és szántáselmunkálás	1998. 10. 06.
Nitrogén műtrágya (34%-os AN) kiszórása: N=50 kg/ha	1999. 04. 06.
Műtrágya bedolgozás kombinátorral	1999. 04. 07.
Magágykészítés kombinátorral	1999. 04. 25.
Vetés 7 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 0,24 millió/ha csíraszámmal, 18 db/fm csíraszámmal, 70 cm sortávolsággal, CIKLO-400-as vetőgéppel	1999. 04. 28.
Növénymintavétel a teljes éréskor (szár+levél) parcellánként a nettó területről 4x1 fm (1 m^2)	1999. 07. 11.

Az őszi árpa (*Hordeum vulgare L.*) jelzőnövényen 2000-ben és 2001-ben végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 14. táblázat mutatja.

14. táblázat: Őszi árpa (*Hordeum vulgare L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei, megfigyelések (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2000/2001).

Művelet megnevezése	Időpontja
Elővetemény (tavaszi árpa) szárzúzása	2000. 07. 10.
Tarlóhántás, talajzárás (tárcsa+gyűrűs henger)	2000. 07. 10.
Alapműtrágya kiszórása: Kemira Power-4 (4-20-20) 400 kg/ha = 16 kg/ha N, 80 kg/ha P_2O_5, 80 kg/ha K_2O	2000. 09. 05.
Alapművelés, műtrágya bedolgozása nehéztárcsával 18-22 cm mélyen	2000. 09. 15.
Magágykészítés kombinátorral	2000. 09. 25.
Vetés 240 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 5,2 millió/ha csíraszámmal, 80 db/fm csíraszámmal, 15,5 cm sortávolsággal, IH-6200-as vetőgéppel	2000. 09. 25.
Vetés lezárás hengerrel	2000. 09. 27.
Bonitálás kelési erélyre (1 = nem kel, 5 = igen jó kelési erély)	2000. 10. 18.
N-fejtrágyázás: 68 kg/ha N (200 kg/ha 34%-os ammónium-nitát)	2001. 03. 07.
Bonitálás fejlettségre (1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány)	2001. 04. 27.
Növénymintavétel szárbaindulás kezdetén (föld feletti növényi szerv) parcellánként a nettó területről 4x1 fm (0,5 m^2)	2001. 04. 27.
Zöldtömeg mérése (0,5 m^2)	2001. 04. 27.
Légszáraz tömeg mérése (0,5 m^2), laborminták előkészítése beltartalmi vizsgálatra	2001. 05. 11.
Növénymagasság mérés	2001. 06. 14.
Betakarítás parcellakombájnnal (nettó parcella: 2,8 m x 10 m = 28 m^2), szemtömeg mérése, szalma és szem mintavétel beltartalmi vizsgálatra	2001. 07. 12.

A fehér mustár (*Sinapis alba L.*) jelzőnövényen 2001-ben és 2002-ben végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 15. táblázat mutatja.

15. táblázat: Fehér mustár (*Sinapis alba L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei, megfigyelések (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001/2002).

Művelet megnevezése	Időpontja
Elővetemény (őszi árpa) betakarítása	2001. 07. 12.
Tarlóhántás, talajzárás (tárcsa+gyűrűs henger)	2001. 07. 30.
Alapműtrágya kiszórása: N=50 kg/ha, P_2O_5=100 kg/ha, K_2O=100 kg/ha	2001. 10. 02.
Őszi mélyszántás és szántáselmunkálás	2001. 10. 03.
Nitrogén műtrágya (34%-os AN) kiszórása: N=50 kg/ha	2002. 03. 05.
Műtrágya bedolgozás és magágykészítés kombinátorral	2002. 03. 06.
Vetés 9 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 1,5 millió/ha csíraszámmal, 47 db/fm csíraszámmal, 31 cm sortávolsággal, IH-6200-as vetőgéppel	2002. 03. 19.
Bonitálás fejlettségre (1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány)	2002. 04. 15.
Növénymintavétel a virágzás kezdetén parcellánként a nettó területről 4x1 fm (1 m^2)	2002. 05. 23.
Tőszám (kelési erély) számlálás a kelés után, nettó területen 4x1 fm (1 m^2),	2002. 04. 20.
Magasság mérés (a virágzás kezdetén) nettó területen 4x1 fm (1 m^2)	2003. 05. 28.
Növénymintavétel teljes éréskor (szár) parcellánként a nettó területről 4x1 fm (1 m^2)	2002. 07. 11.

A rostkender (*Cannabis sativa L.*) jelzőnövényen 2002-ben és 2003-ban végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 16. táblázat mutatja.

16. táblázat: Rostkender (*Cannabis sativa L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2002/2003).

Művelet megnevezése	Időpontja
Tarlóhántás, talajzárás (tárcsa+gyűrűs henger)	2002. 09. 06.
Alapműtrágya kiszórása: N=50 kg/ha, P_2O_5=100 kg/ha, K_2O=100 kg/ha	2002. 10. 15.
Őszi mélyszántás és szántáselmunkálás	2002. 10. 17.
Nitrogén műtrágya (34%-os AN) kiszórása: N=50 kg/ha	2003. 03. 30.
Műtrágya bedolgozás és magágykészítés kombinátorral	2003. 04. 01.
Vetés 40 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 2 millió/ha csíraszámmal, 62 db/fm csíraszámmal, 31 cm sortávolsággal, IH-6200-as vetőgéppel	2003. 04. 05.
Növénymintavétel a szárbaindulás kezdetén parcellánként a nettó területről 4x1 fm (1 m^2)	2003. 05. 03.
Növénymintavétel a teljes éréskor (levél, kóró) parcellánként a nettó területről 4x1 fm (1 m^2)	2003. 07. 30.

Az lucerna (*Medicago sativa L.*) jelzőnövényen 2005-2007. között végzett agrotechnikai műveleteket és megfigyeléseket a 17. táblázat mutatja.

17. táblázat: Lucerna (*Medicago sativa L.*) jelzőnövény agrotechnikai műveletei (Csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2005/2006/2007).

Művelet megnevezése	Időpontja
Tarlóhántás, tarlóápolás (tárcsa+gyűrűs henger)	2005. 08. 30.
Alapműtrágya kiszórása: N=50 kg/ha, P_2O_5=100 kg/ha, K_2O=100 kg/ha	2005. 10. 12.
Őszi mélyszántás és szántáselmunkálás	2005. 10. 14.
Nitrogén műtrágya (34%-os AN) kiszórása: N=50 kg/ha	2006. 03. 20.
Műtrágya bedolgozás és magágykészítés kombinátorral	2006. 03. 21.
Hengerezés (sima hengerrel)	2006. 03. 21.
Vetés 27 kg/ha vetőmagmennyiséggel, 13 millió/ha csíraszámmal, 180 db/fm csíraszámmal, 15,5 cm sortávolsággal, IH-6200-as vetőgéppel	2006. 03. 22.
Első kaszálás (fűkasza)	2006. 06. 20.
Második kaszálás (fűkasza)	2006. 09. 03.
Növénymintavétel az első növedékből a virágzás kezdetén parcellánként a nettó területről 4x1 fm (0,5 m^2)	2007. 06. 10.

3.2. Talajmintavétel, talajvizsgálatok

A kísérlet során 1995-ben, 1996-ban, 1997-ben, 2000-ben, 2001-ben, 2005-ben és 2007-ben a szántott rétegben talajvizsgálatokra került sor a talajba juttatott nehézfémek sorsának (átalakulás,

kimosódás) nyomonkövetése céljából. Az 1996-os évben mélységi mintavétel is történt. A talajmintavétel kézi botfúróval történt. Nettó parcellánként a parcellaszegélytől 0,5 m-t körbe elhagyva 20-20 pontminta (leszúrás) reprezentált egy-egy átlagmintát. 1996-ban a maximális adagú (270 kg/ha) kezelések parcelláinak 0-30, 30-60 és 60-90 cm-es rétegeiből történt a mintavétel. A mélységi mintavétel esetén nettó parcellánként 5-5 fúrás képezett egy-egy átlagmintát rétegenként. A minták kiemelése a fúrólyukakból patronos technikával történt, hogy a különböző talajrétegek ne keveredhesenek.

Az átlagminták 40 ºC-on történő szárítása, darálása és homogenizálása, majd LAKANEN-ERVIÖ (1971) által javasolt NH_4-acetát + EDTA kioldása után meghatározásra került az oldható („felvehető") elemtartalom. Az oldható elemtartalom meghatározásakor a kioldás 0,5 M Na-acetát + 0,5 M ecetsav + 0,02 M Na_2 acetát + EDTA oldószerrel, pH=4,65 mellett történt. A kioldáskor 5 g légszáraz, finomszemcsés talajhoz 50 cm^3 oldószert haszálva 30 perces rázatás után a szűrlet első 10 cm^3-ét elöntve a szuszpenzió leszűrésre került (MSZ-08-1722/1-1989).

Az „összes" elemkészlet becslése a VÁRALLYAY (1995) által leírt cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással történt. Az „összes" elemtartalom meghatározásánál a 2 mm-es szitán átszitált talaj dörzsmozsárban tovább finomításra és homogenizálásra került. A feltárolóedény 1 g talaj bemérése, majd 5 cm^3 cc. HNO_3 és 2 cm^3 cc. H_2O_2 hozzáadása után - hermetikusan lezárva - 3 órán át 105 ºC-on volt tartva. Lehűlés után a roncsolatot 50 cm-es lombikba mérve desztilált vízzel jelig lett feltöltve. A talaj kivonatok elemanalízise ICP- AES plazmaemissziós spektrofotométerrel történt 25 elemre a MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet, illetve 2007-ben 4 elemre a Károly Róbert Kft. laboratóriumában.

3.3. Növénymintavétel, növényvizsgálatok

Növénymintavételre a növények tápláltsági állapotát leginkább meghatározó fenofázisokbantörtént. KÁDÁR (1992) szerint ezek a borsónál és a lucernánál a virágzás kezdete, az őszi árpánál a bokrosodás vége (zöld hajtás) és a kalászhányás (kalász alatti levél), a mustárnál a zöldbimbós, illetve az aratás előtti állapot. A kender és a cirok esetén a mintavétel teljes éréskor történt. A mustár esetén az érés idején uralkodó aszály miatt a becők kényszeréretté váltak, felnyíltak és az összeszáradt magok elperegetek, ezért magot a kísérlet során fogni nem lehetett. A borsó és az őszi árpa esetén a terméselemek megállapítása és az egyes növényi szervek vizsgálata céljából a szár-, hüvely- és magtermés külön mérése és elemezése is megtörtént.

A növénymintavétel - a teljes föld feletti növény leszedésével - minden esetben nettó parcelláról, minden parcellán háromszor egy véletlenszerűen kiválasztott folyóméterről történt, a parcellák szegélyétől 0, 5 m-t körben elhagyva. A növényi minták elemtartalmának meghatározását tömegmérés, szárítás és darálás előzte meg. A zöldtömeg lemérése és a minták természetes módon történő száradását követően a légszáraz tömeg is külön-külön meghatározásra került. Tömegmérés, szárítás és darálás után történt a növényi minták elemtartalmának meghatározása. A növényi anyagban – cc. HNO_3 + H_2O_2 feltárást követően – ICP technikával vizsgálták az elemeket. Az elemanalízist - a lucerna kivételével - az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet ICP laboratóriuma, a lucerna esetén a vizsgálatot a Károly Róbert Kft. ICP laboratóriuma végezte.

3.4. Az adatfeldolgozás és értékelés módszertana

A tenyészidőszakban végzett megfigyelésekből, mérésekből, a bonitálási értékszámokból, valamint a növény- és talajvizsgálatokból kapott adatokból az adatbázis kialakítása, a mérési adatok kiértékelése, az eredmények grafikus megjelenítése „Microsoft Excel 2003” program felhasználásával történt.

A talajra, termesztett növényre, növényi szervre gyakorolt nehézfémkezelések hatásának vizsgálatára elemenként, terhelési szintenként került sor. A vizsgálatok célja tendenciaszerű változások, statisztikailag igazolható különbségek feltárása volt a talaj és a növény, növényi szerv nehézfémtartalmának alakulásában a terhelések hatására. Vizsgáltam a kezeléshatások időbeni változását (talaj felvehető elemtartalma, nehézfém-terhelések fitotoxikus hatása) is.

Az adatok matematikai, statisztikai értékelése a kéttényezős, osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletek esetén variancia-analízissel történt, az összefüggés-vizsgálatokat pedig regresszió analízissel végeztem (SVÁB, 1981). Az SzD értékek P=5%-os szignifikancia szintre vonatkoznak. A regresszió analízis mellett a szórások jellemzésére a variációs koefficiensek (CV) értékét is meghatároztam, amelyek alapján a regressziós kapcsolatot leíró függvény matematikai modellként történő alkalmazhatósága értékelhető.

4. EREDMÉNYEK

4.1. Talajvizsgálati eredmények

A kísérlet során végzett talajvizsgálatok a toxikus nehézfémek oldhatósági viszonyainak (NH_4-acetát + EDTA oldható frakciók mennyisége és azok időbeni változása, az elemek oldhatósági sorrendje) tanulmányozására, a nehézfémek szántott rétegben való akkumulációjának vizsgálatára, illetve kilúgozódásuk megítélésére irányultak. Hazai és nemzetközi tapasztalatok szerint az oldható, a növények számára felvehetőnek tekinthető toxikus nehézfém frakció a meghatározó környezetvédelmi, élettani és agronómiai szempontból. Mennyisége egyes elemeknél utalhat extrém növényi felvételre, esetleg a kimosódásra (vízbázisok szennyeződésére), illetve a talajban való megkötődésre.

A talajmintákban az „oldható" (NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalmak mellett a legtöbb esetben a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 kioldással becsült összes elemtartalmak is meghatározásra kerültek. Élettani szempontból ugyan az oldható a növények számára felvehetőnek ítélt elemtartalomnak van jelentősége, de környezetvédelmi megközelítésben az összes elemtartalomnak is fontos szerepe van, hiszen a környezet változásával (pl. talajsavanyodás) az összes elemtartalom, vagy annak egy része oldhatóvá, a növények számára felvehetővé válhat. Az eredmények birtokában válasz adható arra is, hogy a nehézfém-terhelések (szennyezések) milyen arányban mérhetők vissza az alkalmazott analitikai módszerekkel.

4.1.1. Az „oldható" (NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalom alakulása a szántott rétegben (1994-2007)

A kísérlet során a beállítást követően 1995-ben, 1997-ben, 2001-ben, 2002-ben, 2005-ben és 2007-ben vettünk talajmintát a szántott rétegből. A hektáronként a kb. 0,25 m-es művelt rétegben a talaj térfogata 2.500 m^3, melynek tömege 1,2 kg/dm^3 térfogattömeggel számolva 3 millió kg. Ennek 1 milliomod része, azaz 3 kg elem/ha jelent 1 mg/kg terhelést, azaz az 1994-ben adott 30, 90 és 270 kg/ha elemterhelés a szántott rétegben elemenként 10, 30, illetve 90 mg/kg koncentráció növekedést eredményezett. Az 1994-2007 között vett átlagminták NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalmának alakulásáról a 18. táblázat nyújt áttekintést.

18. táblázat: A talajterhelés hatása a szántott talajréteg „oldható” (NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalmára (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1995-2007).

Mintavétel éve	**Talajterhelés 1994, őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
	0	**30**	**90**	**270**		
Al, mg/kg (Al-terhelés)						
1995	127	119	156	188	**24**	**148**
1996	130	NV	NV	160	**-**	**-**
1997	110	113	110	126	**14**	**115**
2001	125	124	134	127	**10**	**127**
2002	161	150	165	152	**8**	**156**
2005	174	162	173	160		**167**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**
As, mg/kg (As-terhelés)						
1995	< 0,01	14	38	98	**29**	**38**
1996	< 0,01	NV	NV	19,9	**-**	**-**
1997	< 0,01	0,2	7	14	**7**	**5**
2001	0,3	1,2	2,3	7,2	**0,4**	**2,7**
2002	0,3	0,5	1,8	7	**2,5**	**2,4**
2005	0,3	0,7	2,5	7,2	**1,5**	**2,7**
2007	0,2	1,5	2,4	5	**1,15**	**2,3**
Cd, mg/kg (Cd-terhelés)						
1995	0,2	13	37	117	**35**	**42**
1996	0,5	NV	NV	76,6	**-**	**-**
1997	0,2	8	22	43	**12**	**18**
2001	0,3	4,7	13	35	**7,4**	**13**
2002	0,2	4,5	8	17,2	**16,2**	**7,5**
2005	0,3	4,2	9,1	21,2	**5,2**	**8,7**
2007	0,9	5,5	9,2	27	**0,25**	**11**
Cr, mg/kg (Cr-terhelés)						
1995	0,2	2	5	12	**4**	**5**
1996	0	NV	NV	2,2	**-**	**-**
1997	0,1	0,1	0,3	0,7	**0,2**	**0,3**
2001	0,15	0,15	0,45	0,7	**0,06**	**0,3**
2002	0,2	0,3	0,4	0,7	**0,5**	**0,5**
2005	0,15	0,3	0,45	0,8	**0,24**	**0,4**
2007	< 0,01	0,3	0,4	0,8	**0,24**	**0,4**
Cu, mg/kg (Cu-terhelés)						
1995	7	22	32	98	**24**	**40**
1996	7	NV	NV	49,9	**-**	**-**
1997	7	9	25	47	**10**	**22**
2001	9	12	17	25	**4,2**	**16**
2002	8	10	11	23	**14**	**13**
2005	11	12	16	30	**6,4**	**17**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**

NV: nem vizsgált

18. táblázat folytatása.

Mintavétel éve	Talajterhelés 1994, őszén, kg/ha				$SzD_{5\%}$	Átlag
	0	30	90	270		
Hg, mg/kg (Hg-terhelés)						
1995	< 0,01	3	4	17	**4**	**6**
1996	< 0,01	NV	NV	3,3	**-**	**-**
1997	< 0,01	0,1	0,3	0,6	**0,2**	**0,3**
2001	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**	**< 0,01**
2002	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**	**< 0,01**
2005	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**	**< 0,01**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**
Pb, mg/kg (Pb-terhelés)						
1995	6	18	35	96	**32**	**39**
1996	7	NV	NV	29	**-**	**-**
1997	6	12	23	36	**8**	**19**
2001	7	12	17	25	**3,3**	**15**
2002	7	11	16	21	**5,4**	**16**
2005	6	12,5	15	26	**5,1**	**15,5**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**
Zn, mg/kg (Zn-terhelés)						
1995	7	24	58	75	**25**	**41**
1996	10	NV	NV	49,4	**-**	**-**
1997	7	16	20	37	**6**	**20**
2001	7	10	11	16	**6,7**	**11**
2002	8	11	11	17	**5,8**	**12**
2005	7	11	11	17	**4,7**	**11,5**
2007	6,5	10	11	16	**3,8**	**11**

NV: nem vizsgált

A táblázatból megállapítható, hogy az oldható frakciók átalakulása a talajban elemenként eltérő sebességgel ment végbe.

Az első talajmintavételre 1995 májusában, hat hónappal a talajterhelést követően került sor. A mintavétel azt mutatta, hogy a szántott réteg oldható toxikuselem-tartalma az alumínium kivételével a terhelések nyomán jelentősen megnövekedett. A növekvő dózisú Al-terhelések is statisztikailag (P=5%) igazolhatóan emelték a talaj felső rétegének oldható Al-tartalmát, azonban ez nem jelentett nagyságrendnyi dúsulást. Az Al-szilikátok a legfőbb talajalkotók, így tömegükhöz képest a 90 és a 270 kg/ha-os Al terhelés nem tekinthető jelentősnek. A réznél, a cinknél és az ólomnál a 270 kg/ha-os bevitel több mint tízszeres dúsulást jelentett a szántott réteg oldható elemtartalmában. A nyomokban előforduló talajszennyezők (Cd, Cr, As, Hg) esetében a koncentrációnövekedés még kifejezettebb volt.

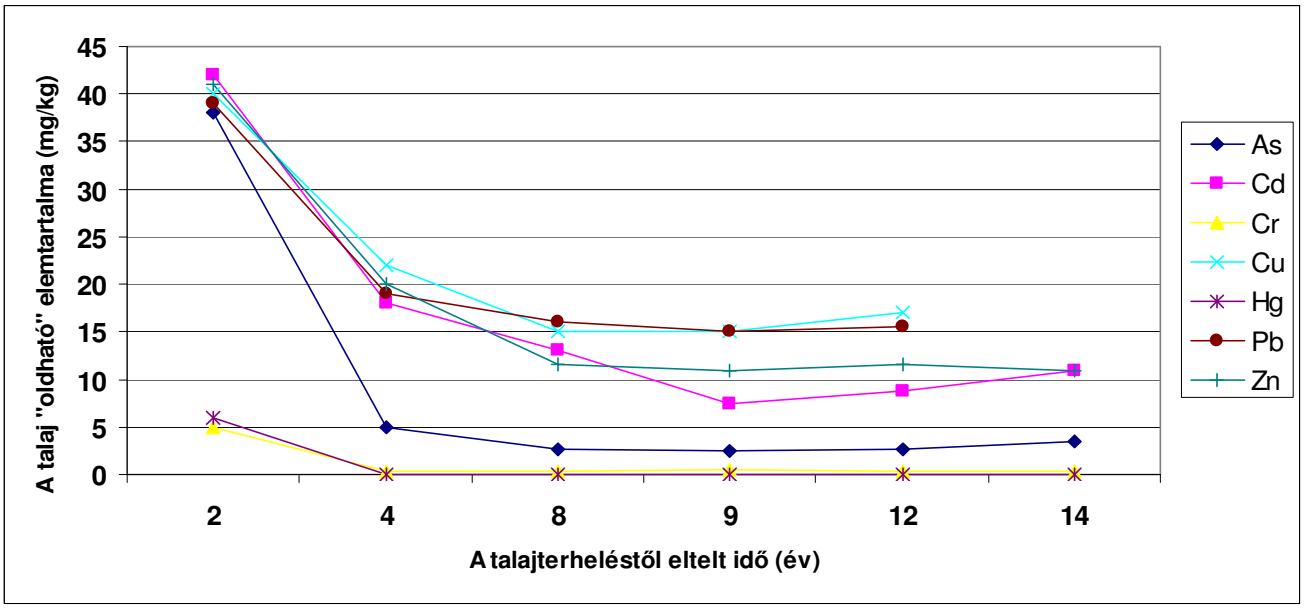
A mérési eredmények alapján a króm és a higany kivételével a kezelésekkel a talajba vitt nehézfémsók teljes mennyisége kimutatható volt „oldható” tartalomként a szántott rétegben. A króm és higany esetén azonban az „oldható” elemtartalom már az első hat hónap elteltével jelentősen csökkent, a csökkenés mértéke – az elemátlagokat tekintve – a krómnál 88%-os, higanynál 86%-os volt. Ezek az elemek tehát sokkal gyorsabban megkötődtek a talajban, mint a többi.

A második mintavétel a kísérlet harmadik évében, 1997 júniusában történt. Az eltelt közel három év alatt az „oldható” frakciók mennyisége a parcellák szántott rétegében minden vizsgált elem esetén jelentős mértékben csökkent. A krómnál és higanynál a gyors megkötődés miatt az „oldható” elemtartalom az 1994-es talajterhelés 0,7%-ra csökkent. Kifejezett megkötődést mutatott az As, amelynek „oldható” frakciója az 1994-es talajterhelés 12%-ára csökkent. A többi vizsgált elem „oldható” frakciója is jelentősen, 56-49%-kal (Cd 58%-kal, Pb 56%-kal, Zn 54%-kal, a Cu 49%-kal) csökkent három év alatt.

A harmadik mintavételre 2001 augusztusában, a kísérlet nyolcadik évében történt. A talaj megnövekedett „oldható” elemtartalma a kezelés után 8 évvel is megfigyelhető volt. Nyolc év elteltével az „oldható” frakciók mennyisége a parcellák szántott rétegében a króm kivételével minden vizsgált elem esetén tovább csökkent. A higany nyolc év elteltével teljesen átalakult oldhatatlan formává, nem volt kimutatható még a legnagyobb dózissal terhelt parcellákon sem. Valószínűsíthetően a talajban beépül a kristályrácsokba, így nehezen követhető nyomon. A króm vonatkozásában a „oldható”elemtartalom 1997-hez képest nem változott, tehát a kiadott Cr (VI) forma oldhatatlan Cr (III)-á történő átalakulása 1997-ben teljesen megtörtént. A többi vizsgált elem „oldható” frakciója az 1994-es talajterheléshez képest további csökkenést mutatott: az As 94%-kal, a Zn 73%-kal, Cd 70%-kal, a Cu 65%-kal és az Pb 63%-kal csökkent.

A kísérlet kilencedik, tizenkettedik és tizennegyedik évében vett minták arról tanúskodtak, hogy az egyes elemek oldhatósága 2001-hez képest már nem változott jelentősen. Néhány elem oldhatósága 2005-ben és 2007-ben kismértékben nőtt. Jelentősebb mobilizációt 2007-ben a Cd (34%) esetén tapasztaltunk, Cd esetén az „oldható” frakció a kontroll parcellán is jelentősen nőtt. Amennyiben a változás oka nem mintavételi vagy analitikai hiba, akkor az elemek oldhatóságát a talajban az úgynevezett „évhatás” (csapadék, biológiai aktivitás, stb.) befolyásolhatta, amely módosíthatta az analitikai adatokat.

A vizsgált elemek vonatkozásában az elemátlagokat tekintve a talaj „oldható”(NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalmának változási trendjét 1995-2007 között a 7. ábra mutatja.



7. ábra: A talaj „oldható”(NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalmának változási trendje (szántott réteg, mg/kg, csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1995-2007).

Bár a talajheterogenitás a kísérlet első éveiben még kifejezett volt, és a szórások értéke is magasnak adódott, az „oldható” frakció minden elem esetében a kísérlet harmadik évére jelentősen csökkent, majd a kísérlet nyolcadik évét követően az elemek további megkötődésével csak kisebb ingadozásokat mutatott. Egyértelmű és drasztikus csökkenés az arzén, a króm és a higany esetén figyelhető meg. A króm és a higany „oldható” elemtartalma 1997-re gyakorlatilag eltűnt a szántott rétegből, az arzén „oldható” koncentrációja 1/8-ára csökkent. A higany „oldható” frakciója a szántott rétegben a kísérlet további éveiben nem volt kimutatható.

Az elemek oldhatósági viszonyainak vizsgálata során meghatároztam, hogy az 1994 őszén vízoldható formában kiadott elemek milyen arányban mutathatók ki NH_4-acetát + EDTA oldható formában a talajban. Az így meghatározott visszamérési százalékok választ adnak arra is, hogy analitikai módszerként a NH_4-acetát + EDTA kioldás mennyire alkalmazható az egyes talajszennyező elemek visszamérésére a szennyezéstől eltelt évek függvényében. A visszamérési százalékok ismeretében meg lehet becsülni az eredeti szennyezés mennyiségét, mértékét. Az elemenkénti visszamérési százalékokat az évenkénti elemátlagok figyelembevételével a 19. táblázat tartalmazza.

19. táblázat: A szántott talajréteg „oldható” (NH_4-acetát + EDTA oldható) elemtartalmának 1994 őszén adott mennyiség visszamért százalékai az adott év elemátlaga alapján (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1996-2007).

Elem jele	Kísérleti év						Átlag
	1996	1997	2001	2002	2005	2007	
Az 1994 őszén kijutatott mennyiség visszamért %-a							
As	22	14	9	4	6	15	**11**
Cd	85	67	41	30	30	31	**51**
Cr	2	1	0,5	0,7	1	2	**1,4**
Cu	48	41	25	17	15	NV	**30**
Hg	4	1	0	0	0	NV	**0,8**
Pb	42	50	34	28	38	NV	**38**
Zn	43	55	18	14	21	22	**29**

NV: nem vizsgált

A 19. táblázat adatai szerint a tizenkét év elteltével a kadmium és az ólom még mindig közepesen visszamérhető (30-60% közötti visszamérhetőség), gyengén visszamérhető a réz és a cink (10-30% közötti visszamérhetőség), és alig, vagy gyakorlatilag nem visszamérhető az arzén, a króm és a higany (10% alatti visszamérhetőség).

A vízoldható formában kiadott nehézfém sók közül a kadmium, az ólom, a réz és a cink „oldható” frakciója a kísérlet időtartama alatt jelentős értéket képviseltek. Átlagosan közel 30-50% közötti értékben megőrizték oldékonyságukat a feltalajban. Mérsékelt oldékonyságot az arzén, jelentéktelen, de a kísérlet időtartama alatt 0,5-1% között mérhető oldékonyságot a króm mutatott. A higany nem bizonyult oldékonynak.

Az „oldható” frakciók visszamérhetőségi százalékainak átlaga alapján a visszamérhetőségi sorrend a vizsgált elemek esetén a következő: Cd > Pb > Cu > Zn > As > Cr > Hg.

4.1.2. Az „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalom alakulása a szántott rétegben (1994-2007)

A szántott rétegben a kísérlet során az „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmat az 1995-ben, 1996-ban, 2001-ben, 2002-ben, 2005-ben vett talajmintákban vizsgáltuk. Hazai szabályozásban az előírt szennyezettségi határkoncentrációk e módszerre vonatkoznak. Az 1994-2007. között vett átlagminták cc. HNO_3+ cc. H_2O_2 oldható elemtartalmának alakulását a 20. táblázat mutatja.

20. táblázat: A talajterhelés hatása a szántott talajréteg „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmára (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1995-2007).

Mintavétel éve	Talajterhelés 1994. őszén, kg/ha				$SzD_{5\%}$	Átlag
	0	30	90	270		
Al, mg/kg (Al-terhelés)						
1995	29600	31800	31800	30400	**3500**	**30900**
1996	30000	NV	NV	31000	**-**	**-**
2001	28700	29000	29300	30100	**3100**	**29275**
2002	29300	30200	29800	30500	**3300**	**29950**
2005	28900	27900	29800	28650	**2900**	**28812**
As, mg/kg (As-terhelés)						
1995	10	80	142	260	**50**	**123**
1996	9	NV	NV	75	**-**	**-**
2001	4	10	15	33	**3,5**	**15,5**
2002	7	10	14	27	**8,7**	**14,5**
2005	8,8	11	17	31	**4,15**	**17**
2007	12	16	20	30	**7,6**	**19,5**
Cd, mg/kg (Cd-terhelés)						
1995	0,5	34	109	501	**45**	**161**
1996	1,2	NV	NV	90	**-**	**-**
2001	1,2	10	18	42	**8,5**	**17,8**
2002	0,35	6	10	23	**5,6**	**9,8**
2005	0,4	5,2	10,5	24	**5,7**	**10**
2007	1,5	6,5	11	33	**8,6**	**13**
Cr, mg/kg (Cr-terhelés)						
1995	40	82	152	266	**18**	**135**
1996	40	NV	NV	101	**-**	**-**
2001	57	58	70	89	**5,9**	**69**
2002	49	53	64,5	83	**16,3**	**62**
2005	38	44	44	54	**13,9**	**45**
2007	53	53	64	84	**8**	**63,5**
Cu, mg/kg (Cu-terhelés)						
1995	30	71	94	337	**188**	**133**
1996	25	NV	NV	82	**-**	**-**
2001	29	36	40	55	**6,7**	**40**
2002	27	32	35	50	**19,6**	**36**
2005	31	30	35	53	**6,5**	**37**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**
Hg, mg/kg (Hg-terhelés)						
1995	< 0,01	17	31	130	**109**	**44**
1996	< 0,01	NV	NV	39	**-**	**-**
2001	< 0,01	< 0,01	4,5	10	**1,7**	**3,6**
2002	< 0,01	1,2	3	7	**3,5**	**2,8**
2005	< 0,01	2,6	7,3	16	**7,8**	**6,5**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**

NV: nem vizsgált.

20. táblázat folytatása.

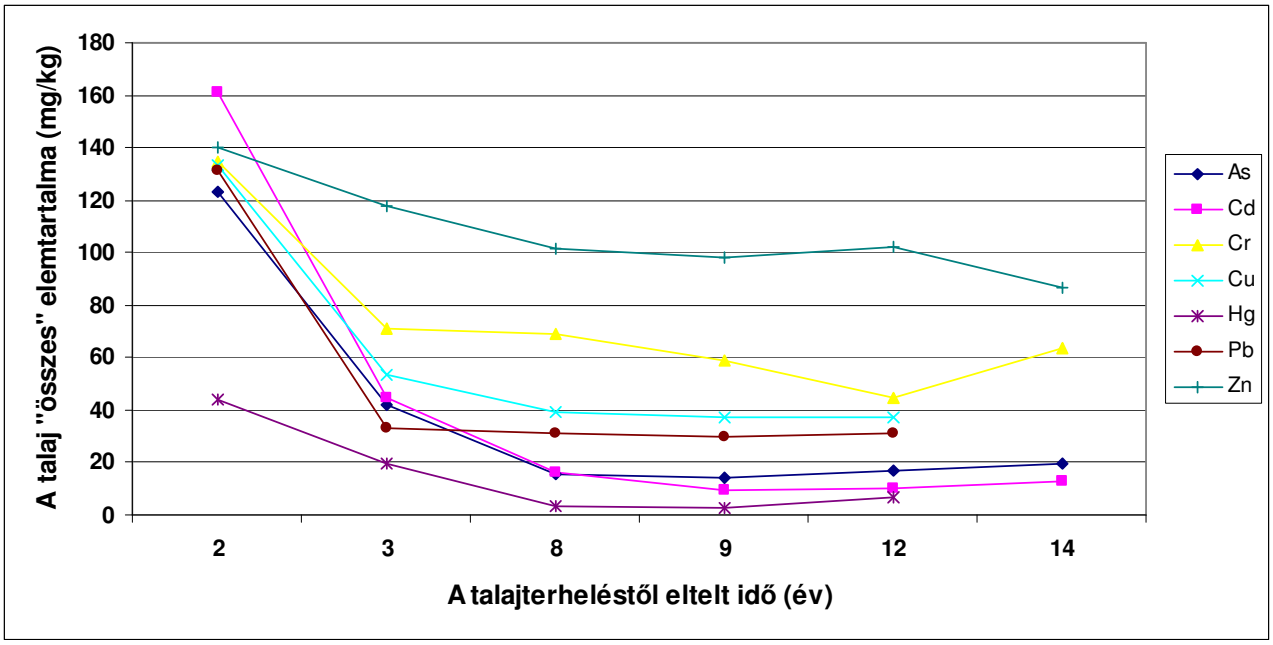
Mintavétel éve	Talajterhelés 1994. őszén, kg/ha				$SzD_{5\%}$	Átlag
	0	30	90	270		
Pb, mg/kg (Pb-terhelés)						
1995	20	46	92	366	**161**	**131**
1996	20	NV	NV	46	**-**	**-**
2001	20	27,0	32	42	**3,7**	**31**
2002	20	28	32	38	**17,3**	**29,5**
2005	20	27	32	46	**5,3**	**31**
2007	NV	NV	NV	NV	**-**	**-**
Zn, mg/kg (Zn-terhelés)						
1995	87	115	171	185	**50**	**140**
1996	85	NV	NV	150	**-**	**-**
2001	89	96	101	112	**14,7**	**101,5**
2002	90	97	99	107	**19,8**	**98**
2005	90	95	98	126	**15,8**	**102**
2007	88	94	97	116	**7,9**	**99**

NV: nem vizsgált

A 20. táblázatból látható, hogy 1995-ben minden elem esetén a kijutattott terhelés gyakorlatilag teljes mértékében kimutatható volt a talaj szántott rétegében. A többnyire 100% feletti kimutathatóság a mintavétel bizonytalanságát tükrözi, mivel az egyszeri bemunkálás (szántás) még nem volt képes a szennyezőket kellően elkeverni a talajban, azaz az átlagminták nem tudták a talaj heterogenitását teljes mértékben ellensúlyozni. A mintavétel azt mutatta, hogy a szántott réteg „összes” elemtartalma az alumínium kivételével az „oldható”elemtartalomhoz hasonlóan a terhelések nyomán jelentősen megnövekedett.

1996 őszén, a kísérlet harmadik évében maximális adagú, 270 kg/ha-os kezelések mintázására került sor, melyből az Al kezelések parcelláit kimaradtak, mivel a 270 kg/ha-os Al-terhelés még elhanyagolható a talajban eredetileg is meglévő 30.000 mg/kg körüli „összes” Al-tartalomhoz képest, így kezeléshatás nem volt várható. A vizsgált elemek esetében az 1994-es terhelés csaknem 100%-ban visszamérhető volt a kadmium esetén. A króm, az arzén, a réz és a cink esetén a visszamérhetőség 72-79% között adódott, míg az ólom esetén a kezelés 51%-a, a higany esetén 43%-a volt visszamérhető. A kísérlet hetedik évében vett minták visszamérhető „összes” elemtartalma a króm esetén az 1/4-ére, a higany esetén az 1/10-ére, a többi vizsgált elem esetén a kezeléskor kiadott mennyiség 43-48%-ára csökkent. A kísérlet további éveiben - a „oldható” frakcióhoz hasonlóan - az „összes” frakció koncentrációjában kisebb ingadozások voltak tapasztalhatóak, de az „összes” frakció visszamérhetősége határozott csökkenést nem mutatott.

A vizsgált elemek vonatkozásában az elemátlagokat tekintve a szántott talajréteg „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának változási trendjét az adott év elemátlagában 1995-2007 között a 8. ábra szemlélteti.



8. ábra: A szántott talajréteg „összes” (cc. HNO_3+ cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának változása a kezelések átlagában, mg/kg (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta,1995-2007).

Az „összes” elemtartalmak visszamérési százalékait elemenként a 21. táblázat mutatja. A visszamérési százalékok az oldható” elemtartalom visszamérhetőségi vizsgálatához hasonlóan választ adnak arra, hogy a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható kioldás mennyire alkalmazható az egyes talajszennyező elemek visszamérésére (mennyiségi becslésére) az eltelt évek során.

21. táblázat: A szántott talajréteg „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának 1994 őszén adott mennyiség visszamért százalékai az adott év elemátlaga alapján (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1996-2007).

Elem jele	**Kísérleti év**					**Átlag**
	1996	**2001**	**2002**	**2005**	**2007**	
Az 1994 őszén kijutattott mennyiség visszamért %-a						
As	73	43	25	25	29	**39**
Cd	100	48	38	36	28	**50**
Cr	68	30	37	33	23	**38**
Cu	63	45	34	16	NV	**40**
Hg	43	9	10	23	NV	**21**
Pb	51	45	47	46	NV	**47**
Zn	72	45	40	39	11	**45**

NV: nem vizsgált

A kísérlet tizenkettedik évében a vizsgált elemek - a higany és az arzén kivételével - még mindig közepesen visszamérhetőek (30-60% közötti visszamérhetőség) voltak, a higany és az arzén visszamérhetősége (10-30% közötti visszamérhetőség) gyengének adódott. Az „összes" frakciók visszamérhetőségi százalékainak átlaga alapján a visszamérhetőségi sorrend a vizsgált elemek esetén következő volt: Cd > Pb > Zn > Cu > As > Cr > Hg. Az arzén, réz, króm, cink visszamérhetőségi átlagai között lényeges eltérést nem tapasztaltunk. Az „összes" és az „oldható" frakciók visszamérhetősége közelítőleg megegyezik.

A kadmium és az ólom mindkét módszerrel (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 és NH_4-acetát + EDTA kioldás) jól jelezhető volt. A visszanyerési érték az „összes" koncentráció tekintetében a kadmium esetén 50%-nak, az ólom esetén 47%-nak, a „oldható"koncentráció a kadmium esetén 51%-nak, az Pb esetén 38%-nak adódott. Kijelenthető, hogy a kadmium és ólom esetén az „összes" és az „oldható"koncentrációk visszamérhetősége az elemek átlagában jó egyezést mutatott. Így a jelentős környezetszennyezőnek tekinthető Pb és a Cd esetén a szennyezés utólagos minősítéséhez elegendő az „oldható" koncentrációk meghatározása. A szennyezés minősítésénél a szennyezés kora meghatározó tényező, a friss szennyezők jobban kimutathatóak az „oldható" frakciókban.

A hazai szabályozásban a vizsgált elemek földtani szennyezettségi határértékeit a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján az M2.11. melléklet közli. Amennyiben összevetjük a vizsgált elemekre a rendeletben meghatározott határkoncentrációkat a 2005 évi saját kísérleti adatainkkal azt találjuk, hogy a maximális terhelésnél (270 kg/ha) mérhető „összes" koncentrációk a króm, a réz, az ólom és a cink esetében nem érik el a szennyezettségi határértéket. 2007-ben az „összes" Cr-koncentráció a szennyezettségi határérték körül mozgott. Erős szennyezést az arzén és a higany, különösen erős szennyezést pedig a kadmium mutatott (22. táblázat).

22. táblázat: A talaj „összes" (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalma a 270 kg/ha adagú kezlésben 2005-ben és 2007-ben (szántott réteg, mg/kg, csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2005, 2007).

Elem jele	**A talaj „összes" (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalma a 270 kg/ha adagú kezelésben (mg/kg), év**	
	2005	**2007**
As	31	30
Cd	24	33
Cr	54	84
Cu	53	NV
Hg	16	NV
Pb	46	NV
Zn	126	116

NV: nem vizsgált

A kísérlet 14. évében a szennyezettségi határértékhez képest az arzén, kadmium, ólom esetén még erős szennyezettséget tapasztalhatunk. Az arzén, kadmium, ólom a talajszennyezettségi határértékekre vonatkozó kormányrendelet szerint erős kockázatot jelent. A növényvizsgálatok alapján eldönthetővé válik, hogy a kormányrendelet szerinti határértékek milyen mértékben biztosítják a termesztett növények és ezen keresztül a tápláléklánc védelmét.

4.1.3. A kísérleti elemek oldhatóságának vizsgálata a talaj szántott rétegében

A kísérleti elemek oldhatósága – a növények számára felvehető elemtartalom alakulása – a talaj szántott rétegében az „oldható” (NH_4-acetát + EDTA oldható) és az „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmak százalékos arányának meghatározásán keresztül értékelhető. A 23. táblázatban a szántott talajrétegben az „oldható” elemtartalmak az azonos kísérleti év „összes” készletének százalékában, az adott év elemátlagai alapján határoztam meg.

23. táblázat: Az „oldható” elemtartalom az azonos kísérleti év „összes” elemtartalmának százalékában az elemátlagok alapján (%). (szántott réteg, csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1995-2007).

Elem jele	**Kísérleti év**						**Átlag**
	1995	**1996**	**2001**	**2002**	**2005**	**2007**	
„oldható”tartalom az „összes”tartalom %-ában, %							
As	31	26	17	16	17	18	**21**
Cd	93	85	79	76	94	92	**86.5**
Cr	4	2	0.4	0.85	0.8	0.5	**1.5**
Cu	30	49	37.5	42	47	NV	**41**
Hg	14	8.5	0	0	0	NV	**4.5**
Pb	30	63	48	54	50	NV	**49**
Zn	29	33	11	11	11	12	**18**

NV: nem vizsgált

Az eredmények alapján a kísérlet során oldhatósági sorrend a feltalajban a következő volt:

- 1995-ben: Cd > As > Pb > Cu > Zn > Hg > Cr.
- 1996-ban: Cd > Pb > Cu > Zn > As > Hg > Cr.
- 2001-ben: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Cr > Hg.
- 2002-ben: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Cr > Hg.
- 2005-ben: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Cr > Hg.
- A kísérleti évek átlagában: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Hg > Cr.

Az oldhatósági sorrend az évek folyamán az arzén és a cink kivételével alapvetően nem módosult, legoldhatóbbnak és csaknem oldhatatlannak ugyanazon elemek csoportja bizonyult.

A toxikus elemek oldhatóságát a Tass-pusztai kísérlettel párhuzamosan meszes és savanyú, valamint homokos és kötött vályogtalajokon is vizsgálták. KÁDÁR (1991) szerint a kémhatás mellett a talajok kötöttsége, illetve agyagtartalma is meghatározó a nehézfémek és tápelemek viselkedése szempontjából. A kötöttséggel, illetve az agyagtartalommal, valamint az aciditási viszonyokkal a talajtulajdonságok egész komplexuma változhat. E célból 1991-ben meszes vályog csernozjomon (Mezőföld), 1995-ben meszes homoktalajon (Duna-Tisza köze) állítottak be szabadföldi kisparcellás tartamkísérleteket.

KÁDÁR (1996a) a mészlepedékes csernozjom talajon beállított nehézfémterheléses tartamkísérlet talajvizsgálati eredményei alapján az alábbi oldhatósági sorrendet határozta meg:

- 1992-ben: Pb > Cd > Mo > Cu > Sr > Ni > Ba > Se > Zn > As > Hg > Cr > Al.
- 1994-ben: Cd > Pb > Sr > Cu > Mo > Ni > Zn > Se > Ba > As > Hg > Cr > Al.

A meszes homokon beállított nehézfémterheléses tartamkísérletben alkalmazott elemek oldhatósági sorrendje 1995-ben a következő volt: Cu > Pb > Se > Zn > Cr(VI) > Cr(III) (KÁDÁR-MORVAI 1998).

A kadmium, ólom és réz mind savanyú barna erdőtalajon, mind meszes csernozjomon, a réz és az ólom a meszes homokon is mobilisnak bizonyult. Az „oldható” króm és higany pedig a vizsgált talajtípuson gyorsan átalakult oldhatatlan formákká. Megállapítható, hogy az eltérő talajviszonyok ellenére érvényesül az a tendencia, hogy jól elkülöníthetők a talajban hosszú ideig mobilis formában maradó talajszennyező elemek (Cd, Pb, Cu, Zn), valamint a talajban gyorsan oldhatatlan formává alakuló (vagy megkötődő) elemek (Cr és a Hg).

4.1.4. A nehézfémszennyezés mélységi elmozdulásának vizsgálata

A kísérlet során bevitt nehézfémszennyezés mélységi elmozdulásának vizsgálata választ adhat arra, hogy az egyes elemek milyen mértékben mosódnak ki a szántott felső rétegből, milyen mértékben dúsulnak a mélyebb rétegekben és ez által mennyiben veszélyeztethetik a talajvizet. A vizsgálatra két évvel a kísérlet beállítása után került sor, a 270 kg/ha terhelésű parcellák 0-30, 30-60, 60-90 cm rétegeiben. Az elemzések rétegenként kiterjedtek az „összes” és „oldható” koncentrációk meghatározására is. Az eredményeket a 24. táblázat tartalmazza.

24. táblázat: A 270 kg/ha nehézfémterhelés hatása a talajszelvény elemtartalmára, mg/kg. (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta,1996).

Elem	Mintavétel (cm)	„Összes” elemtartalom (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható)		„oldható”elemtartalom (NH_4-acetát + EDTA oldható)		Kilúgozás ténye
		a kontroll talajon	a kezelt talajon	a kontroll talajon	a kezelt talajon	
As	0-30	9	75	0	19,9	**Kérdéses**
	30-60	9	12	0	0,3	
	60-90	9	11	0	0,1	
Cd	0-30	0,6	90	0,3	76,6	**Kizárható**
	30-60	0,6	0,6	0,2	0,2	
	60-90	0,6	0,4	0,2	0,1	
Cr	0-30	30	101	0	2,2	**Kifejezett**
	30-60	26	36	0	0,4	
	60-90	26	34	0	0,2	
Cu	0-30	25	82	7	49,9	**Kizárható**
	30-60	22	22	5	5,1	
	60-90	20	18	5	3,6	
Hg	0-30	0	39	0	3,3	**Kizárható**
	30-60	0	0	0	0	
	60-90	0	0	0	0	
Pb	0-30	20	46	7	29,4	**Kérdéses**
	30-60	20	21	6	9,4	
	60-90	15	14	5	3,8	
Zn	0-30	85	150	10	49,2	**Kizárható**
	30-60	85	82	7	6,9	
	60-90	70	71	6	3,2	

24. táblázat adatai szerint a Cr(VI) szennyezés a teljes talajszelvényben megjelent, az „összes” elemtartalom esetén a 30-60 cm rétegben a dúsulás mértéke 38%-os, a 60-90 cm rétegben 31%-os volt. A szennyezetlen kontroll talajhoz viszonyítva a mélyebb rétegekben a „oldható”elemtartalom dúsulása is szembetűnő volt, azonban a mélyebb rétegek „oldható” Cr-tartalma egy nagyságrenddel alatta maradt a szántott rétegben (0-30 cm) mért értékeknek. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a Cr(VI) gyors kilúgozódást mutatott. A gyors kilúgozás miatt az igen mérgező Cr(VI) szennyezés – különösen csapadékos időszakban – 1-2 éven belül a talajvízbe kerülhet, amennyiben a talajvíz tükre magasan helyezkedik el.

Az arzén és az ólom kilúgozása kérdéses maradt, hiszen szennyeződtek a mélyebb rétegek is, de a dúsulás nem volt jelentős. A kadmium, a higany, a réz és a cink kilúgozódása a kísérlet második évében kizárhatónak tűnt, ezek a talajszennyező elemek ellenállnak a rövidtávú kilúgozásnak. Ezek az elemek egyértelműen megkötődtek a felső talajrétegben, mind az „összes”, mind a „oldható” frakció csak a bevitel helyén volt kimutatható.

KÁDÁR (1996b) a toxikus elemek kilúgozódását meszes vályog csernozjomon (Mezőföld) és meszes homoktalajon (Duna-Tisza köze) beállított szabadföldi kisparcellás tartamkísérletekben vizsgálta. Meszes vályog csernozjomon As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn, meszes homok talajon a Cr(VI), Cu, Pb, Se, Zn elemek vizsgálatára került sor. A vizsgálatok az általunk vizsgált csernozjom barna erdőtalajéhoz hasonló eredményeket mutattak:

- A Cr(VI) esetén mindhárom talajtípuson igazolható volt a mélységi elmozdulás. A gyors kilúgozás eredményeként a mérgező Cr(VI) valóságos veszélyt jelent a talajvizekre.
- Az As és az Pb esetén csak csernozjom barna erdőtalajon szennyeződött a 30-60 cm réteg. Ez azt mutatja, hogy a savanyú talajon az As és az Pb mobilis maradhat, és szennyezheti az alsóbb rétegeket és szennyezheti a talajvizet is.
- A Cd, Hg, Cu és a Zn mélységi elmozdulás egyik talajtípuson sem volt statisztikailag igazolható. Ez azt mutatja, hogy ez a környezeti szempontból rendkívül veszélyes Cd és Hg mindhárom talajtípuson ellenáll a kilúgozódásnak.

A vizsgálatok eredményei mindhárom talajtípus esetén a szennyezés kijuttatását követő második évre vonatkoztak. Tekintettel arra, hogy a kilúgozás lassú folyamat, a kilúgozás ténye, mértéke, dinamikája a kísérlet második évének adatai alapján nem bírálható el egyértelműen, ehhez további vizsgálatokra van szükség. A mélységi elmozdulás további vizsgálatára anyagi okok miatt azonban nem került sor.

4.2. Növényvizsgálati eredmények

A nehézfémterheléses szabadföldi tartamkísérlet negyedik évében, 1998-ban borsó, majd ezt követően1999-ben silócirok, 2001-ben őszi árpa, 2002-ben fehér mustár, 2003-ban kender és 2005-ben lucerna termesztésére került sor. A borsó, az őszi árpa és a mustár jelzőnövény tenyészidőszakában fenológiai megfigyelések, mérések történtek a nehézfémterhelések fitotoxikus hatásának elbírálására. A talajterhelések nyomán kialakult nehézfémakkumuláció mértékének meghatározása minden kísérleti növénynél megtörtént, az őszi árpa, a mustár és a kender esetén a nehézfémakkumuláció dinamikájának vizsgálatára is lehetőség volt a különböző fenofázisokban vett növényi minták elemanalízisével.

A talaj és a növények nehézfémtartalmának ismeretében nyomon követhető a vizsgált elemek mobilitásnak alakulása a talaj-növény rendszerben, a vizsgálati eredmények összevethetőek a nehézfémek talajban mutatkozó oldhatóságával, illetve vizsgálható az is, hogy a határérték feletti növényi nehézfémakkumuláció okoz-e fitotoxikus tüneteket.

Az eredmények alapján vizsgálható az is, hogy a LAKANEN-ERVIÖ (1971) által javasolt NH_4-acetát + EDTA kioldással „oldható” elemtartalom mennyiben felel meg a tényleges növényi elemfelvételnek, a felvehető elemtartalomnak. A 2001-es, a 2002-es és a 2007-es talaj- és növényvizsgálati eredmények alapján vizsgálható a növényi nehézfémtartalom és a szántott réteg nehézfémtartalma közötti összefüggés, továbbá az is, hogy határérték feletti növényi nehézfémakkumuláció a talaj milyen értékű „oldható” és „összes” nehézfémtartalmánál jelenik meg.

4.2.1. A talaj nehézfémterhelésének hatása a kísérleti növények nehézfémtartalmára

A vizsgált elemek közül az Al-terhelés nem befolyásolta a növények Al-tartalmát. A növényi szervek Al-koncentrációja nagy szórást mutatott, statisztikailag igazolható (P=5%) Al-dúsulás nem volt, még tendenciaszerű változások sem voltak kimutathatóak. A növényvizsgálatok igazolták a talajvizsgálatok eredményeit, ahol kezeléshatást nem lehetett kimutatni. A többi vizsgált elem jelzőnövényekben való feldúsulása az 1994-es talajszennyezés következményeképpen várható volt, hiszen a szennyezett talajnak a kontroll talajhoz képest mind az „összes”, mind a „felvehető” nehézfém-tartalma is szignifikánsan nagyobb volt.

4.2.1.1. A talaj arzénterhelésének hatása a kísérleti növények arzéntartalmára

A talaj arzénterhelésének hatását a légszáraz növények arzéntartalmára a 25. táblázat mutatja. A táblázatból látható, hogy a kontroll parcellán termesztett növények esetén a növények, növényi szervek As-tartalma minden esetben a kimutathatósági szint alatt volt.

A borsó kísérletben a borsó szárban és hüvelyben a 270 kg/ha terhelési szinten jelentős As-akkumuláció volt mérhető. Szignifikáns kezeléshatás a 270 kg/ha terhelési szinten volt kimutatható, ahol a szár és hüvely As-tartalma elérte a 2,1 mg/kg-os értéket. A borsószem egyik terhelési szinten sem szennyeződött, az As-tartalom minden esetben kimutathatósági szint alatt volt.

A cirok esetén az arzénakkumuláció a 90 kg/ha és a 270 kg/ha terhelési szinten volt kimutatható (0,2-0,7 mg/kg), ahol az As-dúsulás mértéke statisztikailag is igazolható volt (P=5%).

Az őszi árpa egyes szerveiben a növekvő talajterhelés hatására az arzén gyenge dúsulást mutatott. A talaj növekvő As-terhelésének hatása statisztikailag igazolhatóan (P=5%) csak a 270 kg/ha terhelési szinten a hajtás és a szalma esetén mutatkozott meg. A legnagyobb (270 kg/ha) terhelési szinten

szervenként 0,3 – 0,4 mg/kg között változott az arzéntartalom. A legmagasabb koncentráció a betakarításkori szalmában volt mérhető.

25. táblázat: A talaj arzénterhelésének hatása a légszáraz növények arzéntartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		Kezelés 1994 őszén. kg/ha				$SzD_{5\%}$	Átlag
ideje	helye	0	30	90	270		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	< 0,1	0,3	0,6	2,1	**0,7**	**0,8**
07. 14.	Szem[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél [4]	< 0,1	< 0,1	0,2	0,7	**0,4**	**0,2**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	< 0,1	0,1	0,2	0,3	**0,2**	**0,2**
07. 12.	Szalma[4]	< 0,1	0,1	0,15	0,4	**0,3**	**0,2**
07. 12.	Szem[4]	< 0,1	0,15	0,3	0,35	**0,5**	**0,25**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 11.	Szár[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	0,1	0,6	**0,3**	**0,2**
07. 30.	Levél[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 30.	Kóró[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	< 0,1	0,1	0,2	0,3	**0,1**	**0,1**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor

A kísérlet nyolcadik évében a mustár esetén az arzén sem a hajtásban, sem a szárban nem volt kimutatható. A kísérleti eredmények szerint a mustár védett az As-terheléssel szemben.

A kender arzénakkumulációt csak a hajtásban mutatott a 90 kg/ha és a 270 kg/ha terhelési szinten. A legnagyobb terhelés esetén a kezeléshatás statisztikailag nem volt igazolható (P=5%). A kender levélben és a kóróban az arzén koncentráció nem érte el a kimutathatósági határt.

A kísérlet tizenkettedik évében termesztett lucernában mérsékelt As-dúsulás volt tapasztalható, ami csak tendenciájában, statisztikailag nem igazolható (P=5%) módon jelezte a kezeléshatást.

FODOR (2002) az 1995-ös kísérleti évben az őszi búza nehézfémakkumulációját vizsgálta. Az őszi búza 1995-ben közel tízszer több arzént akkumulált vegetatív szerveiben, mint az őszi árpa hét évvel később. Az őszi búza szemtermésében az arzénakkumuláció nem volt kimutatható. A

szemtermés As-tartalma az 1996-os kukorica és az 1997-es napraforgó kísérlet esetén is a méréshatár alatti koncentrációt mutatott.

KÁDÁR (2001a) a nagyhörcsöki nehézfémterheléses tartamkísérletben 1994-ben a mikroelem-terhelés borsóra gyakorolt hatását vizsgálta. Arzénakkumulációt csupán a szár mutatott (2,4 mg/kg), míg a levél, hüvely és mag arzénnal nem szennyeződött. A szennyeződés mértéke a borsó szár takarmány célú felhasználását itt is megakadályozta. A kísérletben a talaj „oldható" As-tartalma 0,5-21 mg/kg érték között mozgott.

KÁDÁR (2003) toxikus elemek hatását vizsgálta őszi árpa esetén karbonátos csernozjom talajon a nagyhörcsöki nehézfémterheléses tartamkísérlet kilencedik évében. Eredményei a saját vizsgálainkkal csaknem megegyező értékeket mutattak: az arzén az őszi árpa vegetatív szerveiben (hajtás, szalma) 1,2-4,5 mg/kg, a szemben 0,2-04 mg/kg mennyiséget ért el. A mag a határérték feletti As-terhelés miatt emberi fogyasztásra ugyancsak alkalmatlanná vált. A kísérletben a talaj „oldható" As-tartalma 0,1-12 mg/kg érték között mozgott.

KÁDÁR (2008c) a nagyhörcsöki nehézfémterheléses tartamkísérlet tizennegyedik évében, 2004-ben lucerna nehézfém felvételét vizsgálta. Az arzén esetén a szalma 0,3-1,1 mg/kg koncentrációt mutatott. A kísérletben a talaj „oldható" As-tartalma 0,1-8 mg/kg érték között mozgott.

A növényanalízisek eredményei mindkét kísérleti helyen azt mutatják, hogy az évek múlásával az arzén mozgékonysága jelentősen csökkent a talaj-növény rendszerben. A kísérleti növények szemtermése védett az As-szennyezéssel szemben, mindössze néhány növény vegetatív szerve mutatott némi akkumulációt. A talajban az arzén a vizsgált elemek közül közepesen mobilisnak bizonyult. A viszonylag magasnak tekinthető „oldható" elemtartalom jelentéktelen As-dúsulást okozott a növényekben. A kísérleti eredmények alapján kijelenthető, hogy az arzén mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben.

A Magyar Takarmánykódex kötelező előírásairól szóló 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet a takarmányok vonatkozásában az arzén esetén 2 mg/kg koncentrációt tart elfogadhatónak a szárazanyagban, a 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményekben maximálisan 0,1 mg/kg, száraz hüvelyesekben 0,5 mg/kg arzéntartalmat engedélyez. A vonatkozó rendeletek alapján a 270 kg/ha kezelésű parcellán termett borsó szár és hüvely takarmányozásra nem alkalmazható és az őszi árpa magtermése is mindhárom terhelési szinten emberi fogyasztásra alkalmatlanná vált.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az összes elemtartalom vonatkozásában az arzén esetén a szennyezettségi határértéket 15 mg/kg-ban jelöli meg. 2001-2007 között a szántott réteg „összes” As-tartalma a kezelt parcellákon 10-33 mg/kg között alakult. A mustár, a kender és a lucerna esetén a növények nem mutattak határérték feletti akkumulációt. Az őszi árpa esetén a 10 mg/kg „összes” As-tartalom terhelés mellett termett magtermés 0,1 mg/kg As-tartalma elérte a fogyasztási határértéket. A kísérleti eredmények arra utalnak, hogy megfontolandó a talajszennyezettségi határértékrendszer arzénre vonatkozó szigorítása.

A 2001-es kísérleti évben a talaj „oldható” As-tartalma a kezelt parcellákon 1,2-7,2 mg/kg érték között mozgott. Kísérleti körülményeink között az őszi árpa termése fogyasztásra alkalmatlanná vált, amikor az „oldható” As-tartalom a szántott rétegben meghaladta az 1-2 mg/kg körüli koncentrációt. A 2007-es kísérleti évben a talaj „oldható” As-tartalma a kezelt parcellákon 1,5-5 mg/kg közötti értéket mutatott, amely mellett a lucerna As-tartalma a takarmánycélú hasznosításra megadott határérték 5-15%-át érte csak el.

4.2.1.2. A talaj kadmiumterhelésének hatása a kísérleti növények kadmiumtartalmára

A talaj Cd-terhelésének hatását a kísérleti növények Cd-tartalmára a 26. táblázat ismerteti. A táblázatban látható, hogy a kísérleti növények egyes növényi szervei az arzénnel ellentétben a kadmiumot ugyan csekély mértékben, de a terheletlen talajon is akkumulálták. A kezeletlen parcellán nőtt növényekben mért 0,1-0,8 mg/kg Cd-tartalom a Gyöngyös környéki talajok magas háttérszennyezettségét igazolja.

A kísérleti növények közül a legjelentősebb Cd-akkumulációt a mustár mutatta. Jelentősnek mondható a felhalmozódott kadmium a cirokban is. A borsó, az őszi árpa és a lucerna mérsékelt Cd-akkumulációt mutatott. A kenderben a kadmium felhalmozódás jelentéktelen mértékű volt. A lucernánál a Cd-tartalom a növekvő talajterheléssel szignifikánsan növekedett.

A talaj Cd-kezelése a borsó növényi szerveinek kadmiumtartalmát szignifikánsan növelte. A legnagyobb terhelési szinten (270 kg/ha) a szár és hüvely Cd-tartalma a kontrollhoz képest 40 szeresére (3,2 mg/kg) növekedett. Jelentős dúsulást mutatott a borsó szemtermése is, ahol a szem Cd-tartalma egy nagyságrendet nőtt.

26. táblázat: A talaj kadmiumterhelésének hatása a légszáraz növények kadmiumtartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		Kezelés 1994 őszén, kg/ha				$SzD_{5\%}$	Átlag
ideje	helye	0	30	90	270		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	0,1	0,7	1,3	3,2	**0,3**	**1,3**
07. 14.	Szem[4]	< 0,1	0,3	0,8	1,9	**0,2**	**0,8**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél [4]	1,5	7,0	9,2	11	**8**	**7,1**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	< 0,1	0,1	0,1	1,2	**0,2**	**0,43**
07. 12.	Szalma[4]	0,1	0,5	1,0	1,7	**0,2**	**1,1**
07. 12.	Szem[4]	< 0,1	0,2	0,35	0,5	**0,05**	**0,33**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	0,8	7,5	16	35	**13**	**14,8**
07. 11.	Szár[4]	0,2	5,5	8,2	17,5	**7,9**	**6,7**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	0,1	0,2	0,3	0,5	**0,1**	**0,3**
07. 30.	Levél[4]	< 0,1	0,1	0,3	0,5	**0,4**	**0,2**
07. 30.	Kóró[4]	< 0,1	0,2	0,2	0,4	**0,1**	**0,2**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	0,55	1,0	1,55	2,7	**0,3**	**1,6**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor

A cirokban a kontrollhoz képest a kadmium koncentráció átlagosan közel ötszörösére emelkedett, bár a kezeletlen parcellán a cirok esetén tapasztaltuk a legjelentősebb Cd-felvételt (1,5 mg/kg). A növényben csak a 270 kg/ha-os terhelés hatására nőtt statisztikailag igazolhatóan (P=5%) a kadmium mennyisége.

A kezeletlen parcellán termett őszi árpában a kadmium nem volt kimutatható, a vizsgált növényi szervek Cd-tartalma a növekvő talajterhelések hatására lényegesen és statisztikailag igazolhatóan (P=5%) nőtt. A legnagyobb terhelési szintű kezelésben a bokrosodáskori árpa zöld hajtásában a Cd-koncentráció tízszer nagyobb volt, mint a másik két kezelésben. A legnagyobb Cd-tartalom a betakarításkori szalmában volt kimutatható, tehát a Cd-tartalom a növények öregedésével nőtt. Hasonló tendencia figyelhető meg az árpaszemben mért Cd-koncentráció vonatkozásában is.

A kender növényi szerveinek Cd-akkumulációja nem mutat lényeges eltérést. A kontrollhoz képest gyenge Cd-dúsulás történt az egyes terhelési szinteken. Szignifikáns kezeléshatás a hajtásnál minden terhelési szinten, a levél és a kóró esetén a legnagyobb terhelési szinten volt kimutatható.

A mustár esetén szignifikáns kezeléshatás a legnagyobb terhelési szinten tapasztalható. A bokrosodáskori mustár Cd-akkumulációja a 270 kg/ha terhelési szinten több mint a kontroll 40 szerese, a szár Cd-tartalma pedig több mint a kontroll 30-szorosa. A szár Cd-tartalma a hajtás Cd-tartalmának megközelítőleg a felére csökkent.

FODOR (2002) az 1995-ös őszi búza kísérletében az őszi árpához nagyon hasonló eredményeket mutatott. Egyedül a szár esetén akkumulálta az őszi búza az őszi árpánál mért értékek háromszorosát. A 0,1 mg/kg Cd-tartalmú búzaszem szennyezettsége 0,6, 0,9 és 1,0 mg/kg-ra emelkedett és ezzel az őszi árpához hasonlóan fogyasztásra alkalmatlanná vált. A Cd-dúsulás a kukorica (1996) és a napraforgó (1997) esetén is igen erőteljes volt. A szemtermés mindkét növény esetén szennyeződött, a dúsulás mértéke a búzáéhoz volt hasonló. A termés közvetlen fogyasztásra, takarmányozásra egyik növény esetén sem volt használható.

KÁDÁR (2001a) az általa vizsgált 1994-es borsó kísérletben a Cd-akkumuláció mértéke a saját vizsgálatainkhoz nagyon hasonlóan alakult. A növényben a kadmium mérsékelten akkumulálódott (1,1-3,2 mg/kg), elsősorban az öregedő szárban halmozódott fel. A kísérletben mind a mag, mind a melléktermés fogyasztásra alkalmatlanná vált. A talaj „oldható” Cd-tartalma 0,2-44 mg/kg érték között mozgott.

KÁDÁR (2003) az őszi árpa kísérletében a kadmium mérsékelt dúsulást (0,9-2,6 mg/kg) mutatott. Az egyes növényi szervek esetén dúsulás mértéke a saját vizsgálatainkban kapott értékek kétszeresét közelítették. A dúsulás elsősorban a hajtásban (1,2-2,5 mg/kg) és a szalmában (1,4-2,6 mg/kg) volt kimutatható. Az őszi árpa magtermése a humán fogyasztásra (0,9-1,2 mg/kg Cd-tartalom), vegetatív szervei pedig takarmányozási célra alkalmatlanná váltak. A kísérletben a talaj „oldható” Cd-tartalma 0,1-44 mg/kg érték között mozgott.

KÁDÁR (2008c) a 2004-es lucerna kísérletében a lucerna által akkumulált kadmium maximális értékét 1,8-3,4 mg/kg körüli tartományban találta. A saját vizsgálataink eredményeihez hasonlóan a lucerna határérték feletti Cd-tartalma a lucerna takarmányozási célú felhasználását megakadályozza. A kísérletben a talaj „oldható” Cd-tartalma 0,2-26 mg/kg érték között mozgott.

Az irodalmi adatok szerint a kadmium a környezet- és egészségvédelmi szempontokat figyelembe véve az egyik legveszélyesebb elemnek tekinthető. A kísérleti adatok szerint mindkét kísérleti helyen a kadmium különböző mértékben ugyan, de minden növényben felhalmozódott. Az akkumuláció mértéke a mustár és a cirok esetén volt jelentősebb. A kadmium a szemtermésben is

megjelent. A kadmium a vizsgált elemek közül a talajban a legmobilisabb elemnek bizonyult, a talaj kadmiumtartalma jelentős mértékben „oldható” formában fordult elő, amely a mustár kivételével mérsékelt növényi akkumulációval párosult. A kísérleti eredmények alapján kijelenthető, hogy a kadmium közepesen mozgékony a talaj–növény rendszerben.

A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet száraz hüvelyesekben 0,1 mg/kg, lisztben, egyéb gabonaőrleményekben, étkezési korpában 0,1 mg/kg, a 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet a takarmányokban 1 mg/kg maximális kadmiumkoncentrációt engedélyez.

A vonatkozó rendeletek szerint a Cd-szennyezés következményeképpen a borsószem mindhárom terhelési szinten fogyasztásra alkalmatlanná vált, a szár és a hüvely pedig a 90 kg/ha és a 270 kg/ha adagú kezelésekben takarmányozásra nem alkalmazható. Ugyancsak alkalmatlanná vált takarmányozásra a határértéken felüli Cd-tartalma miatt mindhárom terhelési szinten a cirok, a mustár, valamint a lucerna. A cirok Cd-tartalma a kontroll talajon is meghaladta az 1 mg/kg-os határeértéket. A megtermelt árpa legnagyobb része takarmányként kerül felhasználásra. A Cd-tartalom egyik kezelésben sem haladta meg a határértéket, így a termett árpa, takarmányozási célra hasznosítható. Az árpa szemtermése, azonban minden kezelés esetén jelentős mértékben túllépte az emberi fogyasztásra megadott határértéket.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az „összes” elemtartalom vonatkozásában a kadmium esetén a szennyezettségi határértéket 1 mg/kg-ban jelöli meg. A kísérletben a szántott réteg „összes” Cd-koncentrációja 2001-2007 között a kontroll parcellán 0,3-1,2 mg/kg, a kezelt parcellákon 6-42 mg/kg között mozgott. A növények közül a talajszennyezettségi határérték alatti Cd-koncentráció mellett a borsó, a cirok, a mustár és a lucerna akkumulált a takarmányokra meghatározott Cd-határérték (1 mg/kg) fölötti mértékben kadmiumot. Az árpa szemtermésének emberi fogyasztásra meghatározott határértéken túli Cd-akkumulációja 4-6 mg/kg „összes” elemtartalom mellett következett be. A lucerna a talaj 1,5-33 mg/kg „összes” Cd-tartalma mellett sem mutatott káros Cd-akkumulációt. A kísérleti növények különböző fokú kadmium érzékenysége a kadmiumra vonatkozó talajszennyezettségi határértékei felülvizsgálatát és szigorítását indokolja.

A 2001-es kísérleti évben a talaj „oldható” Cd-tartalma a kezelt parcellákon 4,7-35 mg/kg érték között mozgott. Az őszi árpa termése fogyasztásra alkalmatlanná vált, amikor az „oldható” Cd-tartalom a szántott rétegben meghaladta a 4-5 mg/kg körüli koncentrációt. A mustárkísérlet során a káros Cd-akkumuláció 2-4 mg/kg „oldható” Cd-tartalom mellett jelent meg a növényekben.

4.2.1.3. A talaj krómterhelésének hatása a kísérleti növények krómtartalmára

A talaj krómterhelésének hatását a kísérleti növények krómtartalmára a 27. táblázat mutatja. A növényekben a talaj Cr-terhelésének hatására statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulás csak a fiatal kender növény esetén volt kimutatható. A borsó, a cirok a lucerna kísérlet esetén a növényekben, növényi szervekben Cr-dúsulás a talaj növekvő Cr-terhelése ellenére sem volt tapasztalható. Az őszi árpa bokrosodáskori zöld hajtásának Cr-tartalma közel azonos szinten maradt a kezelésekben (0,7 – 0,8 mg/kg). A szalma és a szem esetén jelentéktelen volt a Cr-dúsulás.

A mustár esetén a hajtás és a szár Cr-akkumulációja mérsékelt volt ugyan, de a hajtás Cr-tartalma a kontroll talajhoz képest a 270 kg/ha adagú kezelésben négyszeresére nőtt. A kender esetén a hajtásban - a mustárhajtáshoz hasonló mértékben - a 270 kg/ha adagú kezelésben a króm mennyisége a kontroll érték ötszörösére emelkedett.

27. táblázat: A talaj krómterhelésének hatása a légszáraz növények krómtartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
ideje	**helye**	**0**	**30**	**90**	**270**		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	0,6	0,6	0,7	0,8	**0,4**	**0,7**
07. 14.	Szem[4]	0,2	0,4	0,4	0,4	**0,3**	**0,3**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél[4]	0,6	0,6	0,6	0,6	**0,4**	**0,6**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	0,7	0,8	0,71	0,81	**0,6**	**0,8**
07. 12.	Szalma[4]	2,5	2,4	2,5	3,7	**3,8**	**2,8**
07.12.	Szem[4]	0,3	0,3	0,4	0,75	**0,6**	**0,5**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	0,4	0,6	0,8	1,5	**0,9**	**0,8**
07. 11.	Szár[4]	0,7	0,9	1,2	1,1	**1,1**	**1,0**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	0,1	0,2	0,3	0,5	**0,1**	**0,3**
07. 30.	Levél[4]	0,2	0,3	0,4	0,4	**0,5**	**0,3**
07. 30.	Kóró[4]	0,4	0,3	0,4	0,4	**0,3**	**0,4**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	0,8	0,8	0,7	0,9	**0,2**	**0,8**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor

FODOR (2002) 1995-ös őszi búza kísérletében az őszi búza hajtás Cr-maximuma a 270 kg/ha-os terhelési szinten elérte a jelentősnek mondható 13,1 mg/kg-os értéket. A szalmában a 90 és a 270 kg/ha-os terhelés hatására statisztikailag igazolhatóan (P=5%) nőtt a Cr mennyisége, a dúsulás

átlagosan mintegy 10-szeres volt. A búzaszem Cr-tartalma kiegyenlített maradt, 0,4-0,7 mg/kg értékhatárok között változott a kezelésekben. Az 1996 évi kukoricában és az 1997 évi napraforgóban a hajtás kivételével statisztikailag igazolható (P=5%) kezeléshatás nem volt kimutatható. Jelentősebb dúsulás mindkét növény esetén a hajtásban volt mérhető.

Az 1998-as évet követően termesztett jelzőnövények, így a 2001-es őszi árpa Cr-akkumulációja jelentéktelen volt. A talajvizsgálati eredmények szerint az „oldható" Cr-koncentráció már a kísérlet harmadik évében a kezelések átlagában 0,3 mg/kg értékre csökkent (megkötődött, kilúgozódott), ami magyarázatul szolgál a növényi akkumuláció mérsékelt értékeire.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az „összes" Cr-tartalom esetén a szennyezettségi határértéket 75 mg/kg-ban jelöli meg. A kísérletben a legnagyobb adagú Cr-kezelés 1994-ben 90 mg/kg talajterhelést jelzett. Nagyobb mértékű Cr-akkumuláció az 1995-ös őszi búza kísérletben történt, amikor az „összes" elemtartalom meghaladta a talajszennyezettségi határértéket. A további években az „összes" elemtartalom 38-101 mg/kg között mozgott, de jelentős Cr-dúsulás a növényekben nem volt mérhető.

KÁDÁR (2001a) az 1994-es borsó kísérletében a saját vizsgálati eredményeinkkel összhangban csak a szárban tapasztalt mérsékelt Cr-dúsulást (0,7-4,7 mg/kg), a mag nem szennyeződött. A kísérletben a talaj „oldható" Cr-tartalma 0,2-2,2 mg/kg érték között változott.

KÁDÁR (2003) a 2000-es őszi árpa kísérletében a hajtásban (0,4-0,6 mg/kg) és a szárban (0,4-0,6 mg/kg) mutatott ki mérsékelt dúsulást, a szemtermés Cr-szennyezést ugyancsak nem mutatott, ami szintén megerősíti saját vizsgálati eredményeinket. A kísérletben a talaj „oldható" Cr-tartalma 0,1-0,9 mg/kg érték között változott.

KÁDÁR (2008c) 2004-es lucerna kísérletében a lucerna szénában jelentéktelen (0,4-1,1 mg/kg), a saját lucerna kísérleteinkkel azonos mértékű Cr-akkumulációt mutatott ki. A kísérletben a talaj „oldható" Cr-tartalma 0-0,8 mg/kg érték között mozgott.

A króm esetén határkoncentrációkat az élelmiszerekre és a takarmányokra rendeletek általában nem közölnek. Irodalmi adatok szerint a növények krómfelvétele nem jelentős, ami mindkét kísérleti helyen igazolást nyert. A króm akkumulációja a vegetatív szervekben a tenyészidőszak kezdetén volt statisztikailag igazolható (P=5%), a króm a szárban és a szemben is csak enyhén dúsult. Az oldható só formájában adott króm a talajban gyorsan oldhatatlan króm-oxidokká alakult át, így a talaj „oldható" Cr-tartalma jelentéktelen volt. Kísérleti eredményeink is azt igazolták, hogy a króm a talaj-növény rendszerben nem tekinthető különösebben mobilisnak.

4.2.1.4. A talaj rézterhelésének hatása a kísérleti növények réztartalmára

A talaj rézterhelésének hatását a kísérleti növények réztartalmára a 28. táblázat mutatja. A kísérleti növényekben néhány esetben a 270 kg/ha-os terhelési szinten jelentkezett mérsékelt Cu-akkumuláció, az egyes növényi szervek Cu-tartalma kiegyenlített értéket mutatott. Statisztikailag igazolható (P=5%) kezeléshatás a réz esetén egyik növény esetén sem volt kimutatható, a növények elemösszetétele nem tükrözte vissza a talaj megnövekedett Cu-tartalmát. A lucerna réztartalmának vizsgálatára nem került sor.

A borsó esetén a réz esszenciális nyomelemként elsősorban a szemben mutatott erőteljesebb dúsulást, az őszi árpa esetén a szem jelentősebb akkumulációja nem volt megfigyelhető. A mustár és a kender esetén a növény fejlődésével a réztartalom az egyes növényi szervekben jelentősen csökkent, mindkét növény esetén a hajtás akkumulációja volt a legjelentősebb.

28. táblázat: A talaj rézterhelésének hatása a légszáraz növények réztartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
ideje	**helye**	**0**	**30**	**90**	**270**		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	5,2	4,7	5,4	5,4	**1,54**	**5,2**
07. 14.	Szem[4]	8,2	7,2	7,9	7,7	**0,7**	**7,7**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél [4]	7,8	7,6	8,1	8,5	**2,4**	**8,0**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	3,5	3,9	3,9	4,3	**0,6**	**4.0**
07. 12.	Szalma[4]	2,6	2,6	2,7	2,7	**0,9**	**2.7**
07. 12.	Szem[4]	3,6	4,0	3,9	4,0	**0,5**	**4.0**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	7,3	7,7	9,4	9,3	**2,4**	**8,4**
07. 11.	Szár[4]	1,6	1,7	2,0	1,8	**0,8**	**1,8**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	14,4	13,6	14,7	14,7	**4,5**	**14,3**
07. 30.	Levél[4]	8,9	7,1	7,3	7,2	**1,9**	**7,6**
07. 30.	Kóró[4]	3,4	3,0	3,2	3,7	**0,6**	**3,3**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	NV	NV	NV	NV	**NV**	**NV**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor, NV: nem vizsgált

FODOR (2002) az 1995-ös őszi búza kísérletben megállapította, hogy a 30 és 90 kg/ha-os terhelésű parcellákon termett búza növény Cu-tartalma a kontroll növényekéhez volt hasonló. A 270 kg/ha-os Cu-adag statisztikailag igazolható (P=5%), de nem jelentős Cu-tartalom növekedést okozott a búza hajtásban és a szalmában is. A szem Cu-tartalma kiegyenlített volt 4,3-5,5 mg/kg közötti értékekkel, amely a maximális terhelésnél meghaladta a rendeletben megadott 5 mg/kg-os határértéket. Kukoricában és napraforgóban nem történt érdemi változás a kezelések hatására.

KÁDÁR (2001a) megállapította, hogy a 270 kg/ha adagú kezelés esetén a borsó szárban és a magban a réz mennyisége (7,8 mg/ kg, illetve 10,1 mg/kg) a kontrollhoz képest szignifikánsan emelkedett, de a dúsulás csak kismértékű volt. A kísérletben a talaj „oldható" Cu-tartalma 4-65 mg/kg érték között változott.

KÁDÁR (2003) őszi árpa kísérletének eredményei a Cu-akkumuláció tekintetében (3,6-11,4 mg/kg) saját vizsgálataink eredményeihez nagyon hasonló értékéket adtak. A réz jelentéktelen mértékben dúsult az egyes növényi szervekben. A kísérletben a talaj „oldható" Cu-tartalma 3-44 mg/kg érték között mozgott.

A vizsgált elemek között a réz a talajban a harmadik legoldékonyabb elemnek bizonyult. A növényvizsgálatok eredményei szerint a talajban való mozgékonyság esszenciális elemként a talaj-növény rendszerben való mobilitással is párosult.

A 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet a takarmányokban az egyes állatfajok tűrőképességének megfelelően 15-175 mg/kg közötti rézkoncentrációt tart elfogadhatónak a szárazanyagban. A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményekben maximálisan 5 mg/kg réztartalmat engedélyez. A kísérleti növényekben a réz terhelési szinttől függetlenül azonos érték körül ingadozott, a talaj növekvő Cu-tartalma a növényekben nem okozott dúsulást. A kísérleti növények humán fogyasztásra és takarmányozásra való felhasználását a Cu-tartalom egyik terhelési szinten sem akadályozta.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az „összes" elemtartalom vonatkozásában a réz esetén a szennyezettségi határértéket 75 mg/kg-ban jelöli meg. A talaj „összes" Cu-tartalma a kísérlet második és harmadik évében (1995 és 1996) haladta meg a talajszennyezettségi határértéket. A további években a talaj „összes" Cu-tartalma 25-55 mg/kg között mozgott és e mellett a növényekben jelentéktelen Cu-akkumuláció volt mérhető. A kísérleti adatok alapján a rézre vonatkozó talajszennyezettségi határérték barna erdőtalajon túl szigorúnak tekinthető.

4.2.1.5. A talaj higanyterhelésének hatása a kísérleti növények higanytartalmára

A talaj higanyterhelésének hatását a kísérleti növények higanytartalmára a 29. táblázat mutatja be. A kísérleti növényekben a borsó kivételével a higany mennyisége a kimutathatósági határ alatt volt. A borsó szár és hüvely esetén a 90 és a 270 kg/ha adagú kezelésekben jelentéktelen Hg-akkumuláció volt mérhető, a kezelések hatása statisztikailag nem volt igazolható (P=5%). A borsószem Hg-tartalma a méréshatár alatti volt, nem szennyeződött, így a szemtermés genetikai védettsége a higannyal szemben a borsó esetén is igazolódott.

29. táblázat: A talaj higanyterhelésének hatása a légszáraz növények higanytartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
ideje	**helye**	**0**	**30**	**90**	**270**		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	< 0,1	< 0,1	0,2	0,5	**0,42**	**0,2**
07. 14.	Szem[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél [4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 12.	Szalma[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 12.	Szem[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 11.	Szár[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 30.	Levél[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 30.	Kóró[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor

FODOR (2002) adati szerint az 1995 évi búza vegetatív szervei jelentős Hg-akkumulációt jeleztek. A szennyezés utáni első évben a bokrosodáskori zöld hajtás Hg-koncentrációja a kezelésekben ezerszeres dúsulást mutatott. A korral tovább nőtt a Hg-tartalom, ami az aratáskori szalmában 270 kg/ha terhelésnél 111 mg/kg értéket mutatott. A kísérleti eredmények szerint savanyú talajon a búza képes felhalmozni az oldható formában kiadott higanyt, tehát a friss higanyszennyezés savanyú vályogtalajon különös figyelmet érdemel. Meszes vályogtalajon a nehézfémterheléses tartamkísérlet első évében a fiatal kukorica 810 kg/ha-os terhelés esetén is csak 3,7 mg/kg dúsulást jelzett (KÁDÁR, 2003). Az

1996-os kukorica kísérlet esetén higany csak a betakarításkori szárban volt mérhető a 90 és 270 kg/ha-os terhelési szinteken tized mg/kg-nyi nagyságrendben. Az 1997 évi napraforgóban a higany nem volt kimutatható. A szemtermés egyik növény esetén sem szennyeződött.

KÁDÁR (2001a) borsó kísérletében a higany ugyancsak a borsó szárban mutatott kismértékű dúsulást, a mag nem szennyeződött. A szár Hg-tartalma 3,8 mg/kg volt, ami a takarmány célú felhasználhatóságra megadott határérték több mint hétszerese. A kísérletben a talaj „oldható" Hg-tartalma < 0,1-11,6 mg/kg volt.

KÁDÁR (2003) őszi árpa kísérletében a növényi szervekben higany nem volt kimutatható. A kísérletben a talaj „oldható" Hg-tartalma < 0,1-0,7 mg/kg volt.

KÁDÁR (2008c) lucerna eredményei a Hg-akkumuláció esetén szignifikáns kezeléshatásra utaltak. A dúsulás mértéke a 90 kg/ha adagú kezelésben 0,1 mg/kg, a 270 kg/ha adagú kezelésben 0,22 mg/kg volt. A lucerna takarmányozásra alkalmatlan termést eredményezett. A kísérletben a talaj „oldható" Hg-tartalma < 0,1-1,3 mg/kg volt.

A kísérlet harmadik évében az 1994-ben oldható formában kiadott higany 1%-a volt „oldható" formában megtalálható a talaj szántott rétegében, a kísérlet további éveiben a „oldható" Hg-frakciók a talajban gyorsan átalakulnak, megkötődnek, így a higany nem mutatkozott mobilisnak a talajban, és a talaj-növény rendszerben való mozgékonysága idővel jelentősen csökkent. A kísérletek adatai szerint a higany mozgékonysága a talaj-növény rendszerben a szennyezést követő második évtől szinte teljesen megszűnt.

A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményekben maximálisan 0,02 mg/kg higanytartalmat engedélyez. A 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet szárazhüvelyesek esetén higanyra 0,02 mg/kg, takarmányokra 0,1 mg/kg higanykoncentrációkat tart elfogadhatónak a szárazanyagban. Kísérleti eredményeink szerint a növények termése humán fogyasztásra és takarmányozásra - a borsó szár és hüvely 90 és a 270 kg/ha adagú kezelésének kivételével - alkalmasak.

4.2.1.6. A talaj ólomterhelésének hatása a kísérleti növények ólomtartalmára

A talaj ólomterhelésének hatását a kísérleti növények ólomtartalmára a 30. táblázat mutatja be. A kísérlet során jelentéktelen Pb-akkumulációt a borsó szár és hüvely, a cirok és a kenderlevél, illetve

a kóró mutatott. Az őszi árpában és mustárban az ólom kimutathatósági határ alatt volt, a lucerna ólomtartalmának vizsgálatára nem került sor. A kísérletben a kontroll növények is szennyeződtek ólommal, ami a terület átlag feletti háttérszennyezettségét igazolja. Feltételezhető, hogy a növények szennyezettségét a légköri kiülepedés is megnövelte.

A borsó esetén szignifikáns kezeléshatást a kontrollhoz képest a 270 kg/ha adagú terhelés okozott. A kontrollhoz képest a legnagyobb terhelési szinten az Pb-tartalom közel négyszeresére emelkedett. A szemben Pb-dúsulás nem volt kimutatható. A cirokban a növekvő adagú ólomterhelések alig okoztak koncentrációnövekedést.

30. táblázat: A talaj ólomterhelésének hatása a légszáraz növények ólomtartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
ideje	**helye**	**0**	**30**	**90**	**270**		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	0,4	0,4	0,4	1,1	**0,28**	**0,6**
07. 14.	Szem[4]	0,1	0,0	0,1	0,1	**0,1**	**0,1**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél[4]	1,3	1,4	1,7	2,1	**1,3**	**1,6**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 12.	Szalma[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 12.	Szem[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 11.	Szár[4]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	**< 0,1**
07. 30.	Levél[4]	0,2	0,2	0,3	0,5	**0,6**	**0,3**
07. 30.	Kóró[4]	0,7	0,6	0,8	0,9	**1,0**	**0,5**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	NV	NV	NV	NV	**NV**	**NV**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor, NV: nem vizsgált

A kenderhajtásban az ólom minden kezelési szinten a kimutathatósági határ alatt volt jelen. Az öregedő növényben a kontroll talajon is megjelent az ólom, amely a talaj Pb-terhelésének növekedésével minimális dúsulást mutatott. A kender növényi szervei közül a kóró akkumulációja volt legjelentősebb (07-0,9 mg/kg).

FODOR (2002) az őszi búza Pb-felhalmozását 1995-ben mérsékeltnek találta, amely csak tendenciájában követte a talajterhelést, kizárólag a betakarításkori szalmában tudott statisztikailag igazolható (P=5%) Pb-dúsulást kimutatni a 270 kg/ha adagú terhelésnél. A búzaszem is szennyeződött Pb-mal (0,6 mg/kg), ami az egészségügyi határérték körül vagy a felett volt. Az 1996-os kukoricában és az 1997-es napraforgóban sem volt tapasztalható jelenős Pb-akkumuláció. A kukoricaszem Pb-tartalma is kiegyenlített maradt (0,2-0,3 mg/kg), a kaszattermés egyáltalán nem szennyeződött.

KÁDÁR (2001a) a borsóra vonatkozó kísérletében megállapította, hogy az ólom felhalmozódása a kontrollhoz képest a szennyezett talajon általában egy nagyságrenddel nagyobb volt (0,2-2,3 mg/kg), de még így sem lépte túl a megengedett határértéket. A legjelentősebb Pb-akkumuláció a szárban volt mérhető.

KÁDÁR (2003) az őszi árpa Pb-akkumulációjára vonatkozó vizsgálata során a vegetatív szervekben jelentéktelen Pb-dúsulást tapasztalt (0,2-0,5 mg/kg). A szemtermés ólommal nem szennyeződött.

A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet a lisztben és a gabonaőrleményekben maximálisan 0,15 mg/kg, takarmányokban a 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet 10 mg/kg ólomkoncentrációt tart elfogadhatónak. A rendeletek alapján a szennyezett parcellákon termett növények mind humán fogyasztásra, mind takarmányozási célra alkalmazhatóak. A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az „összes” Pb-tartalom esetén a szennyezettségi határértéket 100 mg/kg-ban jelöli meg. A kísérletben talaj „összes” Pb-koncentrációja 20-46 mg/kg érték tartományban mozgott, ami a talajszennyezettségi határérték 20-46%-a. A kísérleti növényekben jelentős Pb-felhalmozódást nem volt tapasztalható, az ólomra vonatkozó talajszennyezettségi határérték barna erdőtalajon kellően szigorúnak tekinthető.

A kíséreti eredmények alapján az ólom talajban való mobilitása jelentős mértékű volt az „oldható” elemtartalom magas aránya mellett, azonban az ólom egyik kísérleti helyen sem tekinthető mobilisnak a talaj-növény rendszerben, felvehetősége a meszes vályog csernozjomhoz hasonlóan a barna erdőtalajon is gátolt.

4.2.1.7. A talaj cinkterhelésének hatása a kísérleti növények cinktartalmára

A talaj cinkterhelésének hatását a kísérleti növények cinktartalmára a 31. táblázat szemlélteti. A cinkterhelések hatására a kísérleti növények Zn-tartalma a növekvő adagú terhelésekkel különböző

mértékben növekedett, statisztikailag igazolható (P=5%) növekedés - csaknem minden növény, növényi szerv esetén - a 270 kg/ha adagú kezelésekben történt. A kontroll talajon termett növények magas Zn-tartalma a Gyöngyös környéki talajok cinkkel való jó ellátottságát igazolja.

A borsó esetén a szem a kontroll talajon több mint a kétszeres mennyiségben halmozta fel a cinket, mint a szár és a hüvely. A szem esetén statisztikailag igazolható (P=5%) kezeléshatás a legnagyobb adagú terhelésnél történt, a dúsulás azonban csak 15%-os volt. A borsó szár és hüvely esetén a 270 kg/ha adagú kezelésben a kontrollhoz képest a Zn-tartalom közel háromszorosára emelkedett.

31. táblázat: A talaj cinkterhelésének hatása a légszáraz növények cinktartalmára (mg/kg légszáraz anyag) (Csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Mintavétel		**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
Ideje	**helye**	**0**	**30**	**90**	**270**		
Borsó kísérlet 1998-ban							
07. 14.	Szár+hüvely[4]	24	36	35,0	60	**13,5**	**39**
07. 14.	Szem[4]	53	54	60	62	**7,7**	**57**
Cirok kísérlet 1999-ben							
09. 30.	Szár+levél[4]	35	49	57,0	81	**18,5**	**56**
Őszi árpa kísérlet 2001-ben							
04. 27.	Hajtás[1]	16	19	21	25	**5,8**	**22**
07. 12.	Szalma[4]	12	13	15	16	**4,6**	**14**
07. 12.	Szem[4]	31	33	37	39	**7,3**	**36**
Mustár kísérlet 2002-ben							
05. 23.	Hajtás[2]	72	108	126	158	**50,1**	**116**
07. 11.	Szár[4]	26	47	47	65	**43,1**	**46**
Kender kísérlet 2003-ban							
05. 03.	Hajtás[2]	40	35	38	40	**15,8**	**38**
07. 30.	Levél[4]	23	22	25	30	**12,6**	**25**
07. 30.	Kóró[4]	8,8	8,9	9,5	12,5	**1,3**	**9,9**
Lucerna kísérlet 2007-ben							
06. 10.	Széna[3]	16	18	19	22	**2,4**	**19**

[1]- Bokrosodás végén, [2]- 4-6 leveles korban, [3]- virágzás kezdetén, [4]- betakarításkor

Az őszi árpa zöldhajtásának és szalmájának Zn-tartalmában a Zn-kezelések nem okoztak jelentős változást. A kezelések hatására közel 50%-kal nőtt a vegetatív szervek Zn-tartalma. Statisztikailag igazolható (P=5%) Zn-akkumuláció a 270 kg/ha adagú kezelési szinten a hajtás esetén volt kimutatható. A legnagyobb Zn-dúsulás a szemben volt kimutatható, a szem Zn-tartalma a kezeléshatást csak tendenciájában mutatta. A cink, mint esszenciális nyomelem a borsó és az őszi árpa esetén elsősorban a magban (szemben) mutatott erőteljesebb dúsulást, a vegetatív szervekben viszont a kezeléshatás jóval erősebben jelentkezett.

A cirok Zn-dúsulása az adott növényi szervet (szár és levél) tekintve a kísérleti növények között a legjelentősebb volt. A 270 kg/ha terhelési szinten a Zn-felhalmozódás mértéke több mint kétszeres volt. Statisztikailag igazolható (P=5%) Zn-akkumuláció a 90 kg/ha és a 270 kg/ha adagú kezelésekben volt meghatározható.

A legjelentősebb mértékű Zn-felhalmozódás a mustár esetén mutatkozott. A hajtásban már a kontroll talajon magas, 87,2 mg/kg-os érték volt mérhető. A kezelések hatására a hajtás Zn-tartalma 108 mg/kg, 126 mg/kg és 158 mg/kg értéket mutatott. A 90 kg/ha és a 270 g/ha terhelési szintek hatásában az eltérés csekély mértékű. A növény öregedésével a szárban a Zn-tatalom felére, harmadára csökkent, szignifikáns kezeléshatás nem volt kimutatható.

A kender esetén a talajterheléssel szignifikáns kezeléshatás kizárólag a kórónál, a legnagyobb adagú terhelésnél volt kimutatható, az egyes növényi szervek a növekvő adagú kezeléseket csak tendenciájukban jelezték. A hajtás esetén a kontroll talajon jelentős dúsulás volt megfigyelhető, a növekvő terhelési szintek további dúsulást nem okoztak. A növény öregedésével az egyes növényi szervek Zn-tartalma közel felére csökkent. A kóró Zn-tartalma a kísérleti növények között a legalacsonyabb értéket mutatta.

A lucernában a kezelések szignifikáns Zn-felhalmozódást okoztak. A dúsulás mértéke elenyésző volt a kezelési szintenként 10%-os növekménnyel. A lucerna Zn-dúsulása a többi kísérleti növényhez képest nem jelentős.

A 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet lisztben, gabonaőrleményekben maximálisan 30 mg/kg cinktartalmat engedélyez. A 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet takarmányokban 250 mg/kg cink koncentrációkat tart elfogadhatónak szárazanyagban. A kísérleti növények magtermése közül a borsószem a szennyezett parcellákon is humán fogyasztásra alkalmasnak minősül, míg az árpa szemtermése határérték feletti terhelést mutatatott már a kontroll talajon is. Takarmányozásra a kísérleti növények vegetatív szervei minden terhelési szinten alkalmasnak bizonyultak.

FODOR (2002) eredményei szerint a bokrosodáskori őszi búza Zn-tartalma kiegyenlített volt a kezelésekben. A szalmában a legnagyobb adagú (270 kg/ha) terhelés statisztikailag igazolhatóan (P=5%) több mint duplájára növelte a Zn-mennyiségét. A búzaszem Zn tartalma a 90 és 270 kg/ha-os kezelésekben P=5%-os szignifikancia szinten statisztikailag is igazolható változást mutatott (38 mg/kg-ról 46, illetve 54 mg/kg-ra nőtt). Ezek az értékek a szemben a kontroll talajon is meghaladták a lisztre, gabonaőrleményre vonatkozó rendeletben megengedett 30 mg/kg-os

határértéket. A kukorica és a napraforgó Zn-tartalma sem jelzett nagyságrendnyi dúsulást a kezelések hatására. A kukoricaszemben a terheléssel csak kismértékben nőtt a Zn-tartalom, míg a napraforgó kaszatban megduplázódott a kontrollhoz képest.

KÁDÁR (2001a) borsó kísérletében a cink a szennyezetlen talajon ugyancsak a magban dúsult a legjelentősebb mértékben, és a cinkterhelést főként a vegetatív szervek tükrözték vissza, nagyságrendi emelkedést (13-43 mg/kg) mutatva. A kísérletben a talaj „oldható" Zn-tartalma 1-44 mg/kg volt.

KÁDÁR (2003) őszi árpa kísérletében a növényi szervek Zn-tartalma szignifikánsan változott a kezelésekkel. A cink a szalmában kisebb mértékben, a zászlós levélben és a szemben pedig jelentősebb mértékben akkumulálódott. A szemtermésben a Zn-tartalom 12-34 mg/kg között mozgott, a 90 kg/ha adagú kezelésben elérte, a 90 kg/ha adagú kezelésben meghaladta a 30 mg/kg-os egészségügyi határértéket. A kísérletben a talaj „oldható" Zn-tartalma 1-37 mg/kg volt.

KÁDÁR (2008c) a lucerna Zn-akkumuláció esetén szignifikáns kezelés hatást a 90 kg/ha és a 270 kg/ha terhelési szinten mutatott ki. Az egyes kezelési szinteken a lucernában mért Zn-tartalmak (22-30 mg/kg) a saját vizsgálatainkban mért értékekkel csaknem megegyeztek. A kísérletben a talaj „oldható" Zn-tartalma 2-28 mg/kg volt.

A kísérleti eredmények alapján a cink mindkét kísérleti helyen a talajban közepes oldhatóságot mutatott, azonban a talaj-növény rendszerben a cink, mint esszenciális elem a legmobilisabb elemek közé tartozik. Akkumulációja különösen a magban lehet jelentős. Extrém dúsulás a mustár növényben mutatkozott.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet az „összes" elemtartalom vonatkozásában a cink esetén a szennyezettségi határértéket 200 mg/kg-ban jelöli meg. A kísérletben a talaj „összes" Zn-koncentrációja 81-150 mg/kg érték között változott, a 2001-es őszi árpa kísérletben 89-112 mg/kg közötti érték volt mérhető. A kísérleti növények vegetatív szerveiben határértéket meghaladó Zn-felhalmozódás nem volt tapasztalható. A magtermések esetén jelentős Zn-dúsulás történt, az őszi árpa magtermésének Zn-tartalma meghaladta az egészségügyi határértéket úgy, hogy a talaj „összes" Zn-tartalma a talaj szennyezettségi határérték 44-56%-a között mozgott. A kísérleti eredmények alapján csernozjom barna erdőtalajon a cinkre vonatkozó szennyezettségi határérték megfelelő védelmet biztosít.

4.2.2. A nehézfémterhelés hatása a borsó, az őszi árpa és a mustár növekedésére és fejlődésére

A terheléses szabadföldi tartamkísérletben a borsó, az őszi árpa és a mustár esetén a tenyészidőszakban fenológiai és agronómiai megfigyelések, mérések elvégzésére is sor került a nehézfémterhelések fitotoxikus hatásának elbírálása céljából.

4.2.2.1. A nehézfémterhelés hatása a borsó növekedésére és fejlődésére

A tenyészidőszak folyamán végzett állomány-bonitálások eredményét a 32. táblázat mutatja. A kísérlet negyedik évében egyik vizsgált elem sem volt fitotoxikus a borsóra. Gyenge kezeléshatás a 270 kg/ha adagú Cr-terhelés esetén volt megfigyelhető, a borsó kissé vontatottan kelt és alacsonyabb maradt.

32. táblázat: Az 1994. évi nehézfémterhelés hatása a zöldborsó fejlettségére (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1998).

Elem	**Kontrol talajon**	**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**			**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
		30	**90**	**270**		
A. Bonitálás fejlettségre 1998. május 8-án (korai fejlettség)						
As	4,4	4,2	4,0	3,8	**0,8**	**4,10**
Cd		4,4	4,0	4,0		**4,20**
Cr		4,2	4,0	3,8		**4,10**
Cu		4,4	4,2	4,0		**4,25**
Hg		4,2	4,0	4,0		**4,20**
Pb		4,6	4,4	4,4		**4,45**
Zn		4,4	4,2	4,2		**4,30**
B. Bonitálás fejlettségre 1998. május 27-én (virágzás kezdete)						
As	4,2	4,2	4,0	3,8	**0,6**	**4,05**
Cd		4,2	4,2	4,0		**4,15**
Cr		4,2	4,2	3,6		**4,05**
Cu		4,4	4,0	4,2		**4,30**
Hg		4,4	4,2	4,2		**4,25**
Pb		4,5	4,5	4,5		**4,40**
Zn		4,4	4,0	4,0		**4,15**

Bonitálás: 1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány

Az 1994. évi nehézfémterhelés hatását a száraz borsó légszáraz tömegére, magtömegére és hüvely/mag arányára a 33. táblázat mutatja. A betakarításkori szárazborsó összes légszáraz tömege a kezelt parcellákon a kontrollhoz képest mérsékelt növekedést mutatott, tendenciaszerű változás nem volt tapasztalható. A kontroléhoz képest a légszáraz tömeg statisztikailag (P=5%) nem igazolható növekedése az ólomnál és a krómnál volt kimutatható. A magtömeg elemenkénti,

kezeléshatásonkénti változása a légszáraz tömegéhez hasonlóan alakult. Ebben az esetben is megfigyelhető volt az ólom és króm stimulatív hatása, a különböző adagú Cr- és Pb-terhelések tendenciaszerű termésnövekedést produkáltak.

A száraz borsó hüvely/mag aránya vonatkozásában kezeléshatás nem volt kimutatható. A hüvely/mag százalékos értékek minden esetben csökkentek a kezelt parcellákon termett borsó esetén. A csökkenés az ólom és a kadmium esetén volt a legkifejezettebb.

33. táblázat: Az 1994. évi nehézfémterhelés hatása a száraz borsó termésjellemzőire (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1998).

Elem	**Kontrol talajon**	**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**			**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
		30	**90**	**270**		
A. Összes légszáraz tömeg, t/ha						
As	7	7,9	6,9	7,0	**2,4**	**7,2**
Cd		7,9	8,1	7,6		**7,65**
Cr		7,5	8,4	9,0		**8,0**
Cu		8,0	7,7	7,7		**7,6**
Hg		7,8	6,7	6,7		**7,0**
Pb		7,9	8,3	8,8		**8,0**
Zn		8,1	8,1	7,5		**7,7**
B. Magtömeg, t/ha						
As	2,5	2,7	2,5	2,4	**1,1**	**2,5**
Cd		3,0	2,9	2,8		**2,8**
Cr		2,5	3,1	3,2		**2,8**
Cu		3,0	2,8	2,9		**2,8**
Hg		2,9	3,0	2,9		**2,8**
Pb		3,2	3,2	3,4		**3,1**
Zn		3,1	2,6	2,6		**2,7**
C. Hüvely/mag arány, (%)						
As	0,22	0,21	0,18	0,20	**0,05**	**0,20**
Cd		0,19	0,18	0,18		**0,19**
Cr		0,19	0,20	0,19		**0,20**
Cu		0,20	0,19	0,21		**0,20**
Hg		0,18	0,22	0,19		**0,20**
Pb		0,18	0,19	0,18		**0,19**
Zn		0,21	0,20	0,19		**0,20**

A borsó esetén a kontrollhoz képest jelentősebb dúsulást a növényi szervekben a kadmium és a higany, mérsékelt dúsulást a cink mutatott. A kadmium és a higany akkumulációja látható tünetek és termés csökkenés nélkül következett be a növényekben.

KÁDÁR (2001a) szerint az arzén és a króm 810 kg/ha adagja gyakorolt a borsóra fitotoxikus hatást. A nagyobb As-terhelésű parcellákon (270 kg/ha, 810 kg/ha) a borsó nehezen kelt, elsárgult és fejletlen maradt. Kísérletében a kontroll parcellán a légszáraz száraz borsó hozama 7 t/ha, a magtömeg 2,5 t/ha körül alakult. A 90 kg/ha és a 270 kg/ha terhelési szinten az arzén mérsékelt, a króm jelentős tömegcsökkenést okozott.

4.2.2.2. A nehézfémterhelés hatása az őszi árpa növekedésére és fejlődésére

Az 1994. évi nehézfémterhelés hatását az őszi árpa bokrosodására és fejlettségére a 34. táblázat mutatja. Hét évvel a talajkezelés után egyik vizsgált elem sem volt toxikus az őszi árpára, még a legnagyobb terhelési szintű (270 kg elem/ha) kezelésben sem. A kezelések nem gátolták a növények fejlődését és a termésképzést. A tesztnövények minden parcellán egészségesek és jól fejlettek voltak.

34. táblázat: Az 1994. évi nehézfém kezelés hatása az őszi árpa bokrosodására és fejlettségére (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2000/2001).

Elem	**Kontrol talajon**	**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**			**$SzD_{5\%}$**	**Átlag**
		30	**90**	**270**		
A. Bonitálás 2000. november 18-án kelési erélyre						
As	3,8	3,9	4,0	3,4	**0,8**	**3,8**
Cd		3,9	4,0	3,3		**3,8**
Cr		3,7	3,5	3,3		**3,5**
Cu		3,6	3,7	3,4		**3,6**
Hg		4,4	4,0	4,1		**4,2**
Pb		4,0	3,7	3,8		**3,9**
Zn		3,9	3,9	4,1		**4,0**
B. Bonitálás 2001. április 27-én fejlettségre						
As	4,0	4,1	4,1	4,0	**0,6**	**4,1**
Cd		4,0	3,8	3,7		**3,9**
Cr		4,0	4,1	3,8		**3,9**
Cu		4,1	3,8	4,4		**4,1**
Hg		3,9	4,4	3,7		**4,0**
Pb		4,0	4,3	3,9		**4,1**
Zn		4,3	3,9	4,3		**4,2**

Bonitálás kelési erélyre: 1 = nem kel, 5 = igen jó kelési erély; *Bonitálás fejlettségre*: 1 = nagyon gyenge állomány, 5 = igen jól fejlett állomány

A bokrosodáskori hajtásminták zöldtömege és légszáraz tömege lényegesen nem változott a kezelések hatására (zöldtömeg 1,4 – 1,6 kg/m^2, légszáraz tömeg 200 – 240 g/m^2). A szemtermés mennyiségében sem tapasztaltunk lényegi változásokat, a parcellánkénti termésátlag 5,8 – 6,4 t/ha

között alakult. Statisztikailag igazolható (P=5%) terméscsökkenés egyik kezelésben sem volt kimutatható (35. táblázat).

35. táblázat: Az 1994. évi nehézfém kezelés hatása az őszi árpára (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001).

Elem	Kontrol talajon	Kezelés 1994 őszén, kg/ha			$SzD_{5\%}$	Átlag
		30	90	270		
A. Növényminta zöldtömege 2001. április 27-én (g/m²)						
Al	1496	1496	1603	1596	**28**	**1565**
As		1561	1534	1523		**1539**
Cd		1597	1550	1510		**1552**
Cr		1528	1525	1406		**1486**
Cu		1464	1424	1429		**1439**
Hg		1680	1552	1710		**1648**
Pb		1605	1376	1554		**1512**
Zn		1540	1596	1607		**1581**
B. Növényminta légszáraz tömege 2001. május 11-én (g/m²)						
Al	218	218	231	237	**28**	**229**
As		228	222	224		**225**
Cd		234	233	237		**235**
Cr		225	235	220		**227**
Cu		209	206	204		**207**
Hg		236	223	249		**236**
Pb		232	199	235		**222**
Zn		217	230	236		**228**
C. Szemtermés tömege 2001. július 13-án (t/ha)						
Al	6,3	6,3	6,1	6,4	**0,5**	**6,3**
As		6,1	6,3	6,2		**6,2**
Cd		6,3	6,3	6,2		**6,3**
Cr		6,4	6,1	6,0		**6,2**
Cu		6,0	5,8	6,0		**5,9**
Hg		6,3	6,3	6,4		**6,3**
Pb		6,2	5,9	6,2		**6,1**
Zn		6,1	6,3	6,3		**6,3**

Az őszi árpa esetén a kontrollhoz képest jelentősebb dúsulást a növényi szervekben az arzén és a kadmium, mérsékelt dúsulást a cink mutatott. Az arzén és a kadmium akkumulációja látható tünetek és termés csökkenés nélkül következett be a növényekben.

KÁDÁR (2003) őszi árpával beállított szabadföldi kísérletében megállapította, hogy a tenyészidő folyamán az arzén és a kadmium maximális dózisai (810 kg/ha) okoztak károsodást. Az arzén

depresszív hatása az állomány elöregedésével egyre kifejezettebbé vált. A 90 kg/ha és a 270 kg/ha-os terhelésnél statisztikailag igazolható (P=5%) fitotoxikus hatás nem mutatott ki.

4.2.2.3. A nehézfémterhelés hatása a mustár növekedésére és fejlődésére

A fenológiai és agronómiai tulajdonságok közül a mustár esetén a nehézfémterhelés növény magasságra és tőszám sűrűségére gyakorolt hatásának vizsgálatára irányult a kutatás. A tőszám és növénymagasság adatokból a nehézfémterhelések depresszív hatására lehet következtetni. A tőszám csökkenés a csírázásra és a csíranövény fejlődésére gyakorolt hatást mutatja, míg a későbbi növekedésre és fejlődésre gyakorolt hatásokat a növény magassági adatok reprezentálják (36. táblázat).

36. táblázat: Az 1994. évi nehézfémterhelés hatása a mustár tőszámára és magasságára (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2002).

Elem	**Terhelési 1994 őszén, kg/ha**				**$SzD_{5\,\%}$**	**Átlag**
	0	**30**	**90**	**270**		
A. Mustár tőszáma 2002. április 20-án (db növény/m^2)						
As		91	78	83		**84**
Cd		66	50	40		**52**
Cr		71	72	45		**63**
Cu	77	84	76	66	**7**	**75**
Hg		81	76	72		**76**
Pb		117	111	119		**115**
Zn		74	71	54		**66**
B. Mustár magassága 2002. május 28-án (cm)						
As		79	81	68		**76**
Cd		82	81	70		**78**
Cr		87	70	66		**74**
Cu	74	65	65	59	**4**	**63**
Hg		89	75	84		**81**
Pb		86	77	65		**76**
Zn		78	79	88		**80**

A tőszámot a kadmium mindhárom dózisa szignifikánsan csökkentette. A kísérletben a króm csírázásgátló hatása is megmutatkozott, de csak a legnagyobb terhelésnél volt jelentős a tőszámcsökkenés. Ugyanez volt megfigyelhető a Zn- és a Cu-kezelésekben is. Az As- és a Hg-kezelések a tőszámot nem befolyásolták.

A legnagyobb növényszám az ólommal kezelt parcellákon volt mérhető. Mindegyik Pb-kezelés jelentősen növelte a tőszámot, tehát depresszív hatása a talaj- növény rendszerben statisztikailag

nem igazolható (P=5%), sőt a csírázásra és a kezdeti fejlődésre gyakorolt hatása stimulatív. A higany és cink kivételével mindegyik vizsgált elem legmagasabb dózisa (270 kg/ha) szignifikánsan csökkentette a zöldbimbós korú mustár növénymagasságát.

A Cu-terhelések a kezelés után, a fiatal növényállományban nem mutattak toxikus hatást, viszont később mindegyik Cu- kezelés szignifikánsan gátolta a növekedést. A rézzel kezelt parcellákon a növények 10-15 cm-el alacsonyabbak voltak a kontrolhoz viszonyítva. A többi elem legkisebb dózisai (30 kg/ha) statisztikailag igazolhatóan (P=5%) növelték a növénymagasságot. A cink esetében a növekvő dózisok további pozitív hatást gyakoroltak a mustár növekedésére, fejlődésére.

A mustár esetén a növényi szervekben jelentős dúsulást a kadmium, mérsékelt dúsulást a cink mutatott. Az arzén, a higany és az ólom a növényi szervekben nem volt kimutatható. A mustár érzékenyen reagált a talaj kadmium, króm és réz kezelésére, a nehézfémek toxikus hatása a mustár fenológiai tulajdonságaiban is megmutatkozott.

4.3. A növények és a szántott réteg nehézfémtartalmának összehasonlítása

Az egyes nehézfémek növénybeni dúsulása, illetve felvehetősége a talaj-növény transzfer koefficiensek meghatározásával is értékelhető. A talaj-növény transzfer koefficiens értékét a növények nehézfémtartalmának és a talaj „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának hányadosa adja. Az irodalmi adatok szerint a talaj-növény transzfer koefficiensek értéke tág határok között mozog, elemenként és vizsgált növényfajonként, növényi szervenként nagyságrendileg eltérhet. A talaj-növény transzfer koefficiensek értékeinek számítására azokban a kísérleti években kerülhetett sor, amelyekben a talaj „összes” elemtartalma meghatározásra került. A számítási eredményeket a M2.12. melléklet tartalmazza.

A M2.12. melléklet szerint jelentős nehézfémfelvétel az esszenciális elemeknél (réz, cink) és a kadmiumnál volt tapasztalható. A legnagyobb mértékű akkumulációt a cink mutatta, a kísérleti növények átlagosan a talaj „összes” elemtartalmának 68%-át vették fel. A mustár a talaj „összes” Zn-tartalmának másfélszeresét halmozta fel. A réz és a kadmium transzfer koefficiense közel egyező (0,23 és 0,31) értéket mutatott. A réz transzfer koefficiense a kísérleti növényekben az átlag érték körül ingadozott, míg a kadmium esetén a mustár növényre számított transzfer koefficiens 0,86-os értéke jelentősen befolyásolta a kadmiumra számított átlagértéket.

SZABÓ (2006) nehézfémek (Mn, Fe, Co, Ni, Pb, Cu, Zn) mobilizációját vizsgálta barna erdőtalajon termesztett napraforgó, kukorica és búza növényeknél és az ólom talaj-növény transzfer koefficiensét < 0,01-0,1 közötti, a rézét 0,1-1,9 közötti, a cinkét 0,5-1,7 közötti intervallumra adta meg.

A talaj-növény transzfer koefficiensek értékei alapján a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendje a talaj-növény rendszerben a következők szerint alakult: Zn > Cu > Cd > Cr > As > Pb > Hg.

Az egyes nehézfémek talaj-növény transzfer koefficiensének ismeretében lehetőség van annak vizsgálatára, hogy a LAKANEN-ERVIÖ (1971) módszerrel meghatározott „oldható" elemtartalom mennyiben felel meg a tényleges növényi elemfelvételnek. A megfelelőség vizsgálatához meghatároztam az egyes nehézfémek megoszlási arányának értékei a talaj „oldható" (NH_4-acetát + EDTA oldható) és „összes" (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának hányadosaként. Az egyes nehézfémekre számított megoszlási arányokat a M2.13. melléklet mutatja.

A talaj-növény transzfer koefficiensek értékeinek és a megoszlási arányoknak az összehasonlítása alapján elemenként eldönthető az, hogy a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom, mennyiben felel meg a növények által felvehető elemtartalomnak. A talaj-növény transzfer koefficiensek értékét és a megoszlási arányok elemenkénti alakulását a 37. táblázat mutatja.

37. táblázat: A talaj-növény transzfer koefficiensek értékeinek és a megoszlási arányoknak elemenkénti alakulása (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta).

Elem	Talaj-növény transzfer koefficiens			Megoszlási arány		
	Átlag	Minimum	Maximum	Átlag	Minimum	Maximum
As	< 0,01	< 0,01	0,03	0,14	< 0,01	0,26
Cd	0,31	< 0,01	1,00	0,73	0,42	0,87
Cr	0,02	0,01	0,05	< 0,01	< 0,01	0,02
Cu	0,23	0,12	0,33	0,44	0,28	0,90
Hg	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	0,08
Pb	< 0,01	< 0,01	0,06	0,47	0,35	0,63
Zn	0,68	0,2	1,50	0,14	0,08	0,33

A 37. táblázatból látható, hogy a megoszlási arányok átlaga a legtöbb elem esetén jelentősen meghaladja a talaj-növény transzfer koefficiensek értékét. Ez alól kivételt a higany, króm és a cink képez. A higany, a króm, a kadmium és a réz esetén a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom jó közelítette a növények számára felvehető elemtartalmat. Meg kell jegyezni azonban azt, hogy az

oldható formában kiadott higany és króm sók rövid idő alatt oldhatatlan formákká alakultak, így a kísérleti növényekben a higany nem, a króm pedig csak kismértékben volt kimutatható.

A cink esetén a megoszlási arány értéke a transzfer koefficiens értékének 1/5-e volt. Ez azt mutatja, hogy cinkből a talajnak lehetnek olyan, a növények számára felvehető tartalékai, amelyek LAKANEN-ERVIÖ (1971) módszerérel nem mutathatók ki. Az arzén és az ólom esetén a megoszlási arány értéke egy nagyságrenddel meghaladta a transzfer koefficiens értékét, a jelentős NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom mellett a növények jelentéktelen akkumulációt mutattak. Az arzénnál és az ólomnál a növények számára felvehető elemtartalom közelítőleg a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom 1/10-e.

A kadmium és a réz esetén a koefficiensek értéke nagyságrendnyi egyezőséget mutatott. Az átlagokat tekintve a kadmium esetén a növények számára felvehető elemtartalom közelítőleg a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom 1/3-a réz esetén pedig az 1/2-e. A kadmium esetén a talaj-növény transzfer koefficiens értékét nagyban befolyásolta a mustár extrém akkumulációja. Abban az esetben, ha a jelentős Cd-akkumulációt mutató mustárt külön kezeljük a többi kísérleti növénytől, akkor a felvehető elemtartalom a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom 1/10-e körül alakul. A mustár esetén ez az érték 3/4.

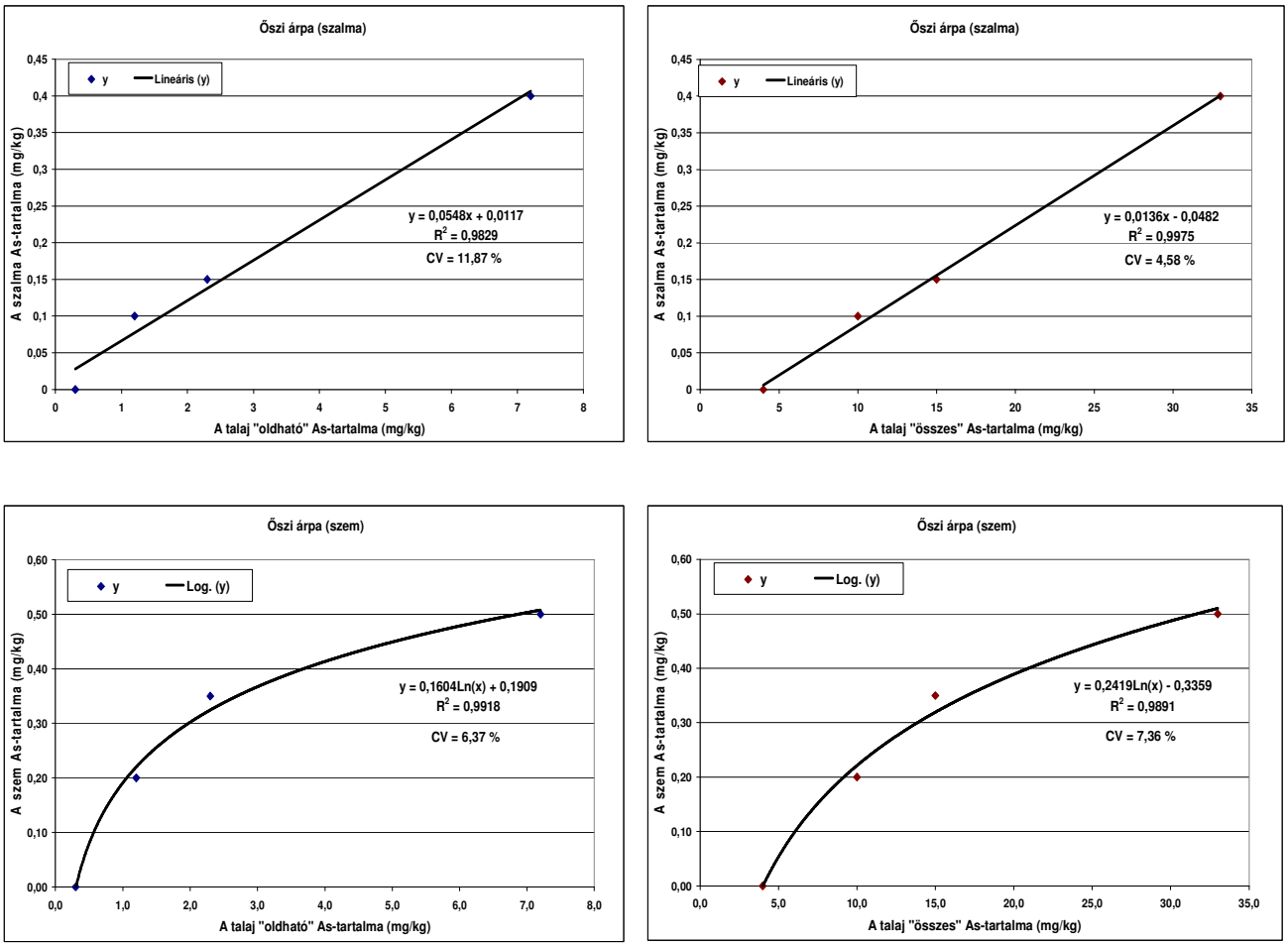
4.4. A növények és a szántott réteg nehézfémtartalma közötti összefüggések vizsgálata

2001-ben, 2002-ben és 2007-ben a talaj szántott rétegében az „oldható” és az „összes” elemtartalom meghatározására is sor került. A mérési eredmények lehetővé tették az ezekben az években termesztett növények esetén a növényi nehézfémtartalom és a szántott réteg nehézfémtartalma közötti összefüggések vizsgálatát.

Az összefüggés-vizsgálat regresszió analízissel történt. A regresszió analízis mellett a szórások jellemzésére a variációs koefficiensek (CV) értékét is meghatároztam, amelyek alapján a regressziós kapcsolatot leíró függvény matematikai modellként történő alkalmazhatósága értékelhető. A függvénykapcsolatok és az abból levont következtetések az esetek többségében tájékoztató jellegűek, hiszen az összefüggés-vizsgálat a kísérlet sajátosságából adódóan csak a mérések 4-4 átlageredményére terjedhetett ki. Az ólom és higany esetén a növényi akkumuláció a kimutathatósági határ alatt volt, a kezelések hatása réznél és - a mustár kivételével – a krómnál a növényekben nem volt kimutatható. Az őszi árpa, a mustár, a lucerna és a szántott réteg „oldható”, valamint „összes” As-, Cd- és Zn-tartalma közötti összefüggés-vizsgálatok eredményét elemenként mutatom be.

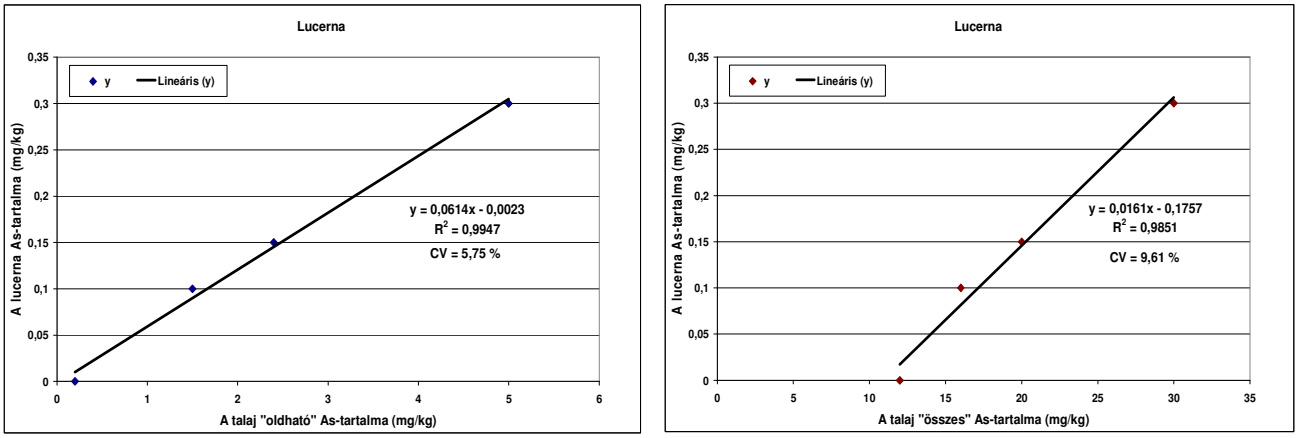
4.4.1. A növényi As-tartalom és a szántott réteg As-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei

Az őszi árpa és a lucerna As-tartalmának a talaj „oldható”, illetve „összes” elemtartalmával való összefüggés-vizsgálatának eredményeit a 9. és a 10. ábra mutatja be. A kísérleti körülmények között, a talaj vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában a talaj As-tartalma az őszi árpa szalma és a lucerna esetén lineáris, az őszi árpa szemnél logaritmikus kapcsolatot mutatott a növényi As-tartalommal. Mindkét növény esetén szoros összefüggés volt kimutatható a talaj és növény As-tartalma között.



9. ábra: Az As-akkumuláció alakulása az őszi árpa esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” As-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001).

A lineáris regressziós egyenletek szerint az őszi árpa szalma a 44/2003. (IV. 26.) FVM rendeletben a takarmányokra megadott 2 mg/kg-os határértéket 150 mg/kg „összes” és 36 mg/kg „oldható” As-tartalom mellett éri el.



10. ábra: Az As-akkumuláció alakulása a lucerna esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” As-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2007).

A logaritmikus függvénykapcsolat szerint az őszi árpa szemben az As-akkumuláció mértéke a talaj As-tartalmának azonos szorzatos (százalékos) növekedésével, tehát additívan növekszik. A modell szerint az árpa szemtermése az emberi fogyasztásra megadott 0,1 mg/kg határértéket a talaj 6 mg/kg „összes”, illetve 0,6 mg/kg „oldható” As-tartalma mellett éri el. Az árpa szem a takarmányozási célú felhasználására megadott 2 mg/kg határértéket a modell szerint a talaj mg/kg-ban meghatározott tízezres nagyságrendű As-tartalma mellett érhetné csak el. Az árpa szemtermése védett az As-szennyezéssel szemben.

KÁDÁR (2003) őszi árpa kísérletében karbonátos csernozjom talajon a talaj 37 mg/kg „oldható” elemtartalma mellett a szemtermésben csak 0,4 mg/kg As-tartalom volt kimutatható.

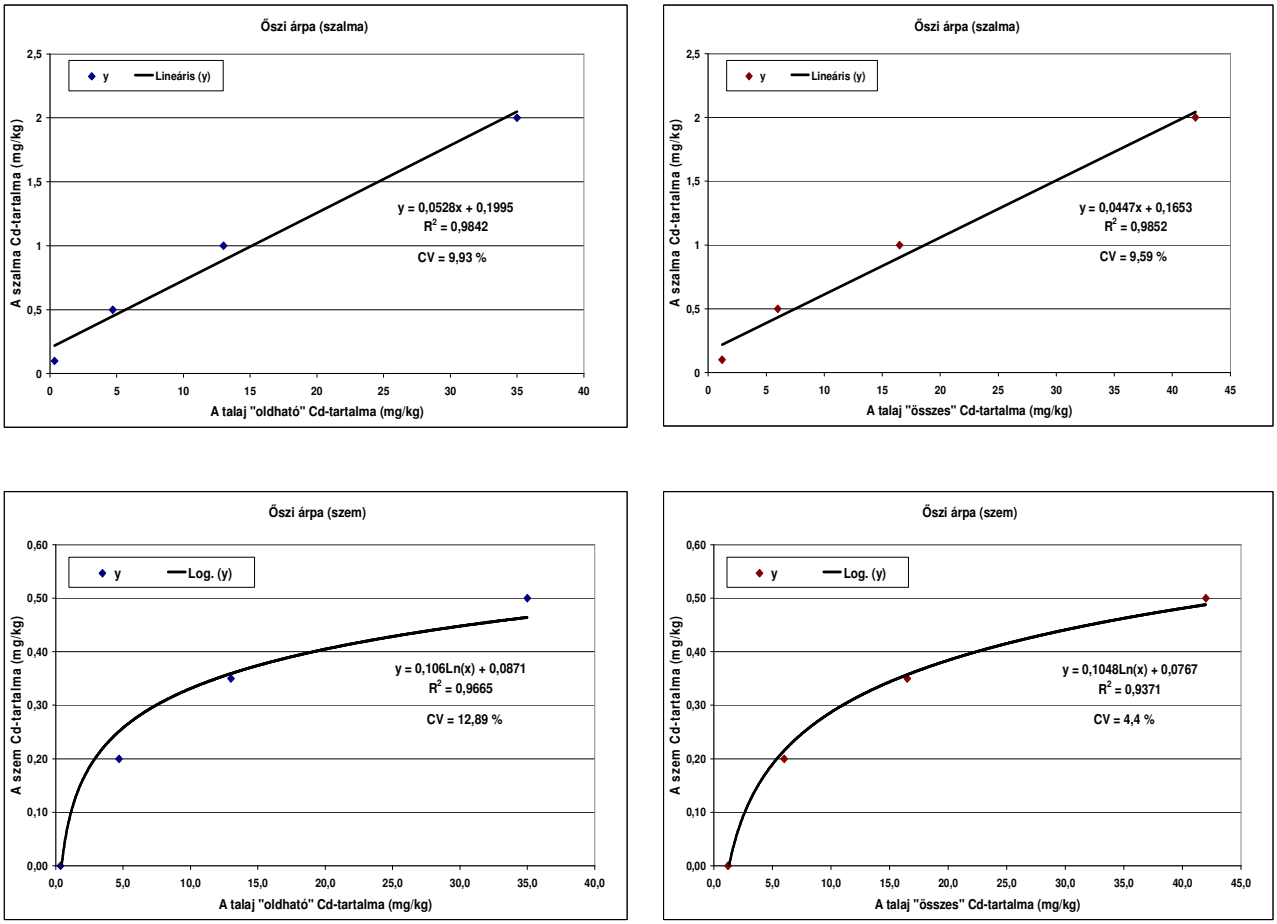
A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben az arzénra megadott 15 mg/kg-os talajszennyezettségi határkoncentráció az őszi árpa szalma esetén megfelelő védelmet biztosít, hiszen a talajszennyezettségi határérték esetén a szalma számított As-tartalma csak 0,15 mg/kg. A modell szerint az őszi árpa szemtermése a talaj arzénre meghatározott szennyezettségi határértéke mellett 0,32 mg/kg, ami meghaladja a 17/1999. (VI. 16.) EüM rendeletben meghatározott 0,1 mg/kg-os egészségügyi határértéket. Az összefüggés-vizsgálat alapján javasolt talajszennyezettségi határkoncentráció 15 mg/kg helyett 6 mg/kg.

A variációs koefficiensek értékei alapján a talaj-növény As-tartalom között megállapított lineáris összefüggés a lucerna vonatkozásában a talaj „összes” és „oldható” elemtartalmának tekintetében is jó közelítésnek bizonyult. A lucerna a takarmányokra megadott 2 mg/kg-os határértéket 135 mg/kg „összes” és 32 mg/kg „oldható” As-tartalom mellett éri el.

Az eredmények szerint az As-dúsulás intenzitása az őszi árpa és a lucerna esetén közel azonosnak bizonyult. Az As-akkumuláció hasonló értékű intenzitása miatt a vonatkozó rendeletben az arzénra megadott talajszennyezettségi határkoncentráció a lucernánál is megfelelő védelmet biztosít, az arzénre vonatkozó talajszennyezettségi határkoncentráció esetén a lucerna számított As-tartalma 0,06 mg/kg.

4.4.2 A növényi Cd-tartalom és a szántott réteg Cd-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei

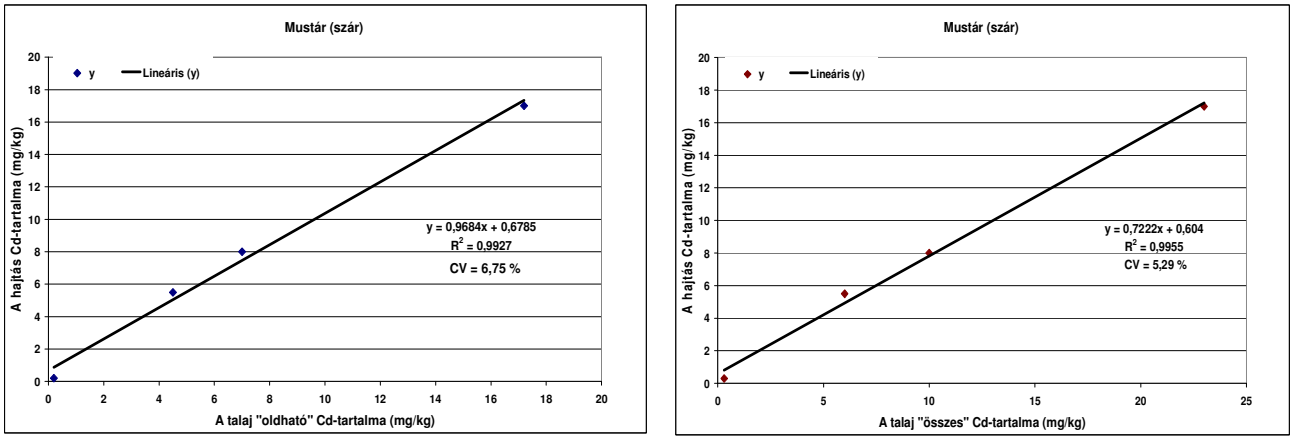
Az őszi árpa, a mustár és a lucerna Cd-tartalmának a talaj „oldható”, illetve „összes” elemtartalmával való összefüggés-vizsgálatának eredményeit a 11. és a 12. ábra mutatja. A talaj vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában a talaj Cd-tartalma az arzénhoz hasonlóan az őszi árpa szalma, a lucerna és a mustár esetén lineáris, az őszi árpa szemnél logaritmikus kapcsolatot mutatott a növényi Cd-tartalommal. Mindhárom növény esetén szoros összefüggés volt kimutatható a talaj és növény Cd-tartalma között.



11. ábra: A Cd-akkumuláció alakulása az őszi árpa esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” Cd-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001).

A lineáris regressziós egyenletek szerint az őszi árpa szalma a takarmányokra megadott 0,5 mg/kg-os határértéket 7,5 mg/kg „összes” és 5,5 mg/kg „oldható” Cd-tartalom mellett éri el. Az őszi árpa szemben az Cd-akkumuláció mértéke az arzénhoz hasonló módon a talaj Cd-tartalmának azonos szorzatos növekedésével additívan növekszik.

A modell szerint az árpa szemtermése a lisztre megadott 0,1 mg/kg határértéket a talaj 2,65 mg/kg „összes”, illetve 1,15 mg/kg „oldható”, az étkezési korpára megadott 0,2 mg/kg határértéket a talaj 5,4 mg/kg „összes”, illetve 2,95 mg/kg „oldható” Cd-tartalma mellett éri el. Az árpa szem a takarmányozási célú felhasználására megadott 0,5 mg/kg határértéket a modell szerint a talaj 46 mg/kg „összes” és 40 mg/kg „oldható” Cd-tartalma mellett érné el. Az árpa szemtermése nem védett a kadmium szennyezéssel szemben, azonban a Cd-akkumuláció intenzitása a szalmával szemben a talaj növekvő Cd-szennyezettségével logaritmikusan csökken.



12. ábra: A Cd-akkumuláció alakulása a mustár esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” Cd-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2002).

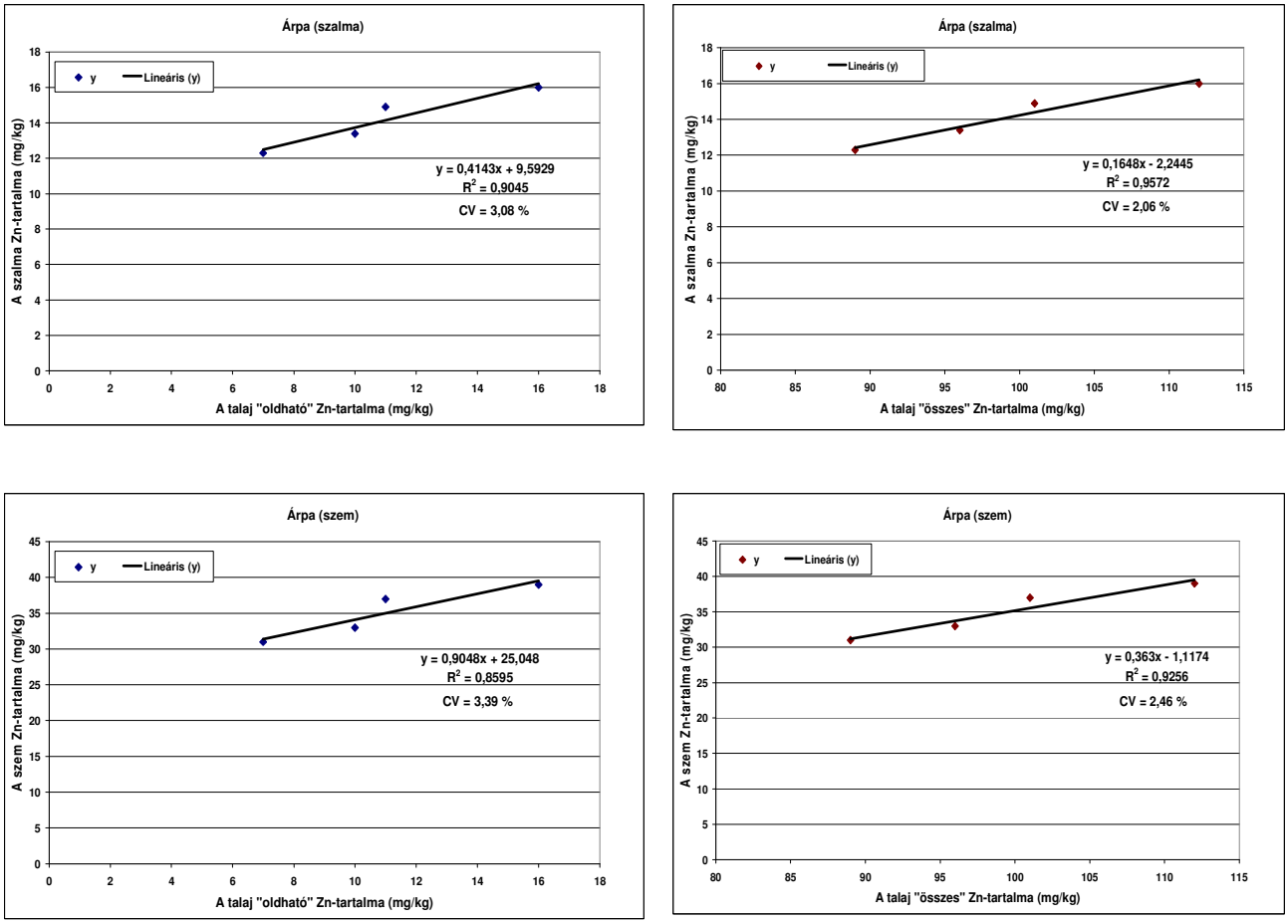
A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben az arzénra megadott talaj szennyezettségi határérték az őszi árpánál megfelelő védelmet biztosít, hiszen az arzénra vonatkozó szennyezettségi határérték (1 mg/kg) esetén a szalma számított Cd-tartalma 0,21 mg/kg, a szem esetén pedig a modell szerint nincs Cd-akkumuláció.

A mustár szár és a talaj Cd-tartalma közötti lineáris összefüggés matematika modellnek tekinthető. A regressziós koefficiensek értéke azt mutatja, hogy a mustár Cd-akkumulációjának intenzitása két nagyságrenddel nagyobb az őszi árpánál és a lucernánál meghatározott értékeknél. A lineáris regressziós egyenletek szerint a mustár a takarmányokra megadott 0,5 mg/kg-os határértéket a talaj 0,65 mg/kg „összes” és 0,5 mg/kg „oldható” Cd-tartalma körül éri el. Ezek az értékek azt mutatják,

hogy a mustár esetén a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a kadmiumra megadott talajszennyezettségi határkoncentráció (1 mg/kg) nem biztosít megfelelő védelmet, hiszen a szennyezettségi határérték esetén a mustár számított Cd-tartalma 1,3 mg/kg.

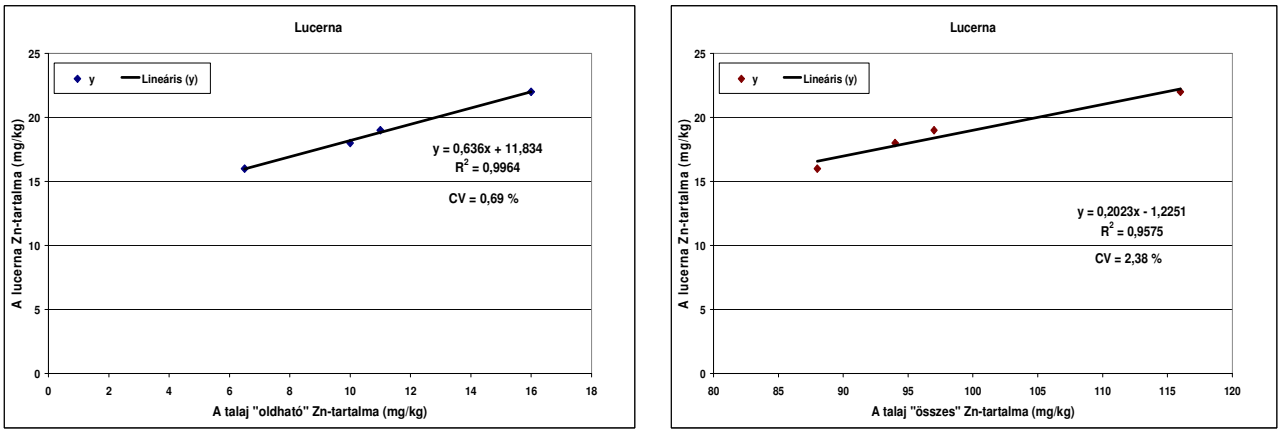
4.4.3 A növényi Zn-tartalom és a szántott réteg Zn-tartalma közötti összefüggés-vizsgálat eredményei

Az őszi árpa és a lucerna Zn-tartalmának a talaj „oldható”, illetve „összes” elemtartalmával való összefüggés-vizsgálatának eredményeit a 13. és a 14. ábra mutatja. A kísérleti körülmények között a talaj Zn-tartalma az arzénhoz hasonlóan az őszi árpa, a lucerna és a mustár esetén lineáris kapcsolatot mutatott a növényi Zn-tartalommal. A növények a talaj „oldható” Zn-tartalmát jelentős mértékben meghaladóan vettek fel cinket. Az őszi árpa szalma esetén ez a cinktöbblet 9,5 mg/kg-nak, az árpa szemnél 25 mg/kg-nak, a lucerna esetén 11,8 mg/kg-nak adódott.



13. ábra: A Zn-akkumuláció alakulása az őszi árpa esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” Zn-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001).

A lineáris regressziós egyenletek szerint az őszi árpa szalma a takarmányokra megadott 250 mg/kg-os határértéket 890 mg/kg „összes” és 315 mg/kg „oldható” Zn-tartalom mellett éri el. A megállapított összefüggés alapján az árpa szemtermése a lisztre, egyéb gabonaőrleményre megadott 30 mg/kg határértéket a talaj 85 mg/kg-os „összes” Zn-tartalmánál éri el. A cinkre a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben megadott talajszennyezettségi határérték (200 mg/kg) az őszi árpánál megfelelő védelmet biztosít, hiszen a szennyezettségi határérték esetén a szalma számított Zn-tartalma 50 mg/kg, a szem számított Zn-tartalma pedig 71,5 mg/kg.



14. ábra: A Zn-akkumuláció alakulása a lucerna esetén a talaj „oldható”, illetve „összes” Zn-tartalmának függvényében (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 2001).

A lucernánál a lineáris regressziós egyenletek alapján a lucerna a takarmányokra megadott 250 mg/kg-os határértéket 1250 mg/kg „összes” és 375 mg/kg „oldható” Zn-tartalomnál éri el. A cinkre megadott talajszennyezettségi határérték esetén a lucerna számított Zn-tartalma 39 mg/kg, a takarmányokra megadott határérték 16%-a.

4.5. Új tudományos eredmények

1. Csernozjom barna erdőtalajon a talaj szántott rétegében a kísérleti elemek NH_4-acetát + EDTA oldható és cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható elemtartalmának százalékos arányából meghatározott oldhatósági sorrend a kísérleti évek átlagában a következő volt: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Hg > Cr. A kísérleti évek során a legoldhatóbb és a legkevésbé oldható elemek csoportja nem változott. A szántott talajrétegben a Cd, Pb, Cu, Zn hosszú ideig oldható formában marad, míg a Cr és a Hg a gyorsan oldhatatlanná válik.

2. A csernozjom barna erdőtalajon termett borsó esetén (*Pisum sativum L.*) a vegetatív szervekben a kontrollhoz képest jelentős, szignifikáns dúsulást az arzén, a kadmium és a higany mutatott. A borsószemben szignifikánsan csak a kadmium dúsult. A borsóra enyhe toxicitást a kísérlet negyedik évében a vizsgált elemek közül csak a króm gyakorolt. A termésjellemzők alakulására az As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn depresszív hatása nem volt kimutatható. Az arzén-, kadmium- és higanyakkumuláció látható tünetek és terméscsökkenés nélkül következett be a növényben.

3. A csernozjom barna erdőtalajon termett őszi árpa (*Hordeum vulgare L.*) esetén a vegetatív szervekben a kontrollhoz képest jelentős, szignifikáns dúsulást az arzén és a kadmium mutatott. A szemtermésben a kadmium szignifikánsan, a króm tendenciaszerűen dúsult. A növény vizsgálatok szerint egyik nehézfém sem volt toxikus az őszi árpára. A kezelések nem gátolták a növények fejlődését és a termésképzést. A termésjellemzők alakulására az As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn depresszív hatása nem volt kimutatható. Az arzén- és a kadmiumakkumuláció látható tünetek és terméscsökkenés nélkül következett be a növényben.

4. A csernozjom barna erdőtalajon termett fehér mustár (*Sinapis alba L.*) esetén a növényi szervekben a kontrollhoz képest jelentős dúsulást a kadmium, mérsékelt dúsulást a cink mutatott. A fiatal mustár növényben a kadmium és a cink szignifikánsan dúsult, a növény öregedésével a dúsulás csak tendeciaszerűen jelentkezett. Az arzén, a higany és az ólom a növényi szervekben nem volt kimutatható. A mustár érzékenyen reagált a talaj kadmium, króm és réz kezelésére, a kadmium, króm és réz toxikus hatása a mustár fenológiai tulajdonságaiban is megmutatkozott.

5. Csernozjom barna erdőtalajon a talaj szántott rétegének NH_4-acetát + EDTA oldható nehézfémtartalma a Hg, a Cr, a Cu és a Cd esetén jól közelítette, az As és az Pb esetén nagyságrendileg meghaladta a tényleges növényi nehézfémfelvételt. A Zn esetén a tényleges növényi Zn-felvétel a szántott réteg NH_4-acetát + EDTA oldható Zn-tartalmának ötszörösének adódott.

6. Csernozjom barna erdőtalajon a talaj-növény transzfer koefficiensek értéke alapján a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendje a talaj-növény rendszerben a következő sorrendet mutatta: Zn > Cu > Cd > Cr >As > Pb > Hg. A mobilitási sorrendben néhány növény esetén a cinket a kadmium, illetve a króm követte. A növényekben legkevésbé az ólom és higany akkumulálódott, az akkumuláció mértéke a legtöbb növény esetén kimutathatósági határ alatt maradt.

7. Csernozjom barna erdőtalajon, a szántott talajréteg vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában

- a szántott talajréteg As- és Cd-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a fehér mustár vegetatív szervei esetén lineáris, az őszi árpa szemtermés esetén logaritmikus kapcsolatot mutatott a növényi As-, valamint Cd-tartalommal,
- a szántott talajréteg Zn-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a fehér mustár esetén lineáris kapcsolatot mutatott a növényi Zn-tartalommal,
- az arzén, a kadmium és a cink esetén szoros korreláció volt kimutatható a talaj és növény arzén-, a kadmium- és a cink-tartalma között.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1. Következtetések

5.1.1. A vizsgált fémek oldhatósági viszonyainak, talajban való akkumulációjának alakulására vonatkozó következtetések

1. Az Al-terhelések statisztikailag igazolhatóan (P=5%) növelték a szántott talajréteg „oldható” Al-tartalmát, azonban nagyságrendnyi dúsulást nem eredményeztek, hiszen az Al-szilikátok a legfőbb talajalkotók, így tömegükhöz képest a 270 kg/ha adagú Al-terhelés is jelentéktelennek bizonyult.

2. Az arzenit ($NaAsO_2$) formában kiadott arzén a szántott réteg „oldható” As-tartalmát jelentősen megnövelte, mivel az arzén a természetes állapotú talajban csak nyomokban fordul elő. A kísérlet második évében a talajba vitt arzénsó teljes mennyisége kimutatható volt a szántott rétegben, majd az arzén talajban gyorsan megkötődött, „oldható” frakciója a kísérlet harmadik évében 1/5-ére, a negyedik évben 1/20-ára mérséklődött, majd a további években az „oldható” As-tartalom a kezelési szintektől függően 0,5-7,2 mg/kg között alakult. Az As-szennyezés lényegében a bevitel helyén maradt, mélységi elmozdulása statisztikailag nem volt igazolható (P=5%). Megállapítható, hogy az arzén a talajban meglehetősen nehezen mozog, és nem lúgozódik ki.

3. A szulfát ($CdSO_4$) formában kiadott Cd-terhelés az arzénhoz hasonlóan jelentősen, két nagyságrenddel megnövelte a feltalaj „oldható” Cd-tartalmát. A kísérlet második évében a talajba vitt kadmiumsó teljes mennyisége kimutatható volt a szántott rétegben. A kísérlet harmadik évében az „oldható” frakció a 4/5-ére, a következő évben a 2/5-ére csökkent, majd mennyisége lassan mérséklődött. A kísérlet további éveiben az „oldható” frakció a kezelési szintektől függően 4,2-35 mg/kg közötti értéket vett fel. A kísérlet során a talaj szántott rétegében a kadmium bizonyult a legoldékonyabb elemnek. A Cd-kezelés a beviteli zónában maradt, mélységi elmozdulása kizárhatónak tekinthető, a kilúgozásnak a kadmium ellenáll.

4. A kromát (K_2CrO_4) formában kiadott Cr-terhelés az arzénhoz és kadmiumhoz hasonlóan nagyságrendi koncentráció növekedést eredményezett a feltalaj „oldható” Cr-tartalmában, azonban a króm „oldható” frakciója már a kijuttatást követő hat hónap elteltével 1/10-ére csökkent. Három évvel a szennyezést követően a kijuttatott Cr-szennyezés 0,7%-a volt visszamérhető, a kísérlet további éveiben az „oldható” frakciója a kezelési szintektől függően 0,1-0,8 mg/kg közötti koncentrációban volt kimutatható. A kísérlet során a talaj szántott rétegében a króm bizonyult a legkevésbé mobilis elemnek, az „oldható” formában adott króm a feltalajban feltételezhetően Cr-

oxid formájában gyorsan megkötődött. A talajvizsgálatok a króm kifejezett mélységi elmozdulását, gyors kilúgozódását bizonyították, a kilúgozódás az egész talajszelvényben nyomon követhető volt.

5. A szulfát ($CuSO_4$) formában kiadott 270 kg/ha-os Cu-kezelés több mint tízszeres dúsulást jelentett a szántott réteg oldható Cu-tartalmában. A kísérlet második évében gyakorlatilag a sszántott talajrétegbe vitt rézsó teljes mennyisége kimutatható volt. Később az „oldható" frakció a felére, a kísérlet nyolcadik évére a harmadára csökkent, a további években koncentrációja a kezelési szintektől függően 8-30 mg/kg között volt mérhető. A réz a talajban oldékony elemnek tekinthető, oldékonysága a vizsgált elemek oldhatósági rangsorában a harmadik. A réz a szántott rétegben megkötődött és nehezen oldható formákká alakult, mélységi elmozdulása kizárható.

6. A klorid ($HgCl_2$) formában adott higany jelentős „oldható" Hg-koncentráció növekedést eredményezett a szántott talajrétegben, hiszen a kontroll talaj oldható Hg-frakciója kimutathatósági határ alatti volt. A higany „oldható" frakciója már a kijuttatást követő hat hónap elteltével 1/8-ára csökkent. Három évvel a szennyezést követően a kijuttatott Hg-szennyezés 0,7%-a volt visszamérhető, a kísérlet további éveiben a higany „oldható" formában a feltalajban nem volt kimutatható. A kísérleti eredmények azt mutatták, hogy a higany sói gyorsan megkötődnek a talajban, beépülnek a kristályrácsokba, illetve mikrobiológiai úton illó vegyületekké alakulnak át. A higany esetén dúsulás a mélységi rétegekben nem volt kimutatható.

7. A nitrát ($Pb(NO_3)_2$) formában történő Pb-terhelés a 270 kg/ha-os kezelési szinten több mint tizenötszörös dúsulást jelentett a szántott réteg „oldható" Pb-tartalmában. A kísérlet második évében a talajba vitt ólomsó teljes mennyisége kimutatható volt a feltalajban. Az ólom „oldható" frakciója a harmadik kísérleti évben 1/3-ára csökkent, majd az „oldható" Pb-koncentráció a további években gyakorlatilag nem változott, értéke kezelési szintektől függően 7-36 mg/kg között mozgott. A kísérleti eredmények szerint az ólom a talaj legmobilisabb elemei közé tartozik. A mélységi talajvizsgálatok alapján a talaj 30-60 cm-res rétege enyhe Pb-dúsulást mutatott, ami az ólom mélységi elmozdulására, kilúgozására utalt.

8. A szulfát ($ZnSO_4$) formában adott cink a 270 kg/ha-os bevitel több mint tízszeres dúsulást jelentett a szántott réteg „oldható" Zn-tartalmában. A kísérlet második évében a talajba vitt cinksó teljes mennyisége kimutatható volt a szántott rétegben, majd a kísérlet harmadik, negyedik évében az „oldható" frakció a felére, a következő évben a negyedére csökkent, majd mennyisége stabilizálódott (6,5-17 mg/kg). A cink a kísérletben nem bizonyult mobilis elemnek. A cink mélységi elmozdulást nem mutatott, megkötődött a bevitel helyén, a kilúgozásnak ellenállt.

9. A kísérleti elemek oldhatósági sorrendje a kísérleti évek folyamán alapvetően nem módosult. Az „oldható” (NH_4-acetát + EDTA oldható) és az „összes” (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmak százalékos arányának alapján megállapított oldhatósági sorrend: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Hg > Cr. A kísérleti eredmények alapján elkülöníthetők a talaj mobilis (kadmium, ólom, réz), kevésbé mobilis (arzén, cink) és gyorsan oldhatatlan formává alakuló (megkötődő) nem mobilis (higany, króm) szennyezői.

10. A talajterhelés során bevitt toxikus nehézfémek döntő mértékben a bevitel helyén maradtak, a szántott talajrétegben halmozódtak fel. Mélységi elmozdulást a kísérlet harmadik évében végzett vizsgálat szerint három elem, az arzén a króm és az ólom mutatott. Az arzén és az ólom kilúgozódása enyhe mértékű volt, a króm azonban jelentős mértékű dúsulást mutatott a mélyebb talajrétegben, így magasabban fekvő talajvíz készleteket veszélyeztetheti.

11. Tizenkét év elteltével mindkét módszerrel (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással és NH_4-acetát + EDTA kioldással) a Cd és az Pb közepesen (30-60% közötti visszamérhetőség), a Cu és a Zn gyengén (10-30% közötti visszamérhetőség), az As, Cr és a Hg alig, vagy gyakorlatilag nem visszamérhetőnek (10% alatti visszamérhetőség) bizonyult. Az As, Cu, Cr, Zn visszamérhetőségi átlagai között az egyes módszerek esetén lényeges eltérést nem tapasztalható. A szennyezés minősítésénél a szennyezés kora meghatározó tényező, a friss szennyezők jobban kimutathatóak az „oldható” frakciókban.

12. A kadmium és az ólom mind a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárással, mind a NH_4-acetát + EDTA kioldással jól kimutatható, a mért „összes” és „oldható” koncentrációk kezelések átlagában meghatározott értékei a kísérlet során jó egyezést mutattak. Így a jelentős környezetszennyezőnek minősíthető ólom- és a kadmiumszennyezés utólagos minősítéséhez elegendő az „oldható” koncentrációk meghatározása.

13. A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a vizsgált elemekre meghatározott szennyezettségi határértékeket kísérleti adatainkkal összevetve megállapítható, hogy a maximális talajterhelésnél (270 kg/ha) a kijuttatást követő 12-14. évben mért „összes” elemkoncentrációk az arzén, a higany és a kadmium esetén a jelentősen meghaladták a talajszennyezettségi határértékeket.

5.1.2. A vizsgált fémek fitotoxikus hatására, talaj-növény rendszerben való akkumulációjának alakulására vonatkozó következtetések

1. Az alumíniumterhelés negatív hatása a növényekben nem jelentkezett. A növények, növényi szervek Al-koncentrációja nagy szórást mutatott, sem tendenciaszerű, sem statisztikailag igazolható

(P=5%) Al-dúsulás a kísérleti növények esetén nem volt meghatározható. A növényvizsgálatok igazolták a talaj vizsgálatok eredményeit, ahol kezeléshatás ugyancsak nem volt kimutatható.

2. Az arzén kifejezett depresszív hatása a kísérlet első két évében mutatkozott meg, a kísérlet további éveiben a vizsgált növények esetén mérséklődött, majd megszűnt. Az arzén a maximális terhelésnél sem dúsult a növényi szervekben, mindössze néhány növény vegetatív szerve mutatott némi akkumulációt. A kísérleti növények szemtermése védettnek bizonyult az As-szennyezéssel szemben. A kísérleti eredmények alapján kijelenthető, hogy az arzén mozgása gátolt a talaj–növény rendszerben, mozgékonysága a kísérlet negyedik évétől jelentősen csökkent.

3. A kadmium fitotoxikus hatást a kísérlet második évében mutatott, a kísérlet további éveiben a vizsgált növények esetén a toxikus hatás mérséklődött, majd megszűnt. A kadmium minden növényi szervben akkumulálódott, mozgékonyságát hosszú ideig megtartotta a talaj-növény rendszerben, azonban mozgékonysága a jelentéktelen mértékű akkumuláció miatt mérsékeltnek tekinthető. A kadmium minden jelzőnövény esetén enyhe dúsulást mutatott. A vegetatív szervekben az akkumuláció általában tendenciaszerű volt, csak a legnagyobb adagú kezelés (270 kg/ha) okozott statisztikailag igazolható (P=5%) hatást. A vizsgált elemek közül a szemtermésben kizárólag a Cd-dúsulás okozott satisztikailag igazolható kezeléshatást. A növényi Cd-akkumuláció a 270 kg/ha adagú kezelésekben csaknem minden növény, növényi szerv esetén megakadályozta a humán és a takarmányozási célú felhasználást.

4. A króm toxicitása a 270 kg/ha adagú terhelésnél kifejezett volt az első három év során, majd jelentősen mérséklődött, a Cr(VI) fokozatosan kevéssé mérgező Cr(III) vegyületté alakult a talajban. Néhány növény esetén a króm stimulatív hatása volt megfigyelhető. Kifejezett Cr-akkumulációt a kísérlet második évében az őszi búza mutatott. A további kísérleti években a króm jelentéktelen dúsulást mutatott a növényi szervekben, ezért nem minősíthető mobilnak a talaj-növény rendszerben sem.

5. A réz kifejezett depresszív hatása a kísérlet első két évében mutatkozott meg, a kísérlet további éveiben a depresszív hatás a vizsgált növények esetén mérséklődött, majd megszűnt. A kísérleti növényekben csak néhány esetben a 270 kg/ha-os terhelési szinten jelentkezett mérsékelt Cu-akkumuláció. Az egyes növényi szervek Cu-tartalma kiegyenlített értéket mutatott. Statisztikailag igazolható (P=5%) kezeléshatást a réz esetén csak az 1995-ös búza kísérlet mutatott, a későbbiekben igazolható kezeléshatás egyik növény esetén sem volt kimutatható.

6. A fitotoxikus hatásra utaló jeleket és jelentős Hg-dúsulást a kísérlet első jelzőnövénye az őszi búza mutatatott (a szemtermés azonban nem szennyeződött), a később termesztett növényfajoknál sem toxicitás, sem érdemi dúsulás nem lépett fel. A higany mozgékonysága a talaj-növény rendszerben a szennyezést követő második évtől szinte teljesen megszűnt. A kísérleti eredmények szerint a higany nem tekinthető mobilisnak a talaj-növény rendszerben.

7. Az ólom depresszív hatása a talaj-növény rendszerben nem volt statisztikailag igazolható (P=5%), néhány esetben az ólom stimulatív hatása volt megfigyelhető. A talaj Pb-terhelése a kísérlet első négy évében a jelzőnövényekben mérsékelt Pb-felhalmozást eredményezett, ami az ezt követő években nem volt tapasztalható. Kezeléshatás csak a kísérlet első évében az őszi búzánál volt kimutatható, amelynél az ólom a magtermésben is felhalmozódott. Az eredmények alapján az Pb nem tekinthető mobilisnak a talaj-növény rendszerben.

8. A cink az első két jelzőnövény esetén kifejezett depresszív hatást mutatott a növények növekedésére, fejlődésére, amely a kísérlet negyedik évétől teljesen megszűnt. Néhány növény esetén a Zn-kezelésnek stimulatív hatása volt. A talaj cinkkel való jó ellátottsága miatt a kontroll növények cinktartalma magasnak mutatkozott. A cinkterhelések hatására a kísérleti növények vegetatív és generatív szervei mérsékelt dúsulást mutattak. Kiemelkedő és statisztikailag igazolható (P=5%) cinkfelhalmozódás a napraforgó (37-80 mg/kg), cirok (35-81 mg/kg) és a mustár (87-158 mg/kg) esetén volt tapasztalható. Összességében a cink, mint esszenciális elem a talaj-növény rendszerben mobilis elemnek tekinthető.

9. Az alumínium és a kadmium kevésbé akkumulálódik a humán fogyasztásra és takarmányozásra szolgáló szántóföldi növényekben, növényi szervekben, így érdemi terheléses vizsgálat ezen elemek esetén nem végezhető.

12. A toxikuselem akkumuláció látható tünetek nélkül is bekövetkezett a növényekben. A kadmium fő veszélye nem annyira fitotoxikusságában van, hanem abban, hogy a növények sokszor látható tünetek nélkül, nagy mennyiségben halmozzák fel, és így könnyen a táplálékláncba kerül. A toxikus elemek dúsulása a növényekben a fejlődési szakasz elején kifejezettebb, mint a tenyészidőszak végén. A szemtermés védett a vizsgált nehézfémek többségével szemben, a nem esszenciális elemek közül csak a kadmium, a króm és az ólom jelent meg benne.

13. A zöldborsóra a bokrosodáskor és a virágzás kezdetén enyhe toxicitást a kísérlet negyedik évében a vizsgált elemek közül csak a króm gyakorolt. A termésjellemzők alakulására egyik toxikus nehézfém depresszív hatása sem volt kimutatható. A borsó vegetatív szerveiben a 270 kg/ha

terhelési szinten jelentős arzén, kadmium és cink dúsulás volt mérhető a kontrollhoz képest, a kadmium a borsó szemben is felhalmozódott.

14. A silócirokban a kadmium és cink esetén volt mérhető jelentősebb dúsulás, a kadmium a 270 kg/ha adagú kezelésben a kontrollhoz képest nagyságrendnyi felhalmozódást mutatott. A többi vizsgált elem a cirokban statisztikailag igazolható (P=5%) akkumulációt nem okozott.

15. Az őszi árpára hét évvel a talajkezelés után egyik vizsgált elem sem volt toxikus, még a legnagyobb terhelési szintű (270 kg elem/ha) kezelésben sem. A kezelések nem gátolták a növények fejlődését és a termésképzést. A tesztnövények minden parcellán egészségesek és jól fejlettek voltak. A vizsgálati adatok szerint az őszi árpa szerveiben a toxikus elemek közül a kadmium mutatott erőteljes, az arzén enyhe dúsulást.

16. A fehér mustár nyolc évvel a talajkezelés után érzékenyen reagált a króm- cink-, rézterhelésre, amelyből depresszív hatásukra lehetett következtetni. A mustár, mint keresztes virágú növény legnagyobb mértékben a kadmiumot és a cinket akkumulálta a fejlődési szakasz kezdetén a zöld hajtásban.

17. A kísérlet kilencedik évében a fiatal rostkenderben jelentéktelen mértékű, de statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulás jelentkezett az arzén-, a kadmium- és a krómterhelés esetén. A többi vizsgált elem a kenderben jelentéktelen, statisztikailag nem igazolható (P=5%) akkumulációt okozott.

18. A lucernában 14 évvel a talajkezelést követően a vizsgált elemek közül az arzén és a kadmium mutatott enyhe, statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulást.

19. A növényvizsgálatok során a talajszennyezési szempontból jelentősebbnek ítélt elemek (Pb, Cd, Hg, Cu, Zn) ugyan a kísérlet első éveiben mérgezőek voltak, de közülük később csak a kadmium bizonyult veszélyes talajszennyezőnek. A vizsgált elemek közül a kadmium mellett a legveszélyesebbnek az arzén és a króm mutatkozott.

20. Három-négy évvel a szennyezés után a toxikus elemek depresszív hatása a növények növekedésére, fejlődésére megszűnt, illetve jelentősen mérséklődött. A növényi nehézfémakkumuláció a termesztett növénytől, növényi szervtől függő mértékben, azonban továbbra is megmaradt. A kezelések fitotoxikus hatásának csökkenésében az elemek oldható frakcióinak átalakulása mellett szerepe lehetett annak is, hogy a fémek vízoldható sóiban kiadott anionok (Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-) is lekötődtek vagy kimosódtak a felső talajrétegből.

21. A vonatkozó kormányrendeletek alapján takarmányozásra alkalmatlannak bizonyult az As-, a Cd- és a Hg-terhelés hatására a zöldborsó, a Cd-terhelés hatására a silócirok, a fehér mustár és a lucerna. Humánfogyasztásra alkalmatlannak az As- és a Zn-terhelés esetén az őszi árpa, a Cd-terhelés esetén a zöldborsó bizonyult. A Zn esetén kezeletlen talajon termett őszi árpa szem is határérték feletti terhelést mutatott, ami a talaj magas háttér szennyezettségére utalt.

22. A betakarításkor vizsgált légszáraz kísérleti növények nehézfémtartalma különbözőképpen alakult. Minden kísérleti növénynél a legjelentősebb akkumulációt a cink mutatta, a többi elem a növényekben egy-két nagyságrenddel kisebb mértékben akkumulálódott. A növényekben jelentéktelen felhalmozódást mutatott az arzén és az ólom, legkevésbé a higany dúsult, amely a legtöbb növény esetén kimutathatósági határ alatt maradt.

23. A NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom a higany és a króm esetén közelítőleg megegyezett, a kadmium és a réz esetén nagyságrendi egyezőséget mutatott a növények által felvehető elemtartalommal. Az arzén és az ólom esetén a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom nagyságrendileg meghaladta a felvehető elemtartalmat. A cink esetén a növényi felvétel a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalmat meghaladó mértékű volt. A növények számára felvehető elemtartalom az arzén, az ólom és a kadmium esetén a NH_4-acetát + EDTA oldható elemtartalom 1/10-e, réz esetén pedig az 1/2-e volt.

24. A légszáraz növények nehézfémtartalma alapján a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendje a talaj-növény rendszerben a következő: Zn > Cu > Cd > Cr >As > Pb > Hg. Néhány növény esetén a mobilitási sorrendben a cinket a kadmium, illetve a króm követte. A növényekben legkevésbé a higany dúsult, amely a legtöbb növény esetén a kimutathatósági határ alatt maradt. A talaj-növény transzfer koefficiensek értéke alapján a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendje a nehézfémtartalom alapján meghatározott sorrendnek megfelelően alakult a talaj-növény rendszerben: Zn > Cu > Cd > Cr > As > Pb > Hg.

25. A vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában a szántott talajréteg As- és Cd-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a fehér mustár vegetatív szervei esetén lineáris, az őszi árpa szemtermés esetén logaritmikus kapcsolatot mutatott a növényi As-, valamint Cd-tartalommal. A vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában a szántott talajréteg Zn-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a fehér mustár esetén lineáris kapcsolatot mutatott a növényi Zn-tartalommal. A vizsgált nehézfémkoncentráció tartományában az arzén, a kadmium és a cink esetén szoros korreláció volt kimutatható a talaj és növény arzén-, a kadmium- és a cink-tartalma között.

5.2. Javaslatok

1. A nehézfémek mélységi elmozdulásának vizsgálatára a kísérlet harmadik évében került sor, a mintavétel csak 60 cm mélységig terjedt. A mintavétel időbeni és térbeli korlátai miatt a mélységi vizsgálatok csak tájékoztató jellegű információkat adtak. A kilúgozás lassú folyamat, így a kilúgozás ténye, mértéke, dinamikája a kísérlet második évének adatai alapján nem bírálható el egyértelműen, ehhez további, esetleg mélyebb talajrétegekre kiterjedő vizsgálatokra lenne szükség.

2. A kísérleti eredmények a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott szennyezettségi határértékek felülvizsgálatát indokolják az arzén és a kadmium vonatkozásában.

3. A talaj „oldható" elemtartalma a növényi felvétel szempontjából meghatározóbb, mint az „összes" elemtartalom, ezért egy adott elem fitotoxikussága jobban megítélhető az „oldható" elemtartalom alapján. Ennek megfelelően célszerűnek tűnik a toxikus nehézfémek vonatkozásában a talajszennyezettségi határértékeket az „összes" elemtartalom mellett „oldható" elemtartalomra is megadni.

4. A talajok kadmium- és cinkfelvehetőségét befolyásoló egyik legfontosabb tényező a pH, alacsonyabb pH-n nagyobb a növények kadmium- és cinkfelvétele. Ezért a magas háttérszennyezettségű talajok kadmium és cinktartalma meszezéssel csökkenthető. A Zn-tartalom tovább csökkenthető a foszfor-cink antagonizmus révén a cinket jól akkumuláló növényfajok foszfor műtrágyázásával.

5. A vizsgálatok szerint a virágzás előtti mustár a kadmium és cink fitoremediációjára alkalmas növény lehet.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A nehézfémmel szennyezett talajok alapvető környezeti problémát jelentenek. A nehézfémek és más potenciálisan toxikus elemek a talaj-növény rendszerben és a táplálékláncban való viselkedésének megismerésére 1991-ben az Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében a „Környezetünk nehézfémterhelésének vizsgálata" című kutatási program indult.

A kutatási program részeként 1994 őszén a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában csernozjom barna erdőtalajon szabadföldi kisparcellás nehézfémterheléses tartamkísérlet indult 8 elemmel (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) vízoldható sóival, 3 terhelési szinten (30, 90 és 270 kg elem/ha), 3 ismétlésben. Az osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletben a 8 vizsgált elem jelentette a főparcellákat, a 3 terhelési szint pedig az alparcellákat. A kísérletben alkalmazott fémkezelések olyan talajszennyezettségi viszonyokat modelleztek, amelyek nehézfémterhelésnek kitett területeken ma vagy a jövőben előfordulnak, előfordulhatnak. A nagy adagú terhelések a talajszennyezési szintek modellezését szolgálták. Jelzőnövényként a nehézfémterheléses tartamkísérlet ötödik évében, 1998-ban borsó (*Pisum sativum L.)*, majd 1999-ben silócirok (*Sorghum bicolor L.*), 2001-ben őszi árpa (*Hordeum vulgare L.*), 2002-ben fehér fehérmustár (*Sinapis alba L.*), 2003-ban rostkender (*Cannabis sativa L.*) és 2005-ben lucerna (*Medicago sativa L.*) termesztésére került sor.

A kísérlet során a szántott talajrétegben, illetve a kísérlet harmadik évében a mélyebb talajrétegekben is talajvizsgálatok biztosították a talajba juttatott nehézfémek átalakulásának, kimosódásának nyomon követését. A növénymintavételre a növények tápláltsági állapotát leginkább meghatározó fenofázisokban került sor. A talaj- és növényminták elemanalízise ICP- AES plazmaemissziós spektrofotométerrel történt. A talaj és a növények nehézfémtartalmának ismeretében nyomon követhető a vizsgált elemek talajban való viselkedésének, talaj-növény rendszerben való mobilitásnak alakulása, vizsgálható a növényi nehézfémtartalom és a szántott réteg nehézfémtartalma közötti összefüggés, továbbá az is, hogy határérték feletti növényi nehézfém akkumuláció a talaj milyen értékű „oldható" (NH_4-acetát + EDTA oldható) és „összes" (cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 oldható) nehézfémtartalmánál jelenik meg, illetve az, hogy a határérték feletti növényi nehézfém akkumuláció okoz-e fitotoxikus tüneteket.

A vizsgálati eredmények szerint a vízoldható sók formájában kiadott nehézfémek „oldható” frakciója minden elem esetében a kísérlet harmadik évére jelentősen csökkent, majd a kísérlet nyolcadik évét követően az elemek további megkötődésével csak kisebb ingadozásokat mutatott. Egyértelmű és drasztikus csökkenés az arzén, a króm és a higany esetén volt megfigyelhető. A talaj szántott rétegében a kísérleti elemek „oldható” és „összes” elemtartalmának százalékos arányából meghatározott oldhatóság a kísérleti évek átlagában a Cd > Pb > Cu > As > Zn > Hg > Cr sorrendet mutatta.

A talajterhelés során bevitt toxikus nehézfémek döntő mértékben a bevitel helyén maradtak, a szántott talajrétegben halmozódtak fel. Mélységi elmozdulást három elem, az arzén a króm és az ólom mutatott. Az arzén és az ólom kilúgozódása enyhe mértékű volt, a króm azonban jelentős mértékű dúsulást mutatott a mélyebb talajrétegben. A kilúgozás ténye, mértéke, dinamikája a kísérlet harmadik évének adatai alapján nem bírálható el egyértelműen, ehhez további, esetleg mélyebb talajrétegekre kiterjedő vizsgálatokra van szükség.

A vizsgált kísérleti növények nehézfémtartalma különbözőképpen alakult:

- A borsó esetén a vegetatív szervekben a kontrollhoz képest jelentős, statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulást az arzén, a kadmium és a higany mutatott. A borsószemben csak a kadmium dúsult.
- Az őszi árpa esetén a kontrollhoz képest a növényi szervekben jelentős, statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulást az arzén és a kadmium mutatott. A szemtermésben statisztikailag igazolható (P=5%) módon a kadmium, tendenciaszerűen a króm dúsult.
- A mustár esetén a növényi szervekben a kontrollhoz képest jelentős dúsulást a kadmium, mérsékelt dúsulást a cink mutatott. A fiatal mustár növényben a kadmium és a cink statisztikailag igazolható (P=5%) módon dúsult, a növény öregedésével a dúsulás csak tendeciaszerűen jelentkezett. Az arzén, a higany és az ólom a növényi szervekben nem volt kimutatható. A vizsgálatok szerint a virágzás előtti mustár a kadmium és cink fitoremediációjára alkalmas növény lehet.
- A cirokban a kadmium és cink dúsult jelentősebben. A többi vizsgált elem a cirokban statisztikailag igazolható (P=5%) akkumulációt nem mutatott.
- A fiatal kender növényben jelentéktelen mértékű, de statisztikailag (P=5%) igazolható dúsulás jelentkezett az arzén, a kadmium és a króm terhelés esetén. A többi vizsgált elem a kenderben jelentéktelen, P=5%-os szignifikancia szinten statisztikailag nem igazolható akkumulációt mutatott.

– A lucernában 14 évvel a talajkezelést követően a vizsgált elemek közül az arzén és a kadmium mutatott enyhe, statisztikailag igazolható (P=5%) dúsulást.

A légszáraz növények nehézfémtartalma és a talaj-növény transzfer koefficiensek értéke alapján a vizsgált nehézfémek mobilitási sorrendje a talaj-növény rendszerben a következő: Zn > Cu > Cd > Cr >As > Pb > Hg.

A növény vizsgálatok szerint a borsóra enyhe toxicitás a kísérlet negyedik évében a vizsgált elemek közül csak a króm mutatott. A termésjellemzők alakulására az Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn depresszív hatása sem volt kimutatható. Az arzén, kadmium és higany akkumuláció látható tünetek és termés csökkenés nélkül következett be a növényben. Az őszi árpára egyik vizsgált nehézfém sem volt toxikus. A kezelések nem gátolták a növények fejlődését és a terméskép zést. A termésjellemzők alakulására az Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn depresszív hatása sem volt kimutatható. Az arzén és a kadmium akkumuláció látható tünetek és termés csökkenés nélkül következett be a növényben. A mustár érzékenyen reagált a talaj kadmium, króm és réz kezelésére, a kadmium, króm és réz toxikus hatása a mustár fenológiai tulajdonságaiban is megmutatkozott.

Három-négy évvel a szennyezés után a toxikus elemek depresszív hatása a növények növekedésére, fejlődésére megszűnt, jelentősen mérséklődött. A növényi nehézfémakkumuláció a termesztett növénytől, növényi szervtől függő mértékben azonban továbbra is megmaradt. A toxikus elemek dúsulása a növényekben a fejlődési szakasz elején kifejezettebb, mint a tenyészidőszak végén. A szemtermés védett a vizsgált nehézfémek többségével szemben, a szemtermésben csak a kadmium, a króm és ólom jelent meg.

A jelzőnövények és a talaj szántott rétegének toxikus nehézfémtartalma közötti összefüggések vizsgálata szerint a szántott talajréteg nehézfémkoncentráció tartományában a szántott talajréteg As- és Cd-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a mustár vegetatív szervei esetén lineáris, az őszi árpa szemtermés esetén logaritmikus kapcsolatot mutatott a növényi As-, valamint Cd-tartalommal. A szántott talajréteg Zn-tartalma az őszi árpa, a lucerna és a mustár esetén lineáris kapcsolatot mutatott a növényi Zn-tartalommal. Az arzén, a kadmium és a cink esetén szoros összefüggés volt kimutatható a talaj és növény arzén-, a kadmium- és a cink-tartalma között.

SUMMARY

Heavy metal contaminated soils embody serious environment problems. In order to learn about the effects of heavy metals and other potentially toxic elements the Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences launched a research program with the title of "The Examination of Heavy Metal loads in the Environment" in 1991.

As part of the research programme in the autumn of 1994 Károly Róbert College started small-plot experiments at the Tass-puszta Educational Farm on chernozem, firm brown forest soil involving the water-soluble salts of 8 elements (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn), at 3 contamination levels (0/30,90 and 270 kg element/ha), in 3 repetitions. In the split plot experiment the 8 examined elements represented the main plots while the 3 contamination levels represented the sub-plots. The applied metal treatments modelled soil contamination effects that may occur any time in the future. The large-dose contaminant loads modelled different levels of soil pollution. Different plant indicators were used in the successive years: in the fifth year of the long-term experiment in 1998 peas (*Pisum sativum L.)*, in 1999 sorghum (*Sorghum bicolor L.*), in 2001 autumn barley (*Hordeum vulgare L.*), in 2002 white mustard (*Sinapis alba L.*), in 2003 fibre hemp (*Cannabis sativa L.*) and in 2005 medic (*Medicago sativa L.*) was planted. During the experiment soil samples were taken from the ploughed layer and in the third year from deeper layers in order to trace the transformation and leaching of the applied heavy metals. Plant sampling took place in phenophases that best determine the nourishment state of the plants. Soil and plant samples were analysed using the ICP-AES plasma emission spectrophotometer. By being aware of the heavy metal content of the soil and of the plants it is possible to trace the behaviour of the examined elements in the soil, their mobility in the soil-plant system, in addition the relation between heavy metal content of the plants and that of the ploughed layer, furthermore it can also be determined when the limit level of heavy metals in the plants are reached or exceeded and at what value of "soluble" (NH_4-acetate+EDTA soluble) and "total" (cc. HNO_3+ cc. H_2O_2 soluble) it appears, also whether over the limit level heavy metal accumulation in plants cause phytotoxic syndromes.

According to the results of the examination the "soluble" functions of the water soluble salts of heavy metals significantly decreased by the end of the third year in the case of each element then after the eighth year there were only minor fluctuations detectable as the elements further bound. Unambiguous and considerable decrease was detected in the case of arsenic, chrome, and mercury.

In the ploughed layers of the soil solubility calculated from the percentage ratio of the “soluble” and “total” element content of the experimental elements showed the following order on the basis of the average sums: Cd > Pb > Cu > As > Zn > Hg > Cr.

The applied toxic heavy metals mainly remained at the place of input and accumulated in the ploughed layer. Vertical movement was detectable in the case of three elements, namely arsenic, chrome, and lead. The extraction of arsenic and lead was slight, however chrome showed significant enrichment in deeper soil layers. The fact, degree, and dynamism of leaching cannot be judged unambiguously according to the data of the third year of the experiment as it would require further scientific investigation which would involve deeper soil layers.

The heavy metal content of the examined plants showed great diversity:

- In the case of pea arsenic, cadmium, and mercury showed significant, statistically proved (P=5%) accumulation in the vegetative organs compared to the control plant. In the pea grain itself only cadmium enriched.
- In the case of autumn barley arsenic and cadmium showed significant, statistically proved (P=5%) accumulation in the vegetative organs compared to the control plant. In the grain crop cadmium enriched in a statistically proved (P=5%) way while chrome sowed a tendency for accumulation.
- In the case of mustard cadmium showed significant accumulation in the vegetative organs compared to the control plants while zinc showed moderate accumulation. In young mustard plant cadmium and zinc accumulated in a statistically proved (P=5%) way, however as the plant grew older there was only a tendency for accumulation. Arsenic, mercury, and lead were not detectable in the vegetative organs. The examinations indicate that mustard plants before blooming can be suitable for the fitoremediation of cadmium and zinc.
- Cadmium and zinc showed significant enrichment in sorghum. Other examined elements did not show statistically proved (P=5%) accumulation in sorghum.
- Young hemp showed insignificant but statistically proved (P=5%) accumulation of arsenic, cadmium, and chrome. Other examined elements showed insignificant accumulation in hemp that could not be proved statistically at P=5% significance level.
- 14 years after treatment took place arsenic and cadmium showed mild, statistically proved (P=5%) accumulation in medic.

On the basis of the heavy metal content of the air dry plants and the value of the soil-plant transfer coefficients the mobility order of the examined heavy metals in the soil-plant system showed the following order: Zn > Cu > Cd > Cr >As > Pb > Hg.

According to the plant examinations in the fourth year of the experiment only chrome showed mild toxicity in peas. The depressive impacts of Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn for the crop yield was not detectable. The accumulation of arsenic, cadmium, and mercury took place in the plant without visible signs or a decrease in the yield. None of the examined elements proved to have toxic effects on autumn barley. Treatments did not hinder the development of the plants or crop yield. The depressive impacts of Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn for the crop yield was not detectable. The accumulation of arsenic and cadmium took place in the plant without visible signs or a decrease in the yield. Mustard was highly responsive to cadmium, chrome, and copper treatment of the soil and the toxic effects of cadmium, chrome, and copper were detectable in the phenological properties of mustard.

Three-four years after the contamination had taken place the depressive impacts of the toxic elements on the development of the plants ceased, significantly decreased. The heavy metal accumulation in plants still remained the value of which depended on the plant and the plant organ. The accumulation of the toxic elements in the plants is more expressed at the beginning of the development phase than at the end of the growth season. The grain crop is protected against most of the examined heavy metals as only cadmium, chrome, and lead were detectable in the grain crop.

According to the examinations on the relationship between the toxic heavy metal content of the indicator plants and that of the ploughed layer of the soil it turned out that the As- and Cd content of the ploughed soil layer was linear in the case of the vegetative organs of autumn barley, medic, and mustard while in the case of the grain yield of autumn barley it showed logarithmic relations to the plant's As and Cd content. The Zn content of the ploughed soil layer showed linear relationship with the plants' Zn content in the case of autumn barley, medic, and mustard. In the case of arsenic, cadmium, and zinc there was a close connection detectable between the arsenic, cadmium, and zinc content of the plant and that of the soil.

MELLÉKLETEK

M1. IRODALOMJEGYZÉK

1. ABOULROOS, S. A., HOLAH, SH., BADAWY, S. H. (1989): Influence of prolonged use of sewage effluent in irrigation on heavy metal accumulation in soils and plants. Z Pfanz Bodenkunde. 152: 51-55. p.
2. ADAMS, F., LUND, Z. F. (1966): Effect of chemical activity of soil solution aluminium on cotton root penetration of acid subsoils. Soil Sci. 101: 193-198. p.
3. ADRIANO, D. C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer -Verlag, New York - Berlin - Heidelberg - Tokyo, 533 p.
4. AHRLAND, S., CHATT, J., DAVIES, N.R. (1958): The relative affinities of ligand atoms for acceptor molecules and ions. Q. Rev. Chem. Soc. 12, 265-76. p.
5. ALEXANDER, M. (1977): Intruduction to Microbiology. 2nd ed. John Wiley and Sons Inc. New York. 245-300. p.
6. ALLAWAY, W.H. (1968): Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. Adv. Agron. 20:235-274. p.
7. ALLOWAY, B. J. (ed.) (1990): Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. 7-28. p.
8. ALLOWAY, B. J. (1995): Heavy Metals in Soils - Blackie Academic and Professional. London. 368 p.
9. ATKINS, P., JONES, L. (1999): Chemistry - Molecules, Matter and Change. 4th ed. W. H. Freeman and Campany. New York. 700 p.
10. BAKER, A. J. M., MCGRATH, S. P., REEVES, D. R., SMITH J. A. C. (2000): Metal Hyperaccumulator Plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediaton of metal-polluted soils. In: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water, N. Terry, G. Banuelos (eds.), CRC Press, 85-107. p.
11. BARTH, E. F., ETTINGER, M. G., SALOTTO, B. V., MCDERMOTT, G. N. (1965): Summary report on the effect of heavy metals on the biological treatment processes. J. Water Pollut. Cntr. Fed. 37: 86-96. p.

12. BARTLETT, R. J., JAMES, B. R. (1988): Mobility and bioavailability of chromium in soils. In: Chromium in the Natural and Human Environments. J. O. Nriagu and E. Nieboer ed., John Wiley & Sons Inc., New York, 267-304. p.

13. BEÉR J. (1995): US DOE tiszta szénfelhasználási technológiák. Előadás a „Magyar szénerőművek jövőképe” c. MTA-BME konferencián. Budapest.

14. BENDER, M. E, Matson, W. R., Jordan, R. A. (1970): On the significance of metal complexing agents in secondary sewage effluents. Environ. Sci. and Technol. 4: 520-521. p.

15. BENNET, H. (ed.) (1986): Concise Chemical and Technical Dictionary, 4th enlarged ed., Edward Arnold, London. 452 p.

16. BERGMANN, W. (1979): Termesztett növények táplálkozási zavarainak előfordulásaés felismerése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 167. p.

17. BINI, C., GIANDON, P., VINCI, I. (1999): Pedology and heavy metals - A regional application in Italy. In: 5th International Conference on the Biochemistry of Trace elements. Proc. of Ext. Abst. (ed.: Wenczel, W. W. et al.) Vol. I. Vienna, Austria. 102-103. p.

18. BODOR E., PAPP S. (1983): Szervetlen kémia. Tankönyvkiadó. Budapest. 212 p.

19. BODOR E. (1989): Szervetlen kémia I. Tankönyvkiadó. Budapest. 302 p.

20. BORGWARDT, S. (1994): Entsiegelung in Straβenarum-Belastung von Grundwasser und Boden bei der Versickening Von Niederschlagen Korrespondenz Abwasser. 41. 4. 530-540. p.

21. BOULARBAH, A., MOREL, J.L., BITTON, G., GUCKERT, A. (1992): Cadmium biosorption and toxicity to six cadmium - resistant Gram-positive bacteria isolated from contaminated soil. Environ. Toxicol. Water Qual. 7. (3): 237-246. p.

22. BOWEN, H. J. M. (1966): Trace Elements in Biochemisry. Academic Press, New York. 115 p.

23. BRAMS, E., ANTHONY, W. (1988): Residual cadmium in a soil profile and accumulation in wheat grain. Plant & Soil. 109. 3-8. p.

24. BREWER, R. F. (1966): In "Diagnostic criteria for plants and soils". (H. D. Chapman. ed.). Los Angeles, CA: University of California. 213-217. p.

25. BREWER, M., SCOTT, T. (eds.) (1983): Concise Encyclopaedia of Biochemistry, Walter de Gruyter, Berlin, New York.

26. BROOKS, R. R. (ed.) (1988): Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. CAB International, University Press. Cambridge. Cit: SIMON L., 2004: Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1-59. p.

27. CARY, E. E., ALLAWAY, W. H., OLSON, O. E. (1977): Control of chromium concentrations in food plants. I. Absorption and translocation of chromium in plants. J. Agric. Food Chem. 25, 300-304. p.

28. CATE, R. B. JR., SUKHAI, A. P. (1964): A study of aluminium in rice soils. Soil Sci. 98:85-93. p.

29. CHANEY, R L. (1975): Metals in plant-absorption mechanisms, accumulation and tolerance. In: Metals in the Biosphere Procedure of a Symposium by the Department of Land Resource Science, University of Guelph, Ontario, Canada. Cit: CSATHÓ P., 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest. 116. p.

30. CRAIG, P. J. (1980): Metal cycles and biological methylation. In: Hutzinger, O (Ed.), Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 1, Part-A, The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 69-227. p.

31. CSATHÓ P. (1994a): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest. 116. p.

32. CSATHÓ P. (1994b): Nehézfém- és egyéb toxikuselem-fogalom a talaj-növény rendszerben. Agrokémia és Talajtan 43:371-398. p.

33. CSILLAG J., LUKÁCS A., MOLNÁR E., BUJTÁS K., RAJKAI K. (1994): Study of heavy metal overloading of soils in a model experiment - Agrokémia és Talajtan, Tom. 43. No. 1-2. pp. 196-210. p.

34. DAHMANI-MULLER, H., OORT, F. VAN, GÉLIE, B., BALABANE, M. (2000): Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. Environ. Pollut. 109: 231-238. p.

35. DUDKA S., ADRIANO, D.C. (1997): Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review. J. Environ. Qual., 26, 590-602. p.

36. DUFFUS, J.H. (2002): „Heavy metals" – A meaningless term. Pure Appl. Chem. 74(5), 793-807. p.

37. ELLIOT, H. A., LIBERATI, M.R., HUANG, C.P. (1986): Competitive adsorption of heavy metals by soil. J. Environ. Qual. Vol. 15. 14-219. p.

38. EVANS, L. E., KAMPRATH, E. J. (1970): Lime response as related to percent aluminium saturation, soil solution aluminium and organic matter content. SSSA Proc. 34: 893-896. p.

39. FARRAH, H., PICKERING, W. F. (1979): ph effects in the adsorption of of heavy metals ion by clay. Chem. Geol. Vol.25. 317-326. p.

40. FERGUSSON, J. E. (1991): The Heavy Elements: Chemistry, Environmental Impact and Heath Effect. Pergamon Press. Oxford/New York/ Seoul/Tokyo.

41. FILEP GY. (1988): Talajkémia. Akadémiai Kiadó. Budapest. 293 p.

42. FILEP GY. (1998): Behaviour and fate of pollutants in soil. In: Soil Pollution (Ed.: Filep, Gy.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. 301. p.

43. FLEXNER, S. B. (ed.) (1987): The Random House Dictionary of the English Language, 2nd ed., Random House, New York.

44. FODOR L. (2002): Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaság Tudományi Kar, Keszthely, 141. p.

45. FODOR L., SZABÓ L., SZEGEDI L. (2005): Effects of microelement loads on winter barley grown on brown forest soil. In: Simon, L. (ed.) Innovation and Utility in the Visegrad Fours. Proceedings of the International Scientific Conference. Vol. 1. Environmental Management and Environmental Protection. Continent –Ph Ltd., Nyíregyháza. ISBN 963 86918 1 6. 19-24. p.

46. FODOR L., SZEGEDI L. (2006): Study of availability of some microelements applied at high rates to the soil. In: Szilágyi, M. - Szentmihályi, K. (eds.) Trace Elements in the Food Chain, Proc. of the Int. Symp. on TEFC. HAS, Budapest. ISBN 963 7067 132. 329-334. p.

47. FODOR L., SZEGEDI L., FODORNÉ FEHÉR E. (2007): Study of cadmium transport in the soil plant system. In: Németh, T. - Koós, S. (eds.) Program and Abstract Book of the 10th Int. Symp. on Soil and Plant Analysis. HAS-RISSAC-SPAC, Budapest. ISBN 978-963-06-2678-1. p. 173. p.

48. FODOR L., SZEGEDI L., TURY R. (2010): Heavy metals in the soil-plant system. Növénytermelés. 59. Supplement. 405-408. p.

49. FOY, C. D. (1984): Physiological effects of hydrogen, aluminium, and manganese toxicities in acid soils. 57-97. p.

50. FÖRSTER, U. (1991): Umweltschutztechnic 2. Aufl. Berlin. 462. p.

51. FRATERS, D., BEURDEN, A. U. C. J. VAN (1993): Cadmium mobility and accumulation in soils of the European communities. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven. 63. p.

52. FRIEDLAND, A. J. (1989): The movement of metals through soils and ecosystems. In: Shaw, A.J. (ed.): Heavy Metal Tolerance in Plants: Evulutionary Aspects. CRC Press, Inc., Boca Raton, 7-20. p.

53. FÜLEKY GY. (1987): A talaj. Gondolat Kiadó. Budapest. 128 p.

54. GÁCS I., KATONA Z. (1998): Környezetvédelem (energetika és levegőkörnyezet). Budapesti Műszaki Egyetem. Budapest. p. 95. p.

55. GARDNER, F., PEARCE, R., ROGER, L. (1985): Physiology of crop plants. Iowa State University Press, Ames, Iowa. 327. p.

56. GRASSELLY GY. (1995): A geokémia alapjai, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 250. p.

57. GYŐRI D. (1984): A talajok termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 254. p.

58. GYŐRI D. (1997): A talaj és a környezet. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém. 108. p.

59. HALL, J. L. (2002): Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. J. Exp. Bot. 53. (366): 1-11. p.

60. HAUG, A. (1984): Molecular aspects of aluminum toxicity. CRC Critical Reviews in Plant Sciences 1: 345-373. p.

61. HAZLETT, P. W., RUTHERFORD, G. K., LOON, G.W. VAN. (1983): Metal contaminants in surface soils and vegetation as a result of nickel-copper smelting at Coniston, Ontario, Canada. Reclamation and Revegetation Research. Vol. 2, no. 2, pp. 123-137. Cit.: CSATHÓ P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest. 116. p.

62. HELMERS, E., WILK, G., WIPPLER, K. (1995): Lead in the urban environment - Studying the strong decine in Germany. Chemosphere. 30. 1: 89-99. p.

63. HODGSON, E., MAILMAN, R. B., CHAMBERS, J. E. (eds.) (1988): Macmillan Dictionary of Toxicology. Macmillan, London.

64. KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. (1989): Trace Elements in the Biological Environment. Wyd. Geol. Warsaw. 300 p.

65. KABATA-PENDIAS, A. (2000): Trace Elements in Soils and Plants. 3rd edition. CRC Press, Boca Raton. 1-412. p.

66. KABATA-PENDIAS, A. PENDIAS, H. (2001): Trace Elements in Soils and Plants (3rd edition). CRC Press LLC.Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.

67. KÁDÁR I. (1991): A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata. KTM, MTA TAKI. Budapest. 84. p.

68. KÁDÁR I. (1992): A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA TAKI. Budapest. 398. p.

69. KÁDÁR I. (1993a): Talajaink mikroelem ellátottságának környezeti összefüggései. In: MTA Agrártudományok Osztályának Tájékoztatója. 102-106. p.

70. KÁDÁR I. (1993b): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. Növénytermelés. 42: 185-190. p.

71. KÁDÁR I. (1994): Importance of long-term field experiments in sustainable agriculture for Hungary. Agrokémia és Talajtan. 43: 291-304. p.

72. KÁDÁR I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest. 388. p.

73. KÁDÁR I. (1996a): Zárójelentés a „környezetünk nehézfém terhelésének vizsgálata 1994-1996” c. témában elért 1996 évi kutatásokról. Kézirat. MTA TAKI. Budapest. 40. p.

74. KÁDÁR I. (1996b): Jelentés „A különböző nehézfémekkel beállított tartamkísérletek eltérő kezelésű parcelláinak talajszelvényében található nehézfémek mérése, mélységi elmozdulásának vizsgálata és a vizsgálati eremények értékelése” c. témában. Kézirat. MTA TAKI. Budapest. 15. p.

75. KÁDÁR I. (1997): Különböző talajok tulajdonságainak összehasonlítása. Laboratórium talajvizsgálati eredmények. Kézirat. MTA TAKI. Budapest, 2. p.

76. KÁDÁR I. (1998): Kármentesítési kézikönyv 2. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 1-151.

77. KÁDÁR I. (1999): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. Agrokémia és Talajtan. 48. 561– 581. p.

78. KÁDÁR I. (2001a): Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. I. Termés és ásványi összetétel. Agrokémia és Talajtan. 50: 62-82. p.

79. KÁDÁR I. (2001b): A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel, mikroelemekkel. Magyar Tudomány. 5: 566-575. p.

80. KÁDÁR I. (2003): Mikroelem-terhelés hatása az őszi árpára karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 52: 105-120. p.

81. KÁDÁR I. (2007): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. Agrokémia és Talajtan. 56: 391-408. p.

82. KÁDÁR I. (2008a): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 2. Agrokémia és Talajtan. 57: 177-190. p.

83. KÁDÁR I. (2008b): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 3. Agrokémia és Talajtan. 57: 334-346. p.

84. KÁDÁR I. (2008c): A lucerna nehézfém felvételének vizsgálata. In: Vizsgálatok a talajszennyezést csökkentő, nehézfém felvevő növények feldolgozási és ártalmatlanítási lehetőségeire fémgőz-ívű plazmafáklyában – Növényi nehézfém felvétel vizsgálata. Károly Róbert Főiskola. Gyöngyös. 12-34. p.

85. KÁDÁR I., SZABÓ L. (1996): Effect of some microelement load on potato (*Solanum tuberosum L.*). In: Proc. of the 7. Int. Symp. (Ed.: Pais, I.). Univ. of Horticulture and Food Industry, Budapest. 3-10. p.

86. KÁDÁR I., MORVAI B. (1998): Effect of micropollutants on soil and crop on calcareous sandy soil. Agrokémia és Talajtan. 47: 207-214. p.

87. KÁDÁR I., MORVAI B., SZABÓ L. (1998): Phytotoxicity of heavy metals in long term field experiments. In: Soil Pollution (Ed. Filep, Gy.). Agricultural University, Debrecen. 138-143. p.

88. KÁDÁR I., NÉMETH T. (2003): Mikroelemek kilúgzása meszes csernozjom talajon. In: Mikroelemek a táplálékláncban. (Szerk.: Simon L. – Szilágyi M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. 134-149. p.

89. KÁDÁR I., KONCZ J., GULYÁS F. (2000): Mikroelem-terhelés hatása a kukorica összetételére és a talaj könnyen oldható tápelemtartalmára karbonátos csernozjom talajon. Agrokémia és Talajtan. 49: 205-220. p.

90. KÁDÁR I., KASTORI R., BERNÁTH J. (2003): Effect of microelement loads on rape grown on calcareous chernozem soil. (Hungarian) Agrokémia és Talajtan. 52: 347- 362. p.

91. KIRÁLY Z. (1985): Balancing chemical and non chemical methods to manage plant diseases, pest and weeds. Agrokémia és Talajtan, 34: 156-164. p.

92. KLOKE, A. (1988): Das Drei-Bereiche-System für die Beurteilung von Böden mit Schadstoff-belastung. VDLUFA Schriftenreihe 28/2. Kongr.band. Darmstadt. 1117–1127. p.

93. KOVÁCS E. (2005): Nehézfém-tartalmú, illetve szennyezett földtani közegek környezeti kockázatának elemzése és kármentesítése. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum, Debrecen. 150. p.

94. KOVÁCS M., KOLTAY A., KASZAB L., TÓTH S., ZSIGMOND L. (1986): A levegőszennyezés hatása Ajka város fáira. A fák levelének kémiai összetétele. Bot. Közlem. 73. 93-101. p.

95. KÖLES P. (1999): A közúti közlekedés során keletkező nehézfém-terhelések hatása a környezetre. Doktori értekezés. GATE. Gödöllő. 128. p.

96. KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTÉRIUM (KvVM) (2010): Hazánk környezeti állapota. Készült a Fővárosi Levegőtisztaság-védelmi Kft. gondozásában. Budapest. 223.p.

97. KÖRNYEZETVÉDELMI MINISZTÉRIUM (KöM) (1999): Adatok hazánk környezeti állapotáról. Készült a KGI Környezetvédelmi Intézetében. 1999. Budapest. 230 p.

98. LAKANEN, E., ERVIÖ, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. Acta Agr. Fenn. 123: 223-232. p.

99. LÁNG I. (főszerk.) (2002): Környezet és természetvédelmi lexikon I-II. Akadémiai Kiadó. Budapest. 1256. p.

100. LEE, J,. REEVES, R. D., BROOKS, R. R., JAFFRÉ, T. (1977): Isolation and identification of citrato-complex of nickel from nickel-accumulating plants. Phytochemistry 16: 1503-1505. p.

101. LEHOCZKY É., SZABADOS I., MARTH P. (1996): Cadmium content of plants as affected by soil cadmium concentration. Soil Sci. Plant Anal. 27. (5-8), 1765-1777. p.

102. LEHOCZKY É., MARTH P., SZABADOS I., SZOMOLÁNYI A. (1998): Effect of liming on the heavy metal uptake of lettuce. Agrokémia és Talajtan. 47: 229-234. p.

103. LEHOCZKY É., SZABÓ L., ALBRECHT G. (1999): Cadmium uptake by maize as influenced by soil pH and cadmium content. In: 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Proc. of Ext. Abst. (Ed.: Wenczel. W. W. et al.) Volume I. Vienna, Austria. 566-567. p.

104. LENGYEL B. (1990): Általános és szervetlen kémiai praktikum. Tankönyvkiadó. Budapest. 252 p.

105. LIEBIG, G. F. (1966): Arsenic. In: Diagnostic Criteria for Plants and Soils. (Ed. Chapman, H.D.) Univ. of California. River- side. 12-23. p.

106. LIGETVÁRI F. (szerk.) (2000): Környezetünk és védelme. 1. kötet. Szarvas: Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány. 290. p.

107. LISK, D. J. (1972): Trace Metals in Soils, Plants, and Animals. Adv. Agron. 24: 267-325. p.

108. LOCH J., NOSTICZIUS Á. (2004): Agrokémia és növényvédelmi kémia. Mezőgazda Kiadó Kft. Budapest. 105-108. p.

109. LOGAN, T. J. (1990): Chemical degradation of soil. In: Soil Degradation. Advances in Soil Science. (Ed: Lal,R and Stewart,B.A.). London (1986). 11:187-221. p.

110. LOZET, J., MATHIEU, C. (1991): Dictionary of Soil Science, 2nd ed., A. A. Balkema, Rotterdam.

111. MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA TALAJTANI ÉS AGROKÉMIAI KUTATÓ INTÉZET (MTA TAKI): Agrotopográfiai adatbázis. GIS Labor, Budapest.

112. MCLEAN, E. O. (1976): Chemistry of soil aluminium. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 7: 619-636. p.

113. MEJÁRE, M., BÜLOW, L. (2001): Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. Trends Biotechnol. 19 (2): 67-73. p.

114. MORRIS, C. (ed.) (1992): Academic Press Dictionary of Science and Technology, Academic Press, San Diego.

115. MURMANN, R. P., AND KROUTZ,. F. R. (1972): Role of Soil chemical processes in reclamation of wastewater applied tol and wastewater management by disposal on the land. Cold reg. Res. and Eng. Lab., report171, Hannover, NH.

116. MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veranderungen seit 1971. Umschau 79. p.

117. L. NAGYPÁL, L. SZABÓ, L. SZEGEDI (2008): Toxic element accumulation in white mustard (*Sinapis alba L.*) during long term load experiments. Cereal Research Communications Vol. 36. Akadémiai Kiadó. Supplement 5. 2035-*2038.* p.

118. NÉMETH T., KÁDÁR I. (1991): Macro- and micronutrients in Hungarian soils. In: Proc. IGBP Symp. „Cycling of Nutirive Elements in the Geosphere and Biosphere". (Ed.: Pais, I.) KÉE. Budapest. 19-52. p.

119. NÉMETH T., MOLNÁR E., CSILLAG J., BUJTÁS K., LUKÁCS A., PÁRTAY G. (1993): Fate and plant uptake of heavy metals in soil-plant systems studied on soil monoliths. Agrokémia és Talajtan, 42. (1-2): 195-207. p.

120. NEUMÜLLER, A. O. (szerk.) (1983): Römpp Vegyészeti Lexikon. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 905. p.

121. NIEBOER, E., RICHARDSON, D. H. S. (1980): The replacement of the nondescript term „heavy metals" by a biologically and chemically significant classification of metal ions. Env. Pollut. B1, 3-26. p.

122. NYILASI J. (1980): Szervetlen kémia. Gondolat Kiadó, Budapest. 339. p.

123. OVERCASH, M. R, PAL, D. (1979): Design of Land Treatment Systems for Industrial Wastes-Theory and Practice. Ann Arbor Science Publ. Inc. 684 p.

124. PAIS I. (1980): A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.

125. PAIS I. (1991): Criteria of essenciality, beneficiality and toxicity. What is too little and to much? In: Cycling of nutritive elements in geo- and biosphere. (Ed.: I. Pais). Proc. IGBP. Budapest. 59-77. p.

126. PAIS I. (1996): A nem-létfontosságú nyomelemek. Irodalmi áttekintés. Béres Rt. 189. p.

127. PAIS I., JONES, J. B. JR. (1997): The Handbook of Trace Elements. St. Lucie Press. Boca Raton.

128. PAIS I. (1999): A mikroelemek jelentősége az életben. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

129. PAPP S., KÜMMEL, R. (1992): Környezeti kémia. Akadémiai Kiadó, Budapest. 359. p.

130. PAPP S. (2002): Biogeokémia – körfolyamatok a természetben. Veszprém. Veszprémi Egyetemi Kiadó. 273. p.

131. PAPP S. (2010): Biogeokémiai körfolyamatok és antropogén módosításuk. Magyar Tudomány. 171. évfolyam – 2010/3. szám. 298-308. p.

132. PAVAN, M. A., BINGHARN, F. T., PRATT, P.F. (1982): Toxicity of aluminium to coffee in ultisols and oxisols amended with $CaCO_3$, $MgCO_3$, and $CaSO_4 \cdot 2H_20$ SS SA Proc. 46: 1201-1207. Plant Analysis 20: 1479-1497. p.

133. PURVES, D. (1985): Trace Element Contamination of the Environment. Elsevier. Amsterdam/Oxford/New York/Tokyo.

134. LEWIS, R. J. Sr. (ed.) (1993): Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 12th ed. Van Nostrand Reinhold. New York. 779. p.

135. RAJKAI K. (1996): Szakvélemény a GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar Gyöngyösi Tangazdaságának talajgazdálkodási jellemzésére. Kézirat. MTA TAKI. Budapest. 4. p.

136. SAUERBECK, D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? Landw. Forsch. Sh. 39. 108–129. p.

137. SAUERBECK, D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agriculturchemischer Sicht. Materialien zur Umweltforschung. Kohlhammer Verlag. Stuttgart. Cit: KÁDÁR, I., 2008b: A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel 3. Agrokémia és Talajtan. 57: 334-346. p.

138. SAVORY, J., WILLS, M.R. (1991): Aluminum. In: Metals and their Compounds in the Environment. Occurence, Analysis, and Biological Relevance. (Ed.: MERIAN, E.). VCH. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.

139. SCHÜTZENDÜBEL, A., POLLE, A. (2002): Plant responses to abiotic stresses: heavy metal induced oxidative stress and protection by micorrhization. Journal of Experimental Botany, 53. (372): 1351-1365. p.

140. SCOTT, J. S., SMITH, P. G. (1981): Dictionary of Waste and Water Treatment, Butterworths, London.

141. SHROEDER, H. A., BALASSA J. J. (1961): Abnormal trace metals in man: Cadmium. J. Chron. Diseases 14:236-258. p.

142. SIMON L. (1998): Talajszennyeződés, talajtisztítás. Oktatási segédlet. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar. Nyíregyháza, 67. p.

143. SIMON L. (1999a): Fitoremediáció. In: Simon L.(szerk.) Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. 5. kötet. Budapest. 221. p.

144. SIMON L. (1999b): Heavy metal phytoextraction capacity of several agricultural crop plant species. In: 5th Int. conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements (Ed.: Wenzel, W. W. et al.). Vol. II. Vienna, Austria. 892-893. p.

145. SIMON L. (2004): Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1-59. p.

146. SIMON L. (2006a): Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben. MTA Doktori értekezés. Nyíregyháza. 158 p.

147. SIMON L. (2006b): Talajremediáció, talajtisztítás. NYF-MMFK (főiskolai oktatási segédlet).

148. SIMON L., PROKISCH J., KOVÁCS B., GYŐRI Z. (1998): Phytoextraction of heavy metals from a galvanic mud contaminated soil. In: Soil Pollution. (Ed.: Filep, Gy.). International Seminar (TEMPUS JEP 9240). Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 274-286. p.

149. SIMON L., VÁGVÖLGYI S., GYŐRI Z. (1999): Kadmium-akkumuláció napraforgóban. Agrokémia és Talajtan, 48. (1-2): 99-109. p.

150. SIMON L., TAMÁS J., KOVÁCS E., KOVÁCS B., BIRÓ B. (2006): Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. Plant Soil Environm., 52: 385-391. p.

151. SMITH, D.P., KALCH, R. (1999): Minerals and mine drainage. Water Environ. Res. 71(5), 822-828. p.

152. SPOSITO, G. (1983): The Chemical Forms of Trace Metals in Soils. In: Applied Environmental Geochemistry. (Ed.: THORTON, I.) London: Academic Press. 123-170. p.

153. SPOSITO, G. (1988):The Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York. 1-277. p.

154. SRIVASTAVA, S., PRAKASH, S., SRIVASTAVA, M. M. (1999): Chromium mobilization and plant availability – the impact of organic complexing ligands. Plant and Soil 212: 203-208. p.

155. STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 363-370 p.

156. STEVENSON, F. J. (1977): Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a mdified potentiometric titration method. Soil Sci. (123). 10-147. p.

157. SVÁB J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 516. p.

158. SZABÓ GY. (2000): Talajok és növények nehézfémtartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen - Studia Geographica - Debrecen, Egyetemi Kiadó. 144 p.

159. SZABÓ GY. (2006): Nehézfém-mobilizáció vizsgálata Cserépfalu környéki talajokban –Egy szakmai életút eredményei és színhelyei – Tiszteletkötet Martonné Dr. Erdős Katalin 60. születésnapjára, DE, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék. 159-169. p.

160. SZABÓ L. (1997): Környezetszennyező elemek mozgékonysága a talajban eltérő talajtulajdonságok függvényében. In: 25. Műszaki Kémiai Napok ’97. Veszprém. 48-49. p.

161. SZABÓ L. (szerk.) (1998): Növénytermesztés és a környezet. Tan-Grafix Művészeti, Szolgáltató és Kiadó Kft. Budapest. 381. p.

162. SZABÓ L. (1999): Heves megye agrárstruktúra és vidékfejlesztési stratégiai programja. Kézirat. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös. 132. p.

163. SZABÓ L., FODOR L. (1997): Nehézfémek hatása a növényre. Kukorica jelzőnövénnyel végzett kísérletek eredményei. In: Fenyvessy, J. (szerk.) Agrárfőiskolák Szövetségének Tudományos Közleményei, 20/1. KÉE Élelmiszeripari Főiskolai Kar, Szeged. ISSN 02-38-3756. 80-88. p.

164. SZABÓ L., FODOR L. (1999): Toxikus elemek viselkedése a talajban. In: Agrárfőiskolák Szövetségének Tudományos Közleményei, 20/3. KÉE Élelmiszeripari Főiskolai Kar, Szeged. 13-19. p.

165. SZABÓ L., FODOR L. (2004): A környezetvédelemben fontos mikroelemek vizsgálata tartamkísérletben. Gazdálkodás, 47. évf. 9. különszám. 136-139. p.

166. SZABÓ L., FODOR L. (2006): Uptake of Microelements by Crops Grown on Heavy Metal – Amended Soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 37 (15-20): 2679-2690. p.

167. SZABÓ L., SZEGEDI, L. (2006): Changes of avaibality of some microelements in heavy metal amended soil. Cereal Research Communication, Vol. 34 No.1. Cereal Research Non-Profit Company, Hungary, Szeged 303-306 p.

168. SZABÓ S. A., REGIUSNÉ M. Á., GYŐRI D., SZENTMIHÁLYI S. (1987): Mikroelemek a mezőgazdaságban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 235. p.

169. SZEGVÁRI I. (2005): Krómterhelés és krómszennyezés vizsgálata talaj-növény rendszerben. Doktori értekezés. Debrecen. 14-33. p.

170. TAMÁS J. (1990): Szennyvíziszap elhelyezés és hatása a környezetre. Egyetemi doktori értekezés. DATE. Debrecen.

171. TAMÁS J. (1991): New aspects in the treatmentof sewage water and sludge regarding agriculture. In: Proc. Int. symp. On Ecological Approaches of Environmental Chemicals GSF-Inst. für ökologische Chemie Neuhenberg April. 15-17. Debrecen, Hungary, 380-389. p.

172. TAMÁS J. (1992): Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban. Kandidátusi értekezés. MTA. Budapest.

173. THYLL SZ. (szerk.) (1996): Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

174. TURY R., SZAKÁL P., SZEGEDI L. (2008a): A tavaszi árpa (*Hordeum vulgare L.*) nehézfém-akkumulációja a gyöngyösoroszi bányameddőn különböző kezelések hatására. Talajvédelem különszám. Nyíregyháza. 341-349. p.

175. TURY R., SZAKÁL P., SZEGEDI L. (2008b): A lucerna növekedése nehézfémtartalmú meddőhányón különböző kezelések hatására. Tájökológiai Kutatások. Budapest. 327-331. p.

176. TÚRY R. (2009): Meddőhányók nehézfémtartalmának mérséklése növénykultúrákkal. PhD értekezés. Mosonmagyaróvár. 164 p.

177. TVER, D. F. (1981): Dictionary of dangerous pollutants, ecology, and environment. Industrial Press Inc., New York, 185 p.

178. VÁRALLYAY GY. (1990): Soil quality and land use. In: State of the Hungarian environment. (Eds: Hinrichsen, D. and Enyedi, Gy.) Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. Budapest. 91-123. p.

179. VÁRALLYAY GY. (szerk.) (1995): Talajvédelmi információs és monitoring rendszer I. Módszertan. FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest. 92 p.

180. WINKLANDER, L. (1964): In: Chemistry in the soil. 2nd ed. (Ed: Bear, E. F.). 163-205. Reinhold, New York. Cit: ALLOWAY, B.J. (ed)., 1990. Heavy Metals in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. 7-28. p.

181. WOOD, J. M. (1974): Biological Cycles for Toxic Elements in Enviroment, Science.183. 1049 p.

182. WRIGHT, R. J. (1989): Soil aluminum toxicity and plant growth. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 20: 1479-1497. p.

183. ZÜRIN N. G., SZADOVNIKOVA L.K., KRASZNOKUTSZKAJA O. N. (1986): Rtuty v pocsvah fonovüh i technogenmüh territorij szrednego Urala. Moszkovszkogo Uni. Pocsvovedenie, 1986/1:27-33. Cit.: CSATHÓ P., 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest. 116. p.

184. MSZ-08-1722/1-1989: Talajvizsgálatok. Talajkivonatok készítése. MSZH.

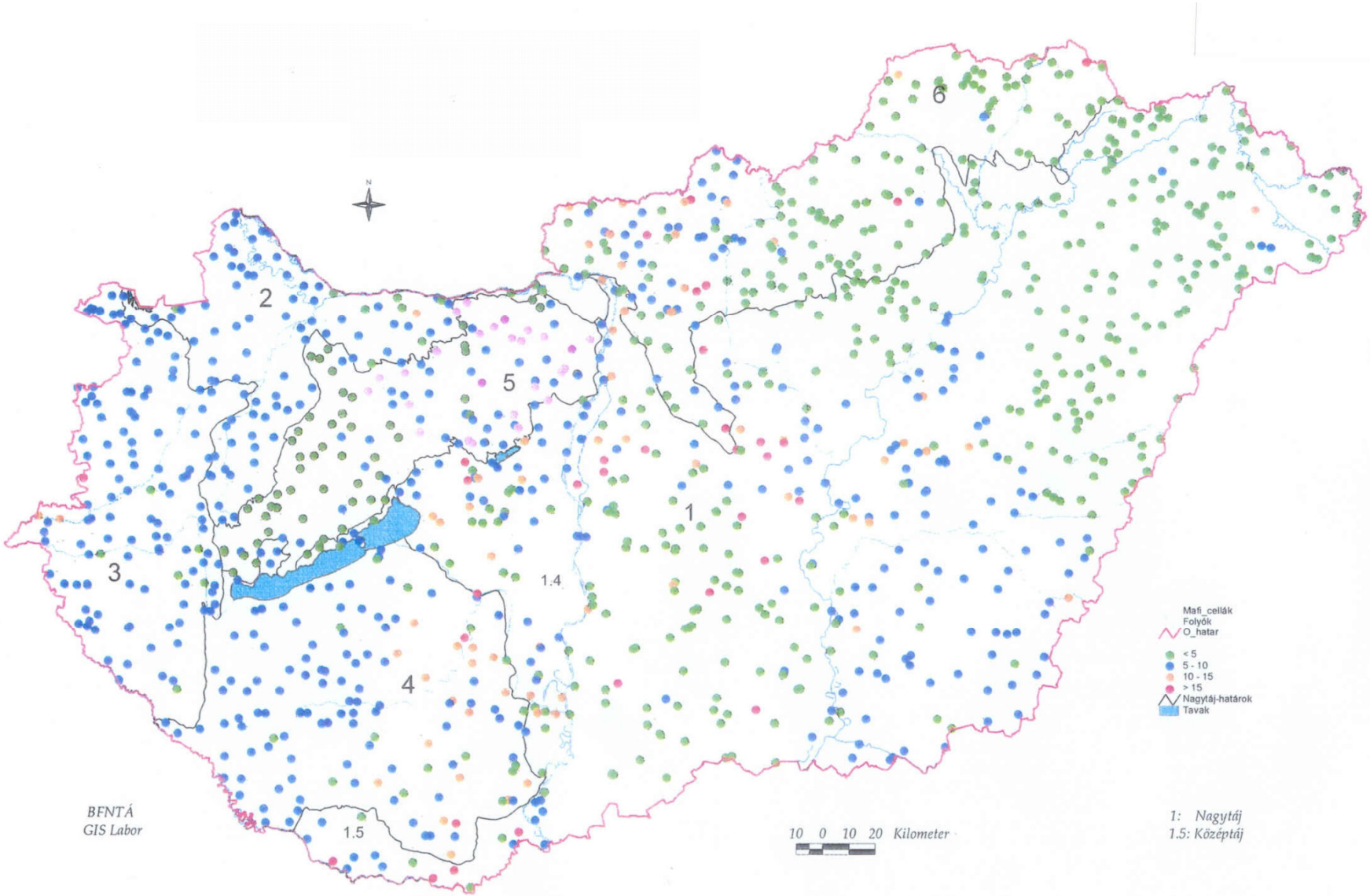
185. 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.

186. 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet az élelmiszerek vegyi szennyezettségének megengedhető mértékéről

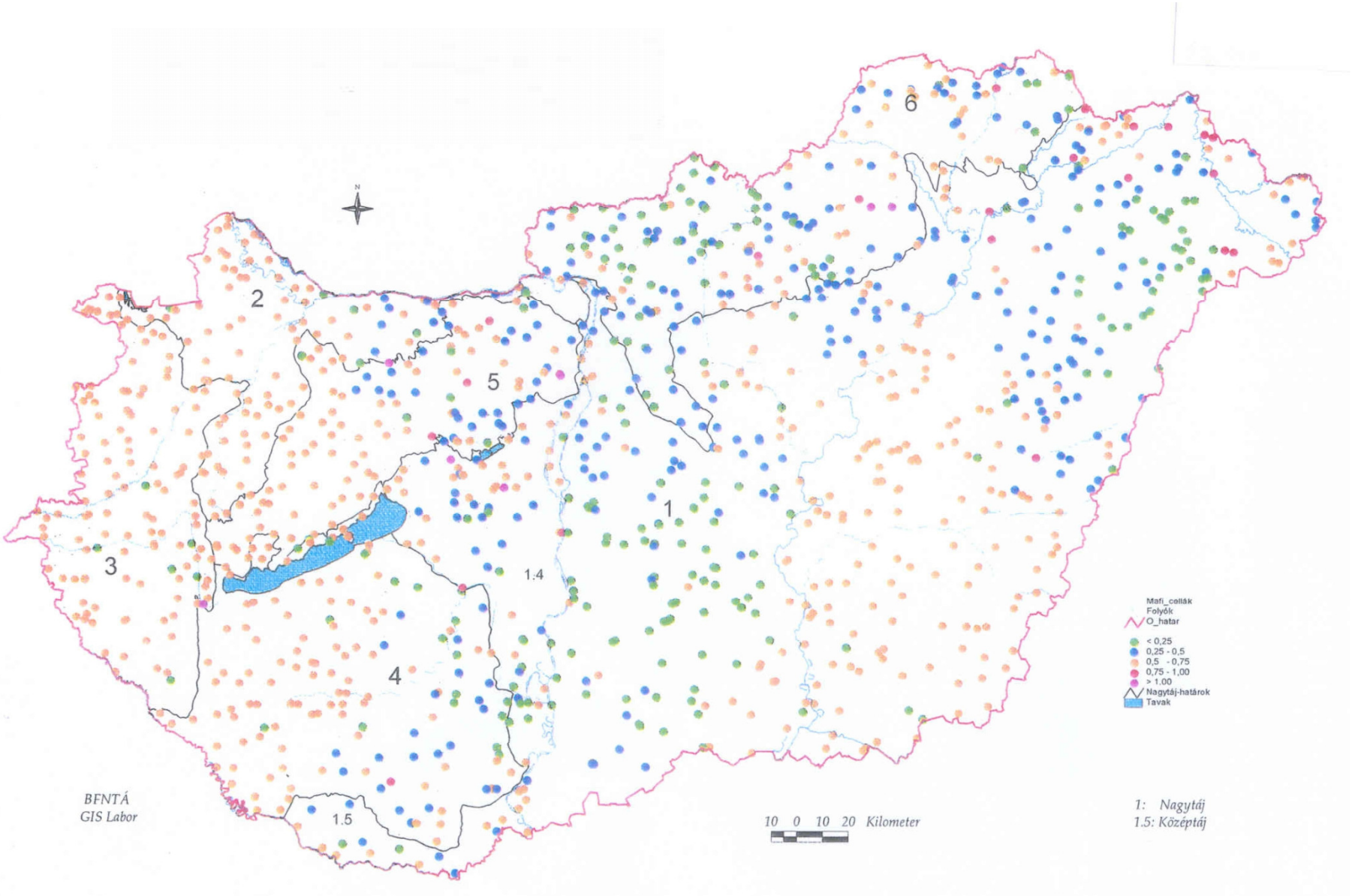
187. 44/2003. (IV. 26.) FVM rendelet a Magyar Takarmánykódex kötelező előírásairól

188. Európai Bizottság 2000/532/EK határozata a hulladéklistáról

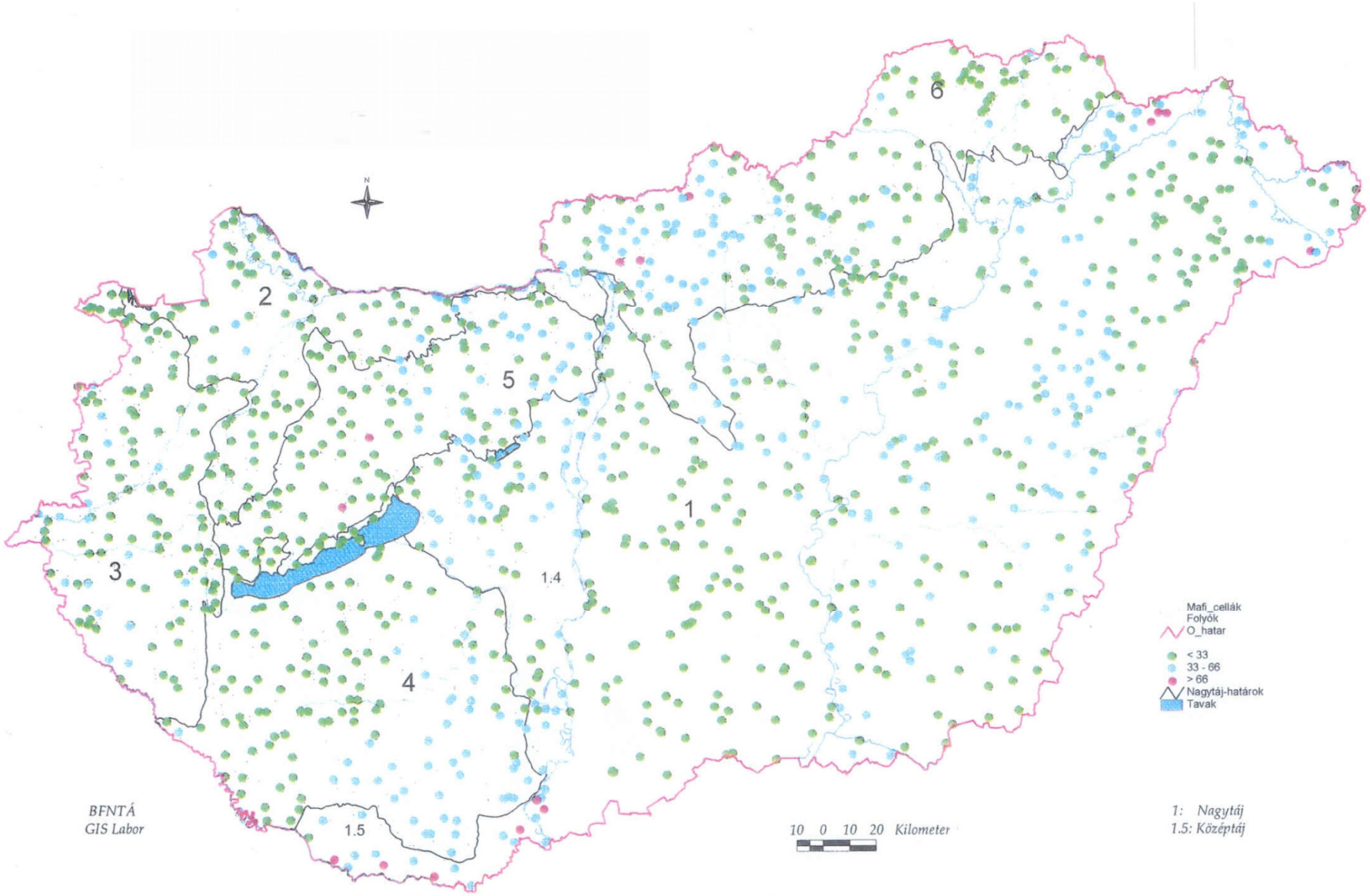
M2.1 melléklet: Magyarország talajainak arzénterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).



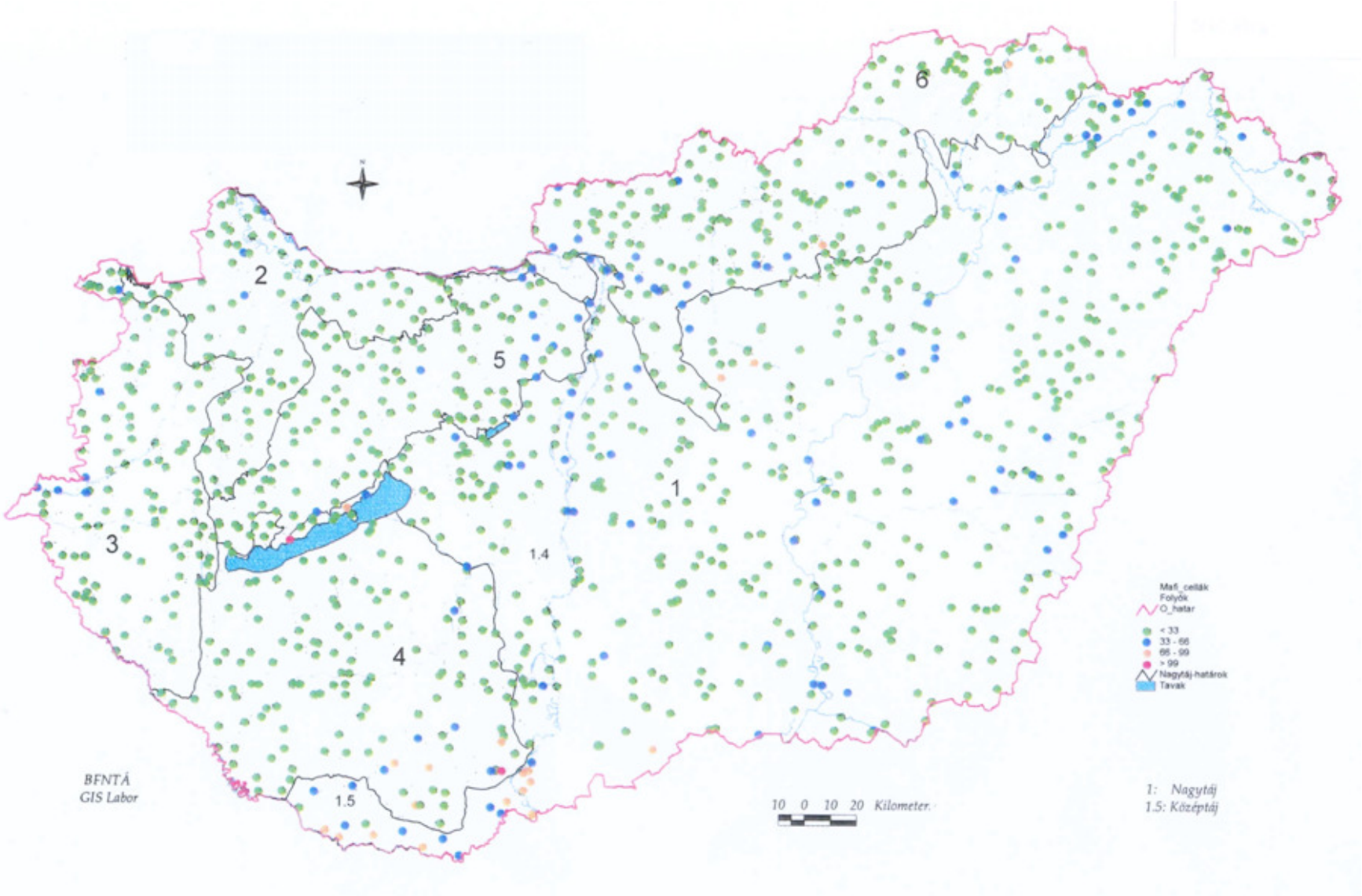
M2.2. melléklet: Magyarország talajainak kadmiumterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).



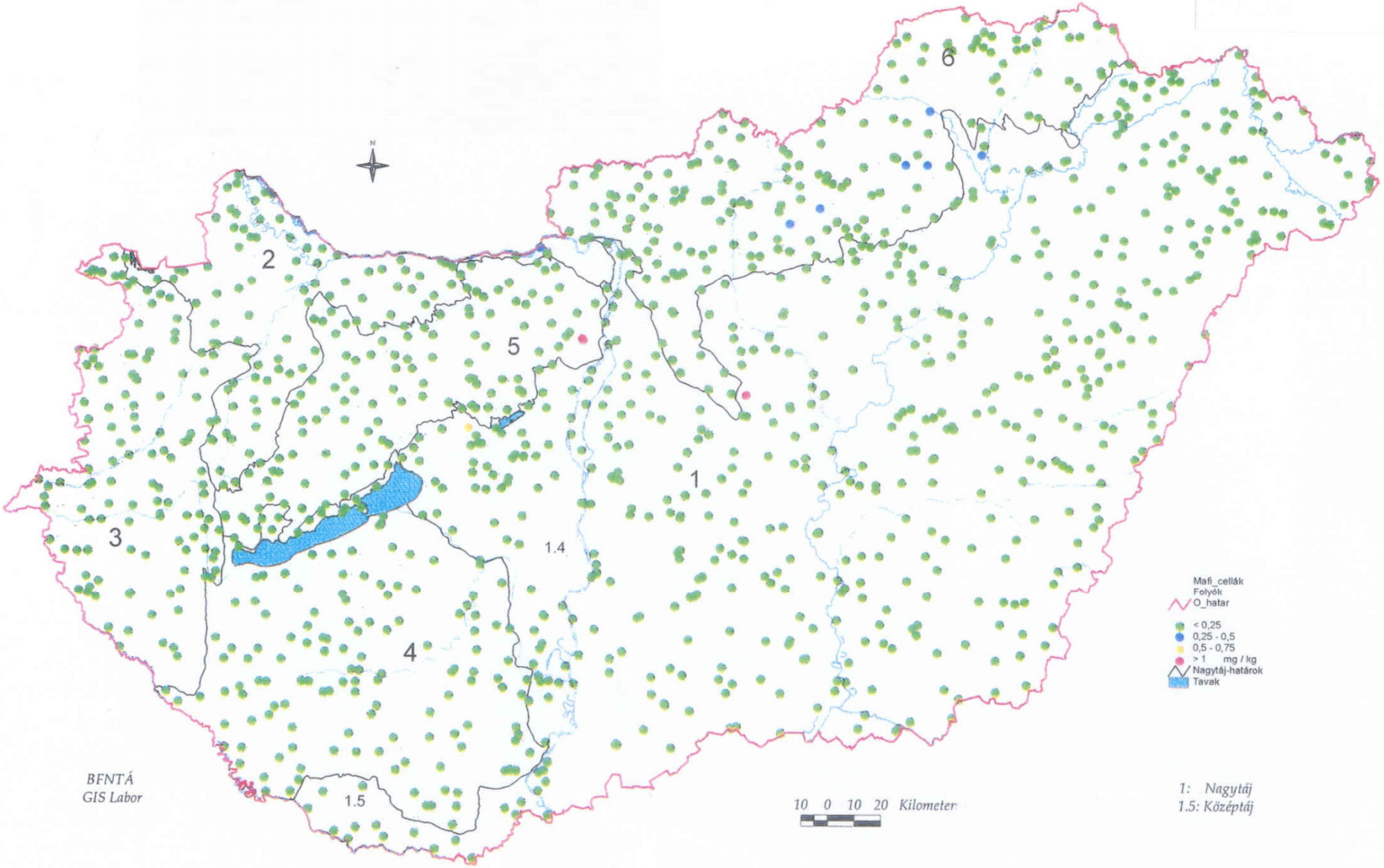
M2.3. melléklet: Magyarország talajainak krómterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján, (mg/kg talaj) (KöM, 1999).



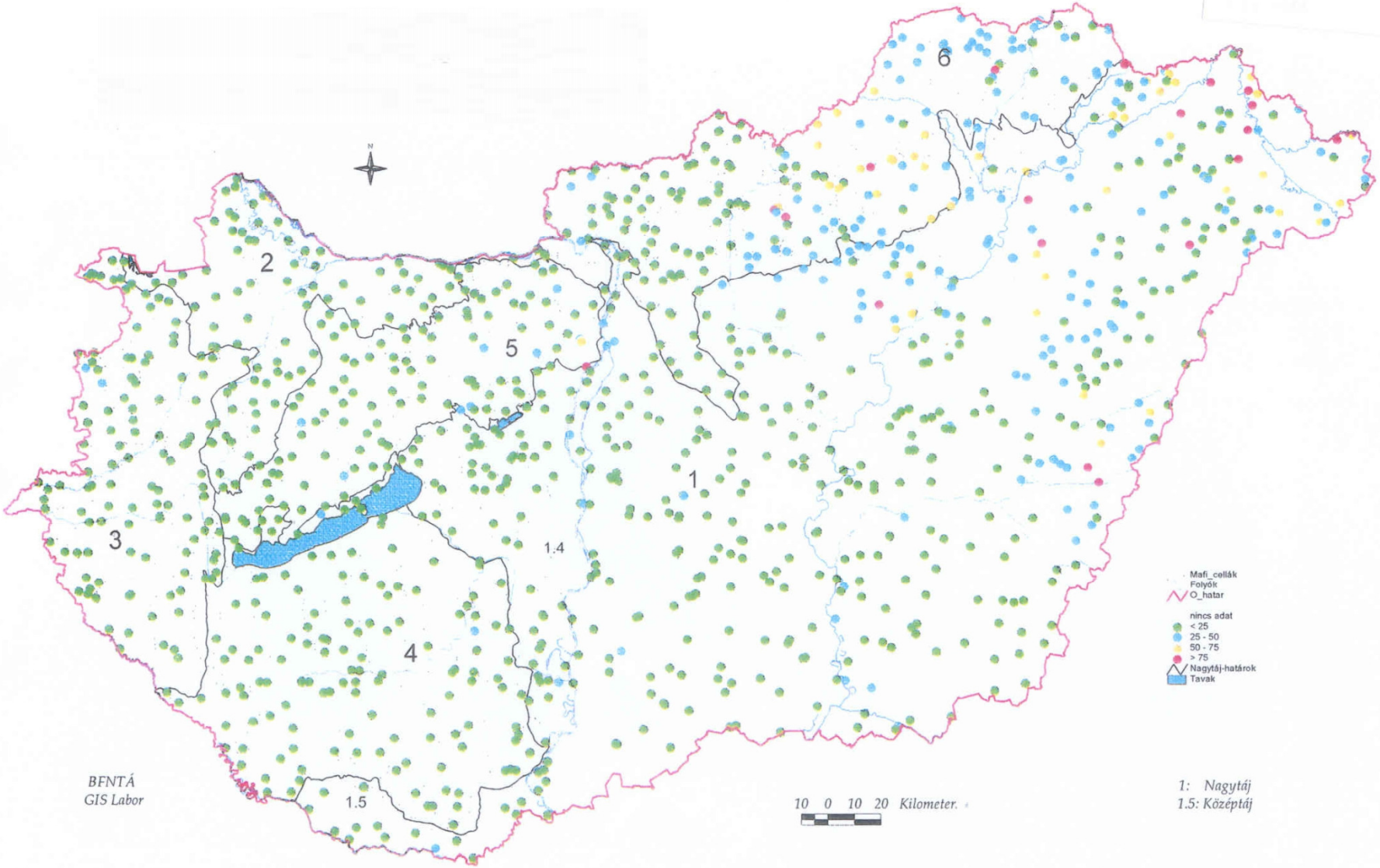
M2.4. melléklet: Magyarország talajainak rézterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).



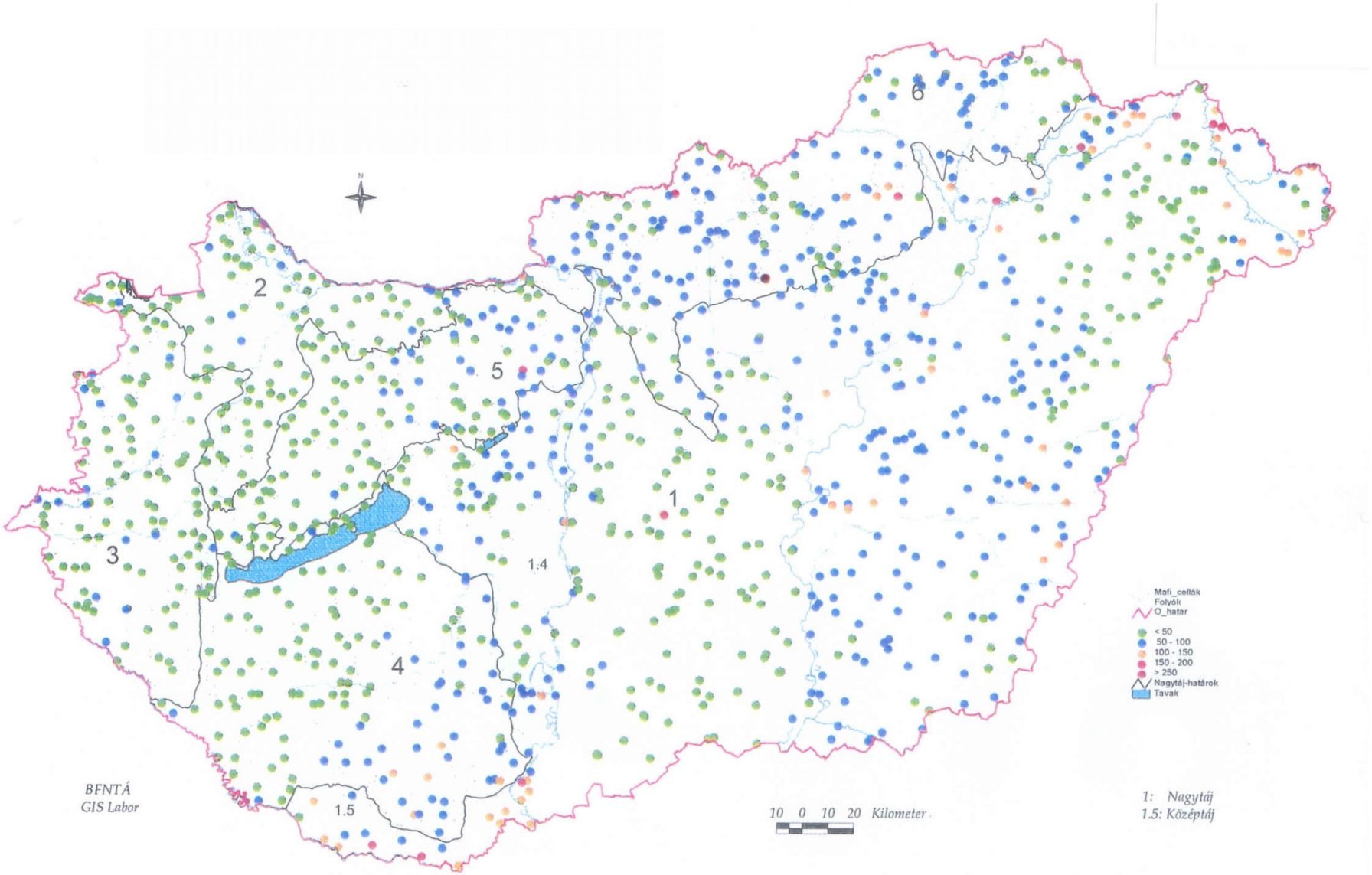
M2.5. melléklet: Magyarország talajainak higanyterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).


6
2
5
1
3
1.4
4
1.5
N
Mafi_cellák
Folyók
O_hatar
< 0,25
0,25 - 0,5
0,5 - 0,75
> 1 mg / kg
Nagytáj-határok
Tavak
10 0 10 20 Kilometer
BFNTÁ
GIS Labor
1: Nagytáj
1.5: Középtáj

M2.6. melléklet: Magyarország talajainak ólomterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).

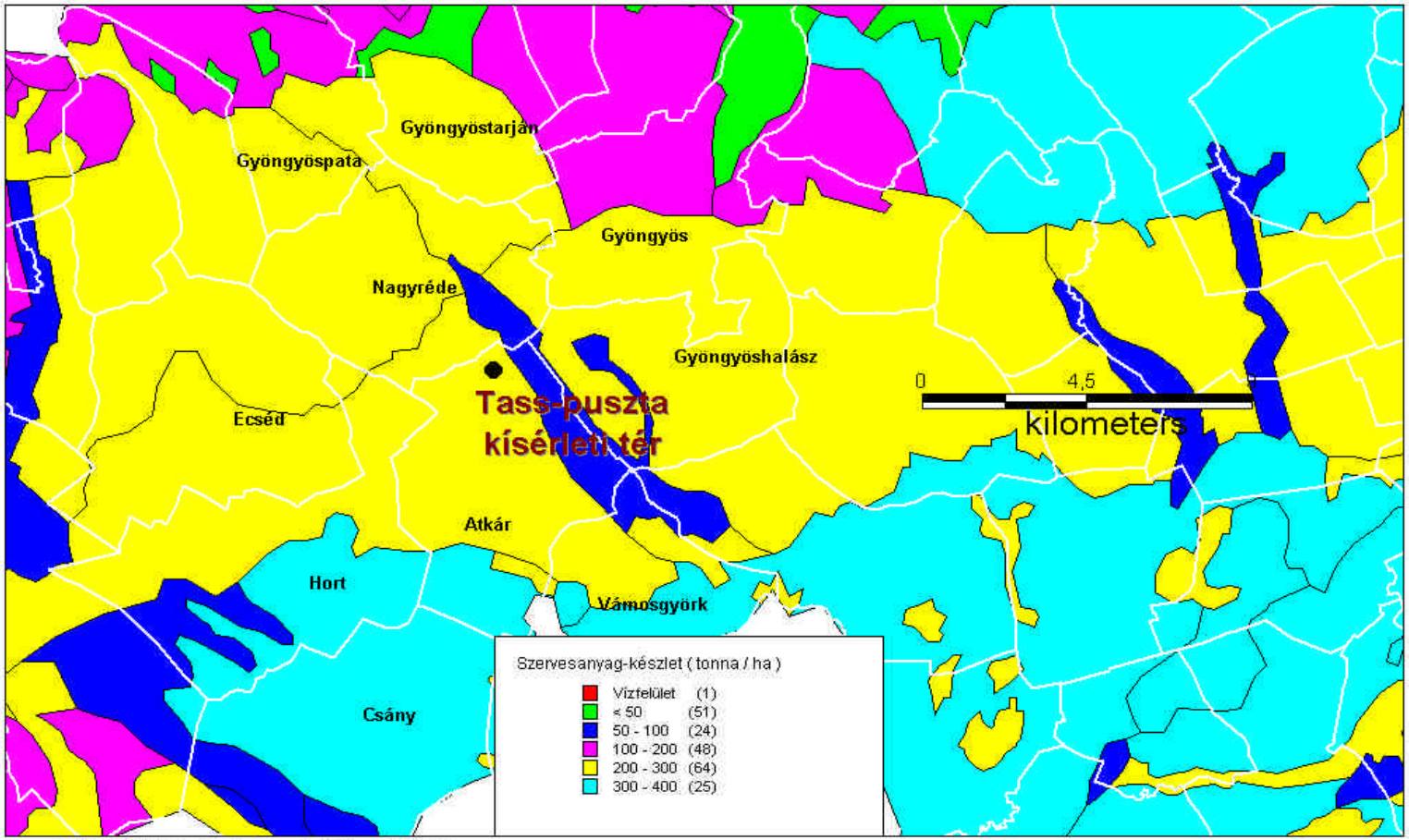


M2.7. melléklet: Magyarország talajainak cinkterhelése a TIM mérőpontok adatai alapján (mg/kg talaj) (KöM, 1999).



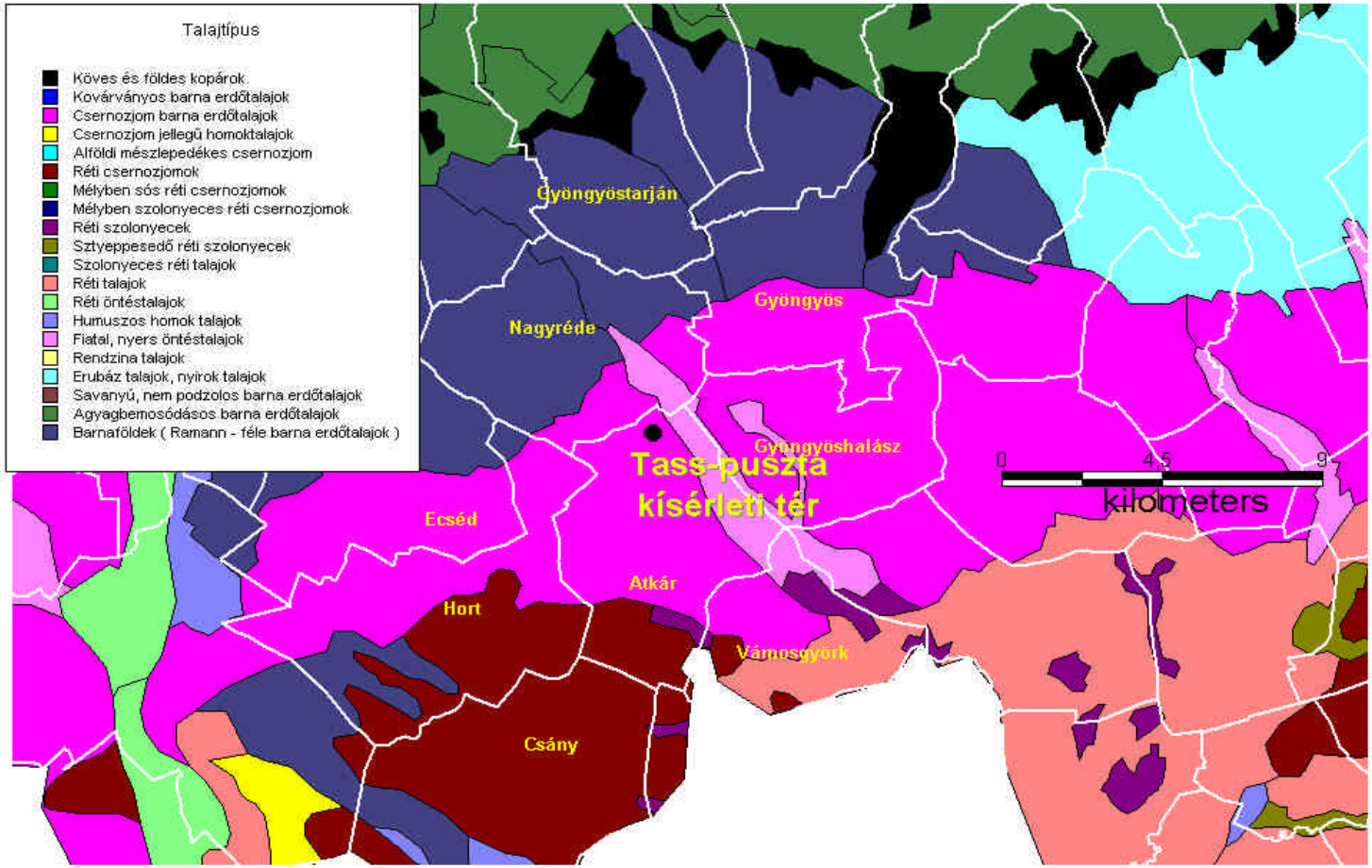
M2.8. melléklet: A Mátraalja régió talajtérképei (MTA TAKI, Agrotopo adatbázis).

A talaj szervesanyag készlete a Mátraalja régióban



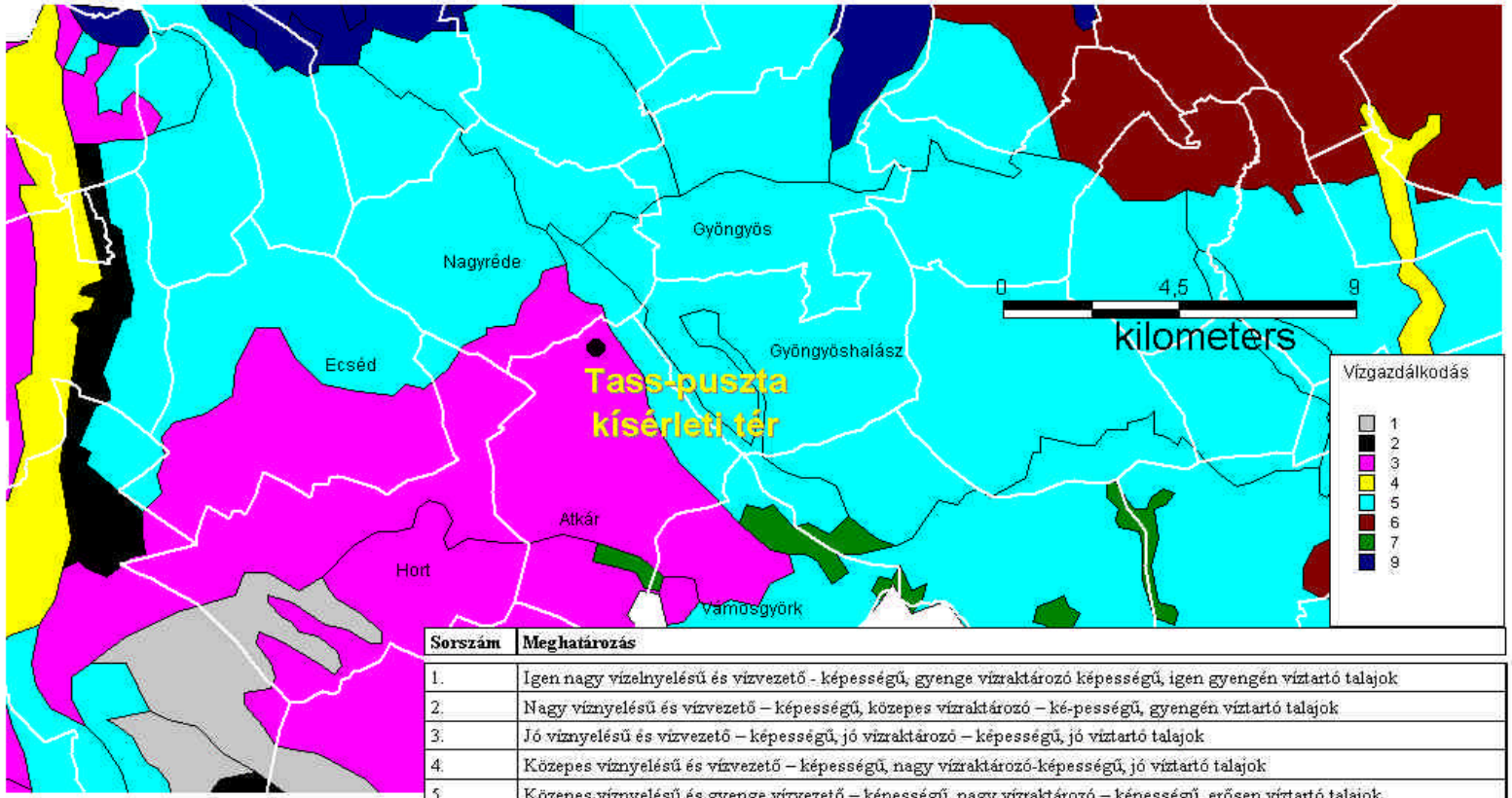
Forrás: MTA TAKI, Agrotopo digitális adatbázis

Genetikai talajtípusok a Mátraaljai régióban



Forrás: MTA TAKI, Agrotopo digitális adatbázis

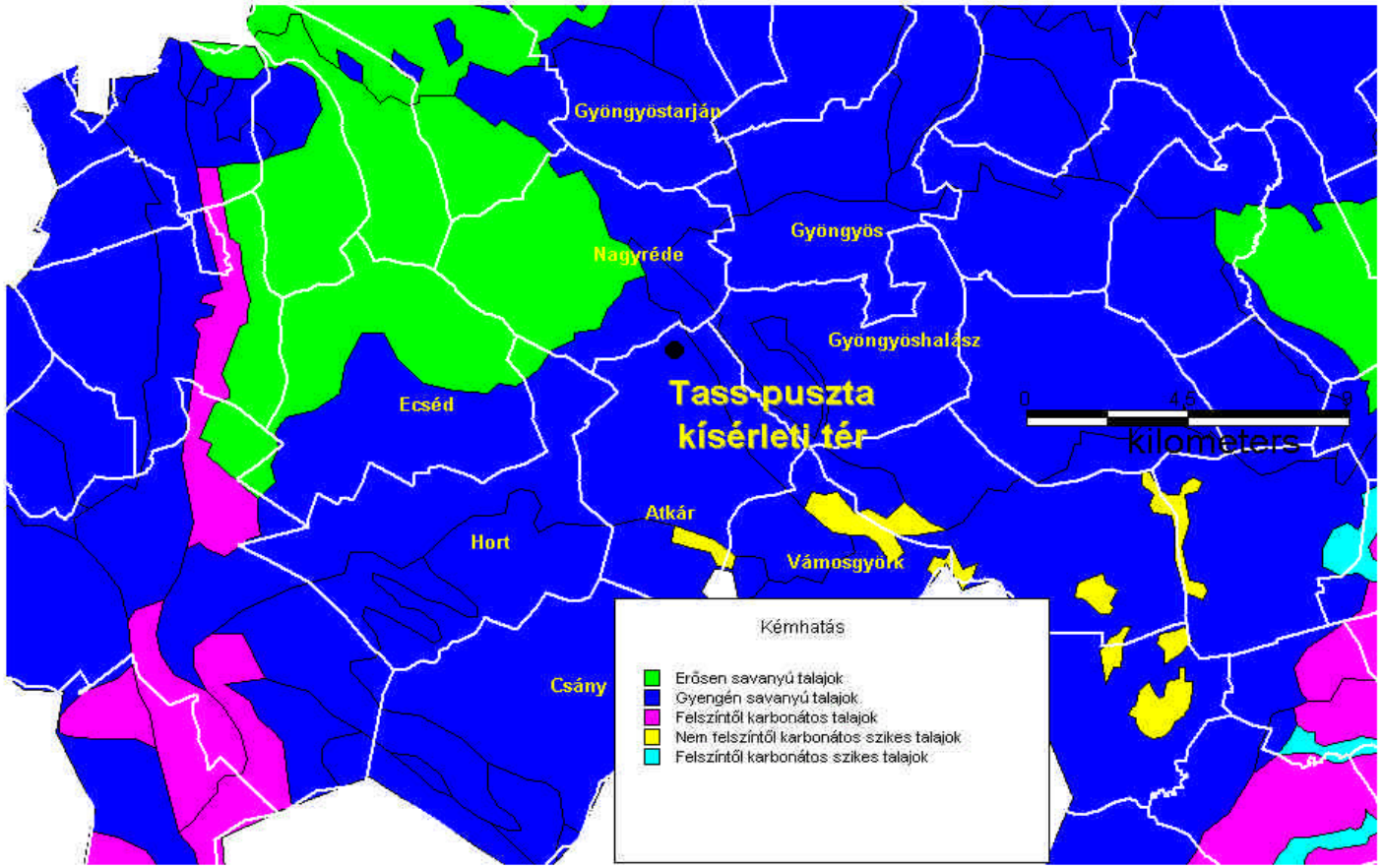
A talaj vízgazdálkodási tulajdonságai a Mátraaljai régióban



Sorszám	Meghatározás
1.	Igen nagy vízelnyelésű és vízvezető - képességű, gyenge vízraktározó képességű, igen gyengén víztartó talajok
2.	Nagy víznyelésű és vízvezető – képességű, közepes vízraktározó – ké-pességű, gyengén víztartó talajok
3.	Jó víznyelésű és vízvezető – képességű, jó vízraktározó – képességű, jó víztartó talajok
4.	Közepes víznyelésű és vízvezető – képességű, nagy vízraktározó-képességű, jó víztartó talajok
5.	Közepes víznyelésű és gyenge vízvezető – képességű, nagy vízraktározó – képességű, erősen víztartó talajok
6.	Gyenge víznyelésű, igen gyenge vízvezető – képességű, erősen víztartó, kedvezőtlen vízgazdálkodású talajok
7.	Igen gyenge víznyelésű, szélsőségesen gyenge vízvezető – képességű, igen erősen víztartó, igen kedvezőtlen, extrémen szél
8.	Jó víznyelésű és vízvezető – képességű, igen nagy vízraktározó - és víz-tartó – képességű talajok
9.	Sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok.

Forrás: MTA TAKI,
Agrotopo digitális adatbázis

A talaj kémhatása a Mátraaljai régióban



Forrás: MTA TAKI, Agrotopo digitális adatbázis

M2.9. melléklet: Kezeletlen talaj átlagos elemösszetétele a szántott rétegben (0-25 cm), mg/kg száraz talajban (KÁDÁR, 1996b).

Elem jele	**Összes elemtartalom (cc.HNO_3 + cc.H_2O_2 feltárással becsült)**	**Oldható elemtartalom (NH_4-acetát + EDTA oldható frakció)**
Al	29600	127
As	10	0,0
B	7	1,7
Ba	217	33
Ca	6101	4617
Cd	0,5	0,2
Co	15	4,0
Cr	40	0,2
Cu	30	7,0
Fe	27200	247
Hg	0	0,0
K	5581	750
Mg	5053	459
Mn	932	398
Mo	0	0,0
Na	134	39
Ni	36	8,0
P	1131	199
Pb	20	6,0
S	306	18
Se	0	0,0
Sr	34	13
Zn	87	7

M2.10. melléklet: A kísérleti időszak (1995-2007) csapadék adatai (mm).

Hónap	**A lehullott csapadék mennyisége (mm)**												
	1995	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**
Január	20	36	68	8	20	18	33	12	60	39	8	32	22
Február	91	16	50	4	51	20	12	48	37	60	60	33	26
Március	36	22	31	42	43	65	55	15	6	44	15	60	44
Április	68	51	14	44	73	33	49	25	22	47	102	22	4
Május	53	88	46	37	59	34	22	50	27	58	64	128	63
Június	83	54	59	124	110	22	28	45	7	61	37	133	115
Július	22	83	79	85	110	92	55	125	110	63	99	37	18
Augusztus	64	61	14	122	111	18	22	101	39	77	131	126	90
Szeptember	82	121	8	132	35	64	128	59	40	19	43	19	50
Október	5	39	3	111	26	53	15	67	29	44	9	17	35
November	42	35	10	114	84	70	35	40	31	36	37	15	60
December	68	45	71	17	59	60	30	54	12	37	88	4	42
Havi átlag	**53**	**54**	**38**	**70**	**65**	**44**	**40**	**53**	**35**	**49**	**58**	**52**	**47**
Éves összeg	**634**	**651**	**453**	**840**	**781**	**549**	**484**	**641**	**420**	**585**	**693**	**626**	**569**

M2.11. melléklet: A vizsgált elemek földtani szennyezettségi határértékei Magyarországon, „összes” kioldható tartalom (mg/kg szárazanyag) (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet).

Elem jele	**Szennyezettségi határérték (mg/kg)**	**Veszélyesség**
As	15	K1
Cd	1	K1
Cr (összes)	75	K2
Cu	75	K2
Hg	0,5	K1
Pb	100	K2
Zn	200	K2

K_1- veszélyes, K_2- mérsékelten veszélyes

M2.12. melléklet: A talaj-növény transzfer koefficiensek (a növények nehézfémtartalmának és a talaj „összes” (cc. HNO_3+ cc. H_2O_2 oldható) elemtartalmának hányadosa) értékei az As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb és Zn esetén (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1996, 2001, 2002, 2007).

Növény (kísérleti év)	**Kezelés 1994 őszén, kg/ha**				**Átlag**
	0	**30**	**90**	**270**	
			As		
Kukorica (1996)	< 0,01	NV	NV	0,02	**0,01**
Őszi árpa (2001)	< 0,01	0,02	0,03	0,02	**0,02**
Mustár (2002)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
Lucerna (2007)	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01	**< 0,01**
			Cd		
Kukorica (1996)	0,25	NV	NV	0,14	**0,19**
Őszi árpa (2001)	< 0,01	0,11	0,08	0,05	**0,06**
Mustár (2002)	1,00	0,91	0,80	0,75	**0,86**
Lucerna (2007)	0,20	0,15	0,12	0,07	**0,13**
			Cr		
Kukorica (1996)	0,02	NV	NV	< 0,1	**0,01**
Őszi árpa (2001)	0,05	0,05	0,04	0,05	**0,05**
Mustár (2002)	0,01	0,02	0,02	0,02	**0,02**
Lucerna (2007)	0,02	0,02	0,01	0,01	**0,02**
			Cu		
Kukorica (1996)	0,33	NV	NV	0,2	**0,26**
Őszi árpa (2001)	0,21	0,18	0,16	0,12	**0,17**
Mustár (2002)	0,27	0,24	0,27	0,27	**0,26**
			Hg		
Kukorica (1996)	< 0,01	NV	NV	0,02	**< 0,01**
Őszi árpa (2001)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
Mustár (2002)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
			Pb		
Kukorica (1996)	0,05	NV	NV	0,05	**0,05**
Őszi árpa (2001)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
Mustár (2002)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
			Zn		
Kukorica (1996)	0,80	NV	NV	0,80	**0,80**
Őszi árpa (2001)	0,48	0,50	0,52	0,50	**0,50**
Mustár (2002)	0,97	1,11	1,50	1,48	**1,28**
Lucerna (2007)	0,20	0,21	0,23	0,23	**0,22**

NV: nem vizsgált

M2.13. melléklet: Az As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb és Zn megoszlási aránya (a talaj NH_4-acetát+EDTA oldható és c. HNO_3+ cc. H_2O_2 oldható elemtartalmának hányadosa) (csernozjom barna erdőtalaj, Mátraalja, Tass-puszta, 1996, 2001, 2002, 2007).

Mintavétel éve	**Talajterhelés 1994. őszén, kg/ha**				**Átlag**
	0	**30**	**90**	**270**	
			As		
1996	< 0,01	NV	NV	0,26	**0,13**
2001	0,07	0,12	0,15	0,22	**0,14**
2002	0,04	0,05	0,13	0,26	**0,16**
2007	0,02	0,09	0,12	0,17	**0,12**
			Cd		
1996	0,42	NV	NV	0,85	**0,63**
2001	0,60	0,78	0,79	0,83	**0,75**
2002	0,67	0,82	0,87	0,75	**0,79**
2007	0,53	0,85	0,84	0,82	**0,76**
			Cr		
1996	< 0,01	NV	NV	0,02	**0,01**
2001	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
2002	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
2007	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
			Cu		
1996	0,28	NV	NV	0,90	**0,59**
2001	0,31	0,33	0,42	0,45	**0,38**
2002	0,30	0,31	0,31	0,46	**0,34**
			Hg		
1996	< 0,01	NV	NV	0,08	**0,04**
2001	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
2002	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	**< 0,01**
			Pb		
1996	0,35	NV	NV	0,63	**0,49**
2001	0,35	0,44	0,53	0,59	**0,48**
2002	0,35	0,39	0,50	0,55	**0,45**
			Zn		
1996	0,12	NV	NV	0,33	**0,22**
2001	0,08	0,10	0,11	0,14	**0,11**
2002	0,09	0,11	0,11	0,10	**0,10**
2007	0,08	0,12	0,13	0,17	**0,12**

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetem fejezem ki témavezetőmnek, *Dr. habil Szabó Lajos* professzor Úrnak a kutatási feltételek biztosításáért, a szakmai irányításért és az áldozatkész segítségért. Köszönöm *Dr. Fodor László* intézetigazgató Úrnak a dolgozat elkészítéséhez nyújtott értékes szakmai segítségét, amely nélkül ez a dolgozat aligha jöhetett volna létre. Köszönet illeti *Dr. Törcsvári Zsolt* főiskolai tanár Urat, valamint *Dr. Pethes József* főiskolai docens Urat, akik tanácsaikkal és segítségükkel jelentős mértékben hozzájárultak a dolgozat elkészítéséhez.

Köszönöm családomnak, munkahelyi kollektívámnak az erkölcsi támogatást, amelyek nélkül nem juthattam volna el idáig, továbbá köszönetet mondok mindenkinek, aki segítséget nyújtott munkámhoz és dolgozatom összeállításához.