SZENT ISTVÁN EGYETEM

A KÖZÚTI JÁRMŰFORGALOM NEHÉZFÉM-SZENNYEZŐ HATÁSA AZ UTAK MELLETTI TALAJRA ÉS NÖVÉNYZETRE

Doktori (PhD) értekezés

Készítette:

Naszradi Tamás

Gödöllő

2007

A doktori iskola

megnevezése: **Biológia Tudományi Doktori Iskola**

tudományága: **Biológiatudomány**

vezetője: Prof. Dr. Tuba Zoltán
Tanszékvezető egyetemi tanár, az MTA doktora
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytani és Növényélettani Tanszék

témavezető: Prof. Dr. Tuba Zoltán
Tanszékvezető egyetemi tanár, az MTA doktora
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytani és Növényélettani Tanszék

társtémavezető: Dr. habil Csintalan Zsolt PhD
egyetemi docens
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytani és Növényélettani Tanszék

....

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS ... 3
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS ... 7
2.1. A nehézfémek és jellemzésük ... 7
2.1.1. A vizsgált elemek fizikai-kémiai tulajdonságai ... 7
2.1.2. Esszencialitás és toxicitás ... 12
2.2. Nehézfémek a talajban és a növényekben ... 15
2.2.1. Talajok és növények nehézfémtartalmának eredete, okai ... 15
2.2.1.1. Kőzetek és talajok természetes nehézfémtartalma ... 15
2.2.1.2. Emberi tevékenység hatása a talajok és növények nehézfémtartalmára ... 15
2.2.2. A talaj és a nehézfémek kapcsolata ... 28
2.2.2.1. A nehézfémek megkötésében résztvevő szerves és szervetlen talajalkotók 29
2.2.2.2. A nehézfémek kémiai reakciói a talajban ... 30
2.2.3. A növények és a nehézfémek kapcsolata ... 34
2.2.4. Talajok és növények nehézfémtartalma és a közutaktól számított távolság közötti összefüggés ... 40
2.3. Toxikus anyagok élő szervezetre kifejtett hatása ... 42
3. ANYAG ÉS MÓDSZER ... 45
3.1. A mintavételi helyszín és körülményei ... 45
3.2. A mintavétel helye ... 47
3.3. Általános talajjellemzők ... 49
3.4. Talajminták gyűjtésének módja és időpontja ... 49
3.5. Növényminták gyűjtésének módja és időpontja ... 50
3.6. Talajminták előkészítése és elemtartalmának meghatározása ... 50
3.7. Növényminták előkészítése és összes elemtartalmának mérése ... 51
3.8. Határértékek megállapítása ... 51
3.9. Adatfeldolgozás ... 53
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK ... 55

4.1. Talajminták vizsgálatának eredményei 55
4.2. Növényminták vizsgálatának eredményei 85
4.3. Talajban mért nehézfémtartalom változás a távolság függvényében 103
4.4. Talaj- és növényminták multivariancia analízise 113
4.4.1. Vizsgálati helyek csoportosítása klaszteranalízis segítségével 114
4.4.1.1. Talajbeli nehézfém terhelés területi eloszlása klaszteranalízis alapján..... 114
4.4.1.2. Növénybeli nehézfém terhelés területi eloszlása klaszteranalízis alapján . 117
4.4.2. Vizsgálati elemek csoportosítása főkomponens analízis segítségével 119
4.5. Új tudományos eredmények 127
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK 129
6. ÖSSZEFOGLALÁS 135
7. MELLÉKLETEK 139

1. BEVEZETÉS

Napjainkban már nem csak a szaktudósok és az elszigetelt politikai-társadalmi csoportok, hanem az egész emberiség kénytelen foglalkozni azzal a ténnyel, hogy a gazdasági és ipari fellendülés áraként a természeti környezet egyre nagyobb mértékben károsodik, ami gyakran közvetlenül veszélyezteti magát az embert is.
Fokozottan a közvélemény figyelmének központjába került a múlt örökségét képező, hátrahagyott tartós környezetkárosodások ténye. Ezeknek az „örökölt" szennyeződéseknek az a legnagyobb veszélye, hogy az emberi szem elől rejtve a talajban és a felszín alatti vizekben maradnak, és károsító hatásuk térben és időben is elkülönülve jelenik meg. Gyakran csak akkor vállnak egyértelműen ismertté, amikor már közvetlen veszélyt jelentenek az élővilágra, sok esetben az ott élő emberek egészségére.

A bioszféra alkotóinak (víz, talaj, levegő, növény, állat, ember) szennyeződése különböző kémiai elemekkel, így toxikus fémekkel a kémiai környezetterhelés egyik formája, mely alapvető egészségügyi, gazdasági és ökológiai jelentőséggel bír. Ismert, hogy a káros tevékenységek közül az ipari termelés mellett környezetünkre nézve a közúti járműforgalom az egyik legjelentősebb szennyező forrás. A mai kor embere számára a közlekedés, az áruszállítás elképzelhetetlen valamilyen robbanómotoros gépjármű nélkül. A gazdaság fejlődésével és az életszínvonal emelkedésével egyre nő a gépjárműállomány Magyarországon is. A növekvő közúti forgalom és mind sűrűbb úthálózat hatására a gépjárművek üzemelésük közben jelentős mennyiségű gáznemű és szilárd szennyező anyaggal - ezen belül káros nehézfémekkel - terhelik környezetünket. A szennyező anyagok egy része üzemanyag jellegű, azaz el nem égett üzemanyag, különböző mértékben elégetett üzemanyag, adalékként használt anyagok, égési végtermékek. Másik részük viszont a jármű alkatrészeinek kopásából, súrlódásából származik, mely elsősorban fémes összetevőket tartalmaz.
A szennyező anyagok az atmoszférában bizonyos időt töltenek kémiai természetüknek és a légköri viszonyoknak megfelelően, majd száraz vagy nedves üledék formájában kicsapódnak és az útpályákhoz közelebb, vagy távolabb a növényzet, talaj vagy egyéb tárgyak felületére, illetve a felszíni vizekbe jutnak.

A motorbenzin kompresszió-tűrésének javítására (a motorban fellépő kopogás megszüntetésének érdekében) az üzemanyagokhoz különböző ólomvegyületeket – leggyakrabban ólom-tetraetilt vagy ólom-tetrametilt – adagoltak égésgyorsítóként. Az 1960-as években világszerte felfigyeltek a közlekedési utak környezeti elemeiben (talaj, növényzet, állatok, levegő, felszíni és felszín alatti vizek) végbemenő nehézfém, főként ólom dúsulásra.

A problémának azért is van nagy jelentősége, mert számos mezőgazdasági művelés alatt álló terület helyezkedik el közvetlenül nagy forgalmú autópályák és főútvonalak mentén. A nehézfémek a talajban – a különböző talajparaméterektől függően – általában kevéssé mobilisak, ezért azok hosszú időn keresztül bekövetkezett akkumulációja során jelentősen megemelkedhet a talajban lévő nehézfémek mennyisége. Az autópályák, valamint főútvonalak mellett nagy mértékű lehet a levegőből kiülepedett és a növényzetre lerakódott nehézfém mennyiség is. Ezeken a területeken termesztett, majd betakarított növényekkel a szennyező anyagok egy része bekerülhet a táplálékláncba és eljuthat egészen az emberig. Az élő szervezetekben a nehézfémek viselkedése, reakciói, káros hatása napjainkban kellően feltárt. Akkumulációjuk és hosszabb-rövidebb kiürülési idejük miatt folyamatos terhelés esetén egészségügyi problémák léphetnek fel abban az esetben is, ha a szervezetbe egyszerre csak kis mennyiség kerül. Kis mennyiségű toxikus anyag hatását nehéz felismerni, mert a különösen biorezisztens nehézfémek esetén csak olyan dózis felvétele után jelentkezik a káros hatás, amikor a beavatkozás gyakran már késő.

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

Mindezek ismeretében fogtam hozzá az M3-as autópálya melletti, mezőgazdasági művelés alatt álló terület talajának és növényzetének nehézfémtartalom (cink, ólom, kadmium, nikkel, króm, réz) vizsgálatához 1998 és 2000 között.

Munkám során célul tűztem ki az alábbi feladatok elvégzését:

- A horizontális és vertikális nehézfémtartalom változásának nyomon követése a talaj az egyes éveken belül, valamint 1998 és 2000 között.

- A növényzetben (lucerna) mért nehézfémtartalom változásának nyomon követése a vizsgált távolságokban az egyes éveken belül, valamint 1998 és 2000 között.

- A vizsgált nehézfémek közül azok meghatározása, amelyek ténylegesen összefüggésbe hozhatók a járműforgalom hatásával.

- A kapott nehézfém-értékeket (talaj, növény) a háttérértékkel összehasonlítva annak megállapítása, hogy a szennyezés mekkora részaránya származik a közúti közlekedésből.

- A kapott eredmények (talaj, növény) összehasonlítása a szabványban rögzített határértékekkel. Ezáltal megállapítható a talaj és a növényzet terheltségének, illetve szennyezettségének mértéke.

- A szennyezettségi trendeket figyelembe véve – amennyiben leírható ilyen eredmény – javaslattétel az úttól számított ajánlott minimális termesztési távolságra.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A nehézfémek és jellemzésük

2.1.1. A vizsgált elemek fizikai-kémiai tulajdonságai

A cink (Zn), ólom (Pb), kadmium (Cd), nikkel (Ni), króm (Cr) és réz (Cu) elemek a fémek közé tartoznak. Ez a besorolás fizikai tulajdonságaikon alapszik. Atomjaik fémrácsba rendeződnek, ahol a rácspontokban atomtörzsek foglalnak helyet, köztük a vegyérték elektronok rezegnek. Ez a jellegzetesség felelős a fémek fizikai tulajdonságainak kialakulásáért pl.: alakíthatók, hajlíthatóak, jól vezetik a hőt és az elektromosságot. Nehézfémeknek nevezzük azokat a fémeket, melyek sűrűsége nagyobb, mint 5 g cm^{-3}, rendszámuk nagyobb 20-nál. A fenti fémek sűrűsége meghaladja az 5 g/cm^3-t (Zn ρ=7,14 g cm^{-3}, Pb ρ=11,34 g cm^{-3}, Cd ρ=8,65 g cm^{-3}, Ni ρ=8,9 g cm^{-3}, Cr ρ=7,19 g cm^{-3}, Cu ρ=8,96 g cm^{-3}).

Környezetben való viselkedésükért döntően kémiai tulajdonságaik felelősek. A bioszférában elemi állapotban szinte egyáltalán nem fordulnak elő. Ionizációs energiájuk viszonylag alacsony, így vizes közegben aránylag könnyen alakulnak kationokká: részben vagy teljesen elvesztik vegyérték elektronjaikat. Ionizációs energiájuk magasabb az alkáli fémekénél és az alkáli földfémekénél, ezért reakciókészségük is kisebb azokénál.

Gyakran mérgező fém helyettesíti az enzimekben és fehérjékben az esszenciálisat (pl. kadmium a cinket). A H^+ ionnak szintén nagy az affinitása az S, N, O tartalmú ligandumokhoz, így a pH szerepe döntő a fémionok és szerves molekulák közötti reakció szabályozásában. A H^+ ionok versenyeznek a fémionokkal a ligandumokkal való kapcsolódásnál (Morgan és Stumm, 1991).

Negatív töltésű anionokkal vagy semleges molekulákkal alkotott komplexek között biológiai szempontból fontos szerepe van a kelátoknak. Ezekben a középpontban elhelyezkedő fémionhoz gyűrűszerűen több anion (ligandum) kapcsolódik. Minél stabilabb komplexeket képeznek a fémionok a szerves ligandumokkal, annál kisebb a valószínűsége, hogy oldhatatlan formában kicsapódnak, így mobilabbak maradnak a talajban (McEldowney et al., 1993). Az, hogy a nehézfémek mennyire hozzáférhetőek a növények számára, a

mobilitás függvénye, ezért mérgező hatásuk is nagyban függ komplexeik, különösen kelátjaik stabilitásától.

Cink (Zn): A világ fémfelhasználásában a cink a negyedik helyen található a vas (Fe), az alumínium (Al) és a réz (Cu) után. Egyik fő alkalmazási területe az autóipar. Korróziógátló köpenyként fémek felületén, valamint ötvözetekben, pl. sárgaréz, bronz is megtalálható. A gumiabroncs is nagy mennyiségű cinket tartalmaz (Harrison és Johnston, 1985b). Mint galvanizáló fém épületekben, valamint különböző eszközök gyártásában is használatos. A cink és vegyületei a háztartásban használt cikkek széles skálájának alkotóeleme. Használják a mezőgazdaságban mikroelem-trágyaként és növényvédő szerekben, a cement és beton keménységének fokozására, a kohászatban salakosító adalékként és fakonzerválóként is (Adriano, 1986).

Bár a mikroelemek közül a cink esszenciális voltát a növények, az állatok és az ember számára az elsők között mutatták ki, folyamatosan élénk az érdeklődés ezen elem iránt (Prasad, 1966; Alloway, 1968)

A magyarországi talajok 64%-a jó, 23%-a közepes és 13%-a gyenge cink ellátottságú (Elek et al., 1985). Mivel a cink túladagolás miatti toxicitás veszélye minimális, az élelmiszerek és takarmányok átlagos Zn-tartalmának cinktrágyázással való növelése kívánatos lehet (Csathó, 1994).

Réz (Cu): A rezet használjuk leghosszabb ideje, mivel ez termésréz (fém) formában is előfordul. Először Kis-Ázsiában a Kr. e. 4. évezredtől tiszta réz, majd kb. Kr. e. 2500-tól bronz formájában (ónnal ötvözve) a legkülönfélébb munkaeszközök, használati tárgyak, műalkotások és fegyverek készítésére alkalmazták elődeink. Ma leginkább kiváló elektromos és hővezető képességét, megmunkálhatóságát és ötvözhetőségét (cinkkel ötvözve: sárgaréz) hasznosítjuk. Alkalmazási területe rendkívül széles: legnagyobb felhasználója az elektromos ipar. Magas hővezetése és relatív alacsony reakcióhajlama következtében vízvezetékekben, boylerekben használják, de alkalmazzák élelmiszeripari berendezések gyártásánál, ékszerészetben, sőt festékekben is fellelhetők.

Az állatgyógyászatban betegség-megelőző hatása miatt alkalmazzák, de megtaláljuk állati takarmány adalékokban és kiegészítőkben, valamint növényvédő szerekben (rézgálic és más fungicidek, peszticidek) (Duffs, 1980; Adriano, 1986)

A magyarországi talajok rézellátottságáról Elek et al. (1985) ad tájékoztatást. Eszerint az ország talajainak túlnyomó többsége (mintegy 91%-a) jó rézellátottságú.

Ólom (Pb): Az ólom az első fémek egyike, amit az ember bányászott és felhasznált (Nriagu, 1979, 1989ab; De Luca D'Alessandro et al., 1992). Ez régészeti leletek tanulsága szerint mintegy 5000 éve a szulfidércekből nyert ezüst-ólom ötvözetek olvasztásával különítették el a két fémet egymástól. Az ezüst iránt megnövekedett igény az ólom előállítását is fokozta (Drasch, 1982).

Egyiptomban már az Óbirodalom korában (Kr. e. III. évezred) használták a mázas kerámiaedények és üvegek színezésénél. Rómában minden korábbit felülmúló mértékben alkalmazták az ólmot. Évente fejenként 4 kg Pb-t használtak fel. Összehasonlításul: 1965-ben az Egyesült Államokban 6 kg Pb volt az egy főre eső éves felhasználás (Craig, 1980).

Alacsony olvadáspontja, jó formálhatósága, hosszú élettartama elősegítette az - egyébként az egészségre káros - ólomedények előállítását és használatát. A savanyú borokat szándékosan tartották ólom amforákban, hogy a keletkező ólom-acetát megédesítse azokat (Craig, 1980; Arts és Bretschneider, 1984).

A XVI. századtól a nyomdatechnikában is elterjedt volt. Felhasználása az ipari forradalom (a XVIII-XIX. század fordulója) és különösen a XX. század közepe óta jelentősen megnövekedett. A fémek közül a vason kívül csak az Al, Cu és Zn felhasználás haladja meg az ólomét. Az ólmot elsősorban az autó- és az építőipar használja. Korrózióval szembeni ellenállósága fontos tényező, emellett jó fedőképességét hasznosítják a festékgyártásban (Fergusson, 1986; Fergusson és Kim, 1991). Az autóipar vázalkatrészek forrasztására, Pb-savas akkumulátorok előállítására - korábban ólom antimon elemeket is készítettek belőle (ezek felhasználása jelentősen visszaesett) -, kopogásgátlóként a katalizátor nélküli autók benzinjébe keverve alkalmazza az ólmot, utóbbit egyre csökkenő koncentrációban. A fejlett országokban a 70-es évek közepétől kezdve előtérbe került az ólommentes benzint fogyasztó katalizátoros autók használata (Adriano, 1986).

Kadmium (Cd): Az előbbiekkel ellentétben a kadmium felhasználása nem ilyen régi keletű. Csak 1817-ben fedezte fel Strohmeyer. Toxicitása szinte kezdettől ismert, még gyógyszerként – féreghajtó, fertőzésgátló, rüh elleni készítmények – is használták (Robards és Worsfold, 1991). Fizikai és kémiai tulajdonságai a cinkhez hasonlóak, toxicitása részben a hasonló atomszerkezetre vezethető vissza, amely lehetővé teszi, hogy az esszenciális cinket az

élő szervezet enzimrendszereiben helyettesítse. Ipari alkalmazása az utóbbi 40 évben vett lendületet. Ez alatt az idő alatt nyolcszor többet használt fel az emberiség, mint eddigi történelme során összesen (Stoeppler, 1991). A környezetbe legnagyobb mennyiségben a szennyvíziszapok, hulladékok kihelyezésével kerül a kadmium, de a szén égetésével, a vas és acélgyártással, a foszfor műtrágyák gyártásával és használatával, valamint a cinkgyártás révén is jelentős mennyiségű Cd jut a környezetbe (Hutton, 1982).

A kadmiumot ötvözetekben galvanizálásra (autóipar), a festékgyártásban, a polivinil műanyagok stabilizálására és akkumulátor gyártásra használják, de a fotográfia és a gumigyártás is a felhasználók között van, valamint műtrágyákban is alkalmazzák (Adriano, 1986). A dízel- és a fűtőolajban is előfordul 0,007-0,53 ppm koncentrációban (Paukert, 1980). A benzinben viszont alig mutatható ki.

A kadmium mobilitása miatt veszélyezteti a táplálékláncot, felezési ideje hosszú, tartós jelenlétének hosszú távú következményeivel kell számolni (Harrison és Johnston, 1985a). Az élelmiszerek kadmium terhelését 75%-ban a kalászosoknak, zöldségféléknek és a burgonyának tulajdonítják (Kádár, 1995a).

Nikkel (Ni): A nikkel vegyületeit már Kr. e. 1450 körül ismerték és használták az egyiptomiak és a mezopotámiaiak festékekben (kobalt kék) és kerámiamázakban, mivel a Co és Ni, valamint a Cr és Mn vegyületek keverésével minden zöld és kék színárnyalat előállítható. A tisztított nikkel fő felhasználási területe: galvánipar, ötvözetek készítése, Ni-Cd elemek és elektroipar, valamint katalizátorként való alkalmazása zsírok hidrogénezésére és metánozására (Sandermann és Oskarsson, 1991). A legtöbb nikkelt erős és korróziónak ellenálló ötvözetek előállítására (pl. rozsdamentes acél) használnak. A legnagyobb mennyiségben a vasipar alkalmazza ötvöző anyagként. A nikkelnek sokféle ötvözete van, a legtöbb a vassal, krómmal és rézzel. Különböző szükségleti cikkekben is megtaláljuk, de az élelmiszeripari gépgyártástól a pénzverésen át a haditechnikáig a legkülönbözőbb területeken használják (Adriano, 1986).

Króm (Cr): A krómot főként a metallurgia iparban (leginkább rozsdamentes acélötvözet előállítására), cserzőanyagként a bőriparban, katalizátorként a festékgyártásban, galvánozásra és fa konzerválóként használják (Adriano, 1986).

A földkéregben a króm főként oldhatatlan és a növények számára csak igen csekély mértékben hozzáférhető formában van jelen. A normálisnál magasabb krómtartalmat okolják

viszont egyes talajok, különösen a szerpentin kőzeteken képződött talajok terméketlenségéért (Robinson et al., 1935).

A króm toxicitását illetően meghatározó lehet az ionos állapot, az oxidációs fok. A Cr^{3+} vegyületei nem mérgezőek, míg a Cr^{6+} erős méreg. Ugyanakkor a létfontosságú (esszenciális) és a toxikus mennyiség igen messze helyezkedik el egymástól (Mertz, 1967). Megemlítendő, hogy a Cr^{3+} vegyületek a talajban oxidálódhatnak és idővel mérgezőkké válhatnak (Purves, 1985; Pais, 1991).

Nriagu (1989b) megbecsülte az antropogén és a természetes forrásokból a légkörbe jutott mikroelemek mennyiségét (2.1. táblázat).

2.1. táblázat: Antropogén és természetes forrásokból légkörbe jutott mikroelemek mennyisége (1000 t $év^{-1}$) a Földön 1983-ban Nriagu (1989b) becslése nyomán

Elem jele	Antropogén Medián	Természetes Medián	Össz. emisszió Medián
Zn	132	45	177
Pb	332	12	344
Cd	7,6	1,3	8,9
Ni	56	30	86
Cr	30	44	74
Cu	35	28	63
Elem	Min./Max.	Min./Max.	Min./Max.
Zn	70-194	4-86	74-280
Pb	289-376	1-32	290-399
Cd	3,1-12	0,2-2,6	3,2-15
Ni	24-87	3-57	27-144
Cr	7-54	4,5-83	12-137
Cu	20-51	2,3-54	22-105

2.1.2. Esszencialitás és toxicitás

A környezetben előforduló elemek közül évtizedekig csak néhányat tartottak fontosnak, illetve nélkülözhetetlennek az élő szervezet számára. Ezeket Liebig után klasszikus tápelemeknek nevezik (pl. C, H, O, N, P, S, K, Ca, Mg, Fe). A növények és állatok számára nélkülözhetetlen elemeket esszenciális elemeknek nevezzük. Az esszenciális elemek sora napjainkig jelentősen bővült (Glass, 1989). Pais (1991) szerint a lehetséges 92 elemből a 6 nemesgázt, valamint a nem stabil elemeket kizárva mintegy 76 elem esetében feltételezhető valamilyen élettani funkció.

Az általam vizsgált fémek közül a Cu, Zn, és a Ni tekinthető esszenciálisnak (Thornton, 1981). A szervezetben igen kis koncentrációban, ún. nyomelemként vannak jelen. Kis koncentrációjuk ellenére jelentőségük nagy: vitaminok, enzimek beépült részei, illetve aktivátorai. A szervezet számára optimális koncentrációban kell rendelkezésre állniuk. A szükségesnél kisebb mennyiségben hiánytüneteket, azt lényegesen meghaladó koncentrációban mérgezést, halált okozhatnak (Kamm, 1985). Nem vonhatunk éles határt azonban az esszenciális és nem esszenciális vagy a káros elemekre vonatkozóan (Pais, 1991).

Toxikusnak tekintünk egy anyagot (kémiai elemet, vegyületeit, szerves anyagot), amennyiben káros hatást fejt ki a talajra, növényre, állatra, emberre. Egy anyag káros hatásának ismerete azonban nem mindig elegendő a károkozás mértékének előrejelzéséhez, hiszen a hatás nem független a környezetben előforduló más anyagok, kémiai elemek jelenlététől vagy hiányától, a lehetséges kölcsönhatásoktól (Kádár, 1998).

A toxicitás függ az expozíciós időtől. A rendszeres, tartós, kis adagú terhelés veszélyesebb lehet, mert nehezebben észrevehető az akkumuláció. A növekvő terhelés krónikus zavarokat, az egyszeri nagy adag akut megbetegedést, míg a letális dózis pusztulást okozhat a szervezetben. A *krónikus toxicitás* lényegesen gyakoribb. Minden kedvezőtlen hatást magába foglal, amit a hosszú időn keresztül elszenvedett terhelés okoz. A krónikus hatások kevésbé függnek közvetlenül a környezeti szennyezőanyag koncentrációktól. Sokkal inkább az élőlényben, vagy annak valamely szövetében felhalmozódó mérgezőanyagok mennyiségétől (Duffs, 1980). Ennek a következménye az, hogy a nehézfémek által hosszútávon okozott emberi egészségkárosodás kimutatása lényegesen nehezebb feladat a heveny mérgezési esetek megfigyelésénél.

Másként jelentkezik a károsodás a fejlődés különböző stádiumaiban, eltérhet fajonként, de egyedenként is. A kétszikűek mikroelem tartalma meghaladja az egyszikűekét, a gyökérgumós és zöldleveles növényi részek károselem tartalma a gabonamagvakét.

Fontos, hogy az elem milyen formában található. A metilhigany-vegyületek erős mérgek, míg a HgS oldhatatlan semleges anyag. A Cr^{3+} vegyületek nem mérgezőek, de a Cr^{6+} már erős méreg és rákkeltő is. Hasonlóan az As^{3+} sem mérgező, viszont az As^{5+} igen.

Nem elhanyagolható az eloszlás, hiszen a szemcseméret csökkenésével ugrásszerűen nő az anyagok felülete, mely meghatározza reakcióképességüket. Különösen veszélyesek a kolloidális porok, melyek felületén a toxikus szennyezők koncentrálódnak. A finom porok lassan ülepednek ki az atmoszférából, tartós szennyezőkké válnak, messzire eljutva regionális vagy globális terhelést jelenthetnek.

A Cd és Pb toxikus elemek. Ismereteink szerint az élőlényeknek semmilyen formában nincs rájuk szüksége, bár bizonyos határok közt képesek tolerálni jelenlétüket. Az élőlényekbe kisebb vagy nagyobb dózisban bekerülő nehézfémek hosszú ideig tartózkodhatnak a szervezetben, mivel a kiürülési idő akár több évtized is lehet (Linton et al., 1980; Davies, 1984; Hapke, 1991; Ward et al., 1993). Így a kis adagokban a szervezetbe kerülő nehézfémek káros hatása esetenként csak akkor jelentkezik, ha a szervezetben az adott fém koncentrációja meghalad egy bizonyos értéket. A toxicitás fontos kritériuma tehát a koncentráció, amely fölött az adott elem káros hatást fejt ki.

Azonban még a káros anyag is fejthet ki pozitív hatást, amennyiben más toxikus anyag nemkívánatos hatását ellensúlyozza. Így például a káros kadmium túlsúly cink kezeléssel részben ellensúlyozható, mivel antagonista kationok.

Az esszencialitás kritériumai Pais (1994) szerint a következők:

- Az élőlény nem növekszik, vagy nem teljes az életciklusa az elem hiányában.
- Közvetlen hatása van az élőlényre, továbbá részt vesz anyagcseréjében.
- Szerepét nem tudja más elem teljes mértékben betölteni.
- Az elem különböző élőlények szöveteiben összehasonlítható mennyiségben van jelen.
- Az elem hiánya fajtól függetlenül fejlődési rendellenességet okoz. Jelenléte kiküszöböli ezeket a rendellenességeket.
- A rendellenességek biokémiai változások miatt következnek be, melyek orvosolhatók, amikor észlelik őket.

A nehézfémek toxicitását több tényező befolyásolja:

- Milyen vegyület formájában kerül a szervezetbe a nehézfém? A vízben, lipidekben, vagy gyenge savakban való oldhatóság meghatározza a felvehetőséget, illetve a veszélyességet.
- Az oxidációs állapot. A fémek különböző oxidációs állapotú ionjai eltérő élettani hatással rendelkeznek. Az As^{3+} ion nem, míg az As^{5+} erősen mérgező az állatokra.
- Reakciók más elemekkel. Együttható (szinergista) és ellentétes hatású (antagonista) elemek jelenléte, vagy hiánya nagyban módosítja a hatást. A szervezet megfelelő Ca és Zn ellátottsága kiküszöböli a Cd hatását. A Zn csökkenti a Pb felvételét is.
- A felvétel módja. A táplálékkal a bélcsatornába kerülő nehézfém mennyiségnek felnőtteknél csak 10 %-a szívódik fel (Hecht, 1983), míg gyermekeknél ez elérheti a 40 %-ot is. A belégzésnél 30-50 % körüli a szervezetben maradó hányad (Arts és Bretschneider, 1984).
- A felvétel időtartama és a dózis nagysága. Esetenként előfordulhat, hogy az egyszeri nagy dózis hatása kevésbé veszélyes, mint a tartós alacsony dózisoké (Kádár, 1995a). A tartós kis dózisok hatásáról kevesebb az információ is.
- Az élő szervezet védekező rendszere. A különböző fajok eltérő mértékben képesek a fémterhelés tolerálására, a szervezetbe került fémek közömbösítésére. Egyes halak és rákok például az emberre mérgezőt többszörösen meghaladó mennyiségű Hg elviselésére képesek. Az úgynevezett szerpentin talajokon élő növények is alkalmazkodtak a nagy mértékű nehézfém terheléshez.

Bowen (1966) rangsorolja az elemeket toxikusságuk mértéke szerint:

1.) Nagyon toxikus elemek, melyek a tesztnövényeket már 1 mg L^{-1} oldatkoncentráció alatt károsítják, pl. Ag^{+}, Be^{2+}, Hg^{2+}, Sn^{2+} és lehetséges, hogy a Co^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+} és CrO_4^{2-} is.
2.) Közepesen toxikusak, amelyek 1 és 100 mg L^{-1} közötti oldatkoncentrációban gátolják a növényeket, pl. As^{3+}, Ba^{2+}, Cd^{2+}, Cr^{6+}, Cr^{3+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Zn^{2+}.
3.) Gyengén toxikusak, melyek ritkán mutatnak károsító hatást még 1800 mg L^{-1} oldatkoncentráció felett is, pl. Cl^{-}, Br^{-}, I^{-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}, Rb^{+}, Sr^{2+}, Li^{+}, NO^{3-}, SiO_4^{2-}, Ti^{4+}.

2.2. Nehézfémek a talajban és a növényekben

2.2.1. Talajok és növények nehézfémtartalmának eredete, okai

A talajban és a növényzetben a nehézfémek részben már a természetből adottan, részben az emberi tevékenység hatására fordulnak elő. A fémek talajba jutását a csapadék, az agrotechnikai eljárások felgyorsítják (Kamm, 1985). Az elmúlt évek, évtizedek során bebizonyosodott, hogy a talaj felső rétegének és a rajta élő növényeknek a kémiai összetétele a levegő szennyezettségével szoros összefüggést mutat (Gailey és Lloyd, 1985; Merian, 1991; Simon, 1999).

2.2.1.1. Kőzetek és talajok természetes nehézfémtartalma

A természetes állapotú, nem szennyezett talajban a toxikus fémek döntő hányada általában a talajképző kőzetekből származik.

A nehézfémek az érceken kívül a magmás kőzetekben fordulnak elő legnagyobb koncentrációban a földkéregben (2. melléklet). A Ni a 23., a Zn a 24., a Cu a 28., a Pb a 35., a Cd 68. helyet foglalja el a földkéregben való gyakorisági sorrendben. Átlagos koncentrációjuk a kéregben: Ni 80 mg kg^{-1}, Zn 65 mg kg^{-1}, Cu 45 mg kg^{-1}, Pb 16 mg kg^{-1}, Cd 0,2 mg kg^{-1} (Paul és Huang, 1980).

2.2.1.2. Emberi tevékenység hatása a talajok és növények nehézfémtartalmára

<u>Az ipar, a bányászat, a fosszilis energiahordozók elégetésének hatásai</u>

Számos esetet lehet felsorolni, ahol az olyan emberi tevékenység, mint az ipar, a bányászat, illetve a fosszilis energiahordozók elégetése, nagymértékben szennyezte, károsította a természeti környezetet (Ebner és Gams, 1984; Jordao et al., 1999; Çelic et al., 2005). Ezek hatása sok esetben tönkretette a termőföldet, veszélyeztette a környéken élők életét és korlátozta megélhetésüket.

Ebben a fejezetrészben csak egy esetet emelek ki, amely egész Magyarországon nagy felháborodást váltott ki és sajnos hosszú időre “munkát” adott a kutatóknak.

Budapest XXII. kerületében található Nagytétényen működött egy ólomkohó. Több botrány után 1977-ben következett be a legnagyobb visszhangot kiváltó környezetszennyezés. A közegészségügyi hatóságok megsemmisítették a kiskertekben termett zöldségeket, gyümölcsöket. Ekkor állították le a gyárat. A kutatókban felmerült a kérdés, vajon milyen mértékű a szennyezettség? Horváth et al. (1980) vizsgálta az ólomkohó környékén lévő talaj nehézfémtartalmát. A gyártól távolodva 200, 500, 1000, 2000, 3000, 4000 és 5000 méter sugarú körívek mentén vették a talajmintákat eltérő mélységekben (0-5, 20-25, 50-55 cm). Az üzem közelében 1000 mg kg^{-1} feletti ólomtartalmat is mértek, 1000 méternél 100 mg kg^{-1}, 2000 méternél 50 mg kg^{-1}, míg 4000 méternél 25 mg kg^{-1} volt a koncentráció. Az arzéntartalom megközelítőleg az ólommal együtt változott, a gyár közelében az 1000 mg kg^{-1} értéket meghaladta. A cinktartalom 500 méteren belül 2000 mg kg^{-1} feletti volt, de 1000 méternél is még 1000 mg kg^{-1}. A kadmium mennyisége az üzem közelében 3-6 mg kg^{-1} volt, ettől távolodva rohamosan csökkent. A mélységgel csökkent a szennyezettség, de az ólom még a talajvízzel érintkező mélységben is meghaladta a 25 mg kg^{-1}-ot. A talajvíz ólomtartalma háromszorosa, kadmiumtartalma nyolcszorosa volt az ivóvízben megengedett határértéknek. (A jelenleg érvényben lévő, talajbeli nehézfém tartalomra vonatkozó határértékek a 3. fejezetben találhatók).

Szabó (1991) tíz évvel később megismételte a kísérletet. A talajmintákat azonban elsősorban azokban az ólomkohó környéki kiskertekben vették, ahol konyhakerti növények termesztése folyt. Az ólomtartalom helyenként az 1000 mg kg^{-1} értéket meghaladta és csak 1-1,5 km távolságban csökkent le a tolerálható 100 mg kg^{-1} alá. Megközelítőleg ugyanez mondható el a Zn, Cd, Cu elemekre is, míg a Cr dúsulása határértéken belül maradt. Ha a kapott értékeket szennyezetlen szántóföldek elemtartalmához hasonlítjuk, akkor a dúsulás mértéke az ólomkohó környezetében az ólom esetében 44-szeres, cinknél 13-szoros, réznél 12-szeres, kadmiumnál 8-szoros.

Szabuka (1980) az itt élők egészségügyi helyzetét vizsgálta. Megállapította, hogy ezen a területen gyakori a csecsemőhalandóság, a koraszülés, a légúti megbetegedés, a vérszegénység. A csecsemők súlya alacsonyabb az átlagosnál és a gyerekek a növekedésben általában elmaradottak. Az Országos Munka- és Üzemegészségügyi Intézet adatai szerint az itt élők vérében az ólomszint 24 $\mu g\ dl^{-1}$ volt 98%-os gyakorisági szinten. A 421 megvizsgált

gyermeknél 6 esetben mértek 20 μg dl^{-1} feletti értéket, a maximum 36 μg dl^{-1} volt a kívánatos 10 μg dl^{-1} alatti helyett. Kékesi és Sárkány (1990) a felnőtt lakosság körében gyakori halálokok között említi a szívelégtelenség és tumoros megbetegedéseket. A szerzők vizsgálatai szerint a tumoros halálokok országosan 20%-ot tettek ki, míg a Metallokémia és Chinoin környékén 1979-1987 között a 30-35%-ot is elérték vagy meghaladták.

Ezen az egy kiragadott példán keresztül is jól érzékelhető, mekkora szerepük van az ipari létesítményeknek a környezetterhelésben és környezetszennyezésben mind lokális, mind regionális és globális szinten.

A mezőgazdálkodás hatása

A mezőgazdasági termelés során műtrágyák (elsősorban foszfátok), talajjavító anyagok (mész), növényvédőszerek felhasználásával, szerves trágyák, hígtrágyák, szennyvíziszapok kihelyezésével, szennyezett öntözővízzel kerülhetnek nehézfémek a termőtalajokba.

A mezőgazdasági művelés alatt álló területekre kijuttatott különböző műtrágyáknak pozitív hatásuk van a növénytermesztés szempontjából. A műtrágyázás során növelhető az egységnyi területen előállított növényi produktum, ezáltal növekszik a hatékonyság. Növelhető továbbá a növényborítottság, ami lejtős területeken csökkenti a szél- és vízeróziót, valamint annak veszélyét. Ugyanakkor a különböző műtrágyák alkalmazásával egyes nehézfémek talajban való felhalmozódásával (Sharpley és Menzel, 1987; Gustavson, 1989; Andersson, 1990; Jones, 1991) és egyéb káros hatásokkal lehet számolni (Wehrmann és Scharpf, 1983; Walter és Resch, 1983; Szabó, 1984; Németh et al., 1987-1988; Blaskó és Juhász, 1991). A toxikus nehézfémeket tartalmazó műtrágyák és növényvédőszerek tartós használatának következménye lehet egyes növények, illetve a tápláléklánc többi tagjának károsodása is. Az állati és emberi szövetekben akkumulálódhatnak a káros nehézfémek (Högger, 1966; Elwood et al., 1986; Cumbrowski, 1991; Regiusné, 1990abcd, 1991ab; Regiusné és Anke, 1992; Van Gent és Rietveld, 1993; Du Laing et al., 2002).

A különböző műtrágyák közül is a foszforműtrágyák kadmiumtartalmát kell kihangsúlyozni. Kaprova és Potatueva (1990) nemzetközi adatok alapján úgy találta, hogy a szervestrágyákban átlagosan 0,3-0,8 mg kg^{-1} Cd, a N-műtrágyákban 0,05-0,85 mg kg^{-1} Cd, a foszforműtrágyákban viszont 0,2-170 mg kg^{-1} Cd található. A foszforműtrágyák kadmiumtartalma függ a nyersanyagtól és az előkészítés módjától.

Kádár (1991) vizsgálatai során azt állapította meg, hogy a hazai és külföldi előállítású NPK műtrágyák kadmiumtartalma 0,1-102 mg kg^{-1} között változik. A Magyarországon alkalmazott műtrágyák kadmiumtartalma a hazailag előállított foszforműtrágyák esetében csak 1-1,4 mg kg^{-1}, így a P-műtrágyázás során csak minimális Cd-feldúsulás következett be mezőgazdasági területeken (Karkalikné és Patócs, 1990). Még az 1970-1980-as évek intenzív műtrágyahasználata során sem volt 0,3-0,5 g ha^{-1}-nál több az évenként talajba juttatott kadmium mennyisége (Csathó, 1994; Németh, 1997).

Tamás (1992) üzemi műtrágyázási gyakorlatban 8 év alatt a szuperfoszfát műtrágyával kiadott nehézfémek mennyiségét becsülte és a következő értékeket kapta: Cu 1,3-1,7 g ha^{-1}, Zn 7,5-9,4 g ha^{-1}, Pb 1,6-3,3 g ha^{-1}, Mn 22-28 g ha^{-1}, Cr 2,3-2,5 g ha^{-1}, Ni 0,24-0,3 g ha^{-1}és a Cd 0,1-0,2 g ha^{-1}. Szervestrágyával jóval több Cu-et (4-7 kg ha^{-1}) és Zn-et (0,4-1,3 kg ha^{-1}) juttattak ki, mint szuperfoszfáttal a vizsgált időszakban (1984-1992).

Machelett et al. (1984) egy 31 éves műtrágyázási időszakot vizsgálva arra a következtetésre jutott, hogy az összes kijuttatott szuperfoszfát hatására sem a talaj kadmiumtartalma, sem a növényzet által felvett mennyiség nem változott. Ugyanakkor Andersson (1990) arról tudósít, hogy svédországi tartamkísérletekben végzett mérések és becslések alapján feltételezhető, hogy a kadmiumtartalom megduplázódott az ehető növényi részekben. Ez a folyamat mindaddig folytatódik, míg a talajok Cd-terheltsége növekszik. Vizsgálatai alapján arra a következtetésre jutott, hogy a talaj kadmium terhelésének 2/3-át a műtrágyázás, 1/3-át a csapadék, a levegőszennyezés okozza.

A mezőgazdaságban használt növényvédőszerek között is voltak olyanok, amelyek több-kevesebb mértékben terhelték a környezetet különböző nehézfémekkel (Benson, 1968; Bornemisza, 1985; Király, 1985). Az 1960-as évek előtt a vegyszeres növényvédelemben jellemző volt az As, Pb, Hg, Cu és Zn tartalmú peszticidek alkalmazása. Azóta lényegesen csökkent a felhasználásuk, részben korlátozták vagy teljesen betiltották használatukat. As, Pb és Hg tartalmú növényvédő szereket ma már tilos felhasználni, míg Zn és Cu tartalmú fungicidek, rágcsálóirtó szerek még ma is forgalomban vannak (Thyll, 1996; Szabó, 1998).

A régi gyümölcsösök talajában a Cu, Zn, As és Hg tartalmú szerek használata ezen elemek dúsulását eredményezte a feltalajban. A szántón higannyal csávázott vetőmag jelentett nehézfémterhelést a talajra. 1950-1978 között felhasznált Hg-os csávázószerek mennyisége fémeshigany-hatóanyagban számítva 175 tonna volt összesen, vagyis a szántóterület természetes átlagos Hg-tartalmának (300 g ha^{-1}) 11,6 %-a (Király, 1985; Szabó, 1998).

A 2.2. táblázat táblázatban különböző mezőgazdasági célra használt anyagok nehézfémtartalma figyelhető meg Kabata-Pendias és Ponder (1984) összeállításában.

2.2. táblázat: Mezőgazdasági célra használt anyagok elemtartalma, mg kg^{-1}
Kabata-Pendias és Ponder (1984)

Elem	Foszforműtrágyák	Szervestrágya	Szennyvíziszap	Peszticidek
As	2-1200	3-25	1-60	20-60
B	5-120	1-60	4-50	-
Cd	1-170	1-40	4-120	-
Cu	1-300	2-60	10-2400	10-50
Pb	7-225	6-15	20-2200	60
Hg	0,01-1,2	0,09-0,2	1-9	1-40
Zn	50-1450	15-350	175-12500	1-25

A szennyvíziszap elhelyezés elsősorban gabonafélék, ipari növények termőhelyein, illetve gyepterületeken történik. Közvetlen emberi fogyasztásra kerülő zöldségnövények szennyvíziszappal nem trágyázhatók. A gabonafélék általában nem halmoznak fel jelentős mennyiségeket a toxikus elemekből magvaikban (Szlávik et al., 1984; Vermes, 1989).

Magyarországon évente mintegy 100 ezer tonna szennyvíziszap kihelyezés történik (Vermes, 1994, 2005). A szennyvíziszapok nehézfémtartalma, szennyvíztisztítás során Zn, Cu, Mn, Cr, Pb, Ni és Cd esetén nagyságrenddel dúsul. Szennyvíziszappal a területre kiadott fémmennyiség jelentős lehet. A VITUKI (Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet Rt.) 1976-77-ben tájékoztató felmérést végzett a hazai szennyvíziszapok nehézfémtartalmára. A mérések szerint, az egyes kiugró eredmények ellenére nem volt olyan szennyezettség, amely gátolta volna az iszap kihelyezést (Oláh et al., 1984).

A közúti közlekedés hatása

Régóta ismert, hogy az ipari termelés mellett környezetünkre nézve a közlekedés – ezen belül is a közúti közlekedés - a második legjelentősebb szennyezőforrás. A mai kor embere számára a közlekedés, az áruszállítás elképzelhetetlen valamilyen robbanómotoros jármű

nélkül. Évente egyre több autó jelenik meg és ezzel együtt egyre több nehézfém (Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu), valamint számos más, az egészségre igen ártalmas anyag kerül a levegőbe, a növényzet felületére és a talaj felszínére.

Az 1960-as években világszerte felfigyeltek a közlekedési utak környezeti elemeiben (talaj, növényzet, állatok, levegő, felszíni és felszín alatti vizek) végbemenő nehézfém dúsulásra. A gépjárművek üzemelése során különböző kémiai anyagok kerülnek a környezetbe. Egy részük üzemanyag jellegű, azaz el nem égett üzemanyag, különböző mértékben elégetett üzemanyag, adalékként használt anyagok, égési végtermékek. Másik részük viszont a jármű alkatrészeinek kopásából, súrlódásából származik, mely elsősorban fémes összetevőket tartalmaz. Kádár (1995a) szerint az ólom főként a benzinből, a cink és a réz a fékbetétek és a súrlódó felületek kopásából, míg a kadmium a gumiköpenyek porladásából és egyes fém alkatrészek kopásából eredhet. A kadmiumot stabilizáló adalékként keverik a gumiabroncsok anyagába, s a gumiabroncs kopásával ez a fém az utak menti környezetbe kerül (Harrison és Johnston, 1985b; Malle, 1993; Striebel és Gruber, 1997; Garg et al., 2000; Westerlund, 2001). A gumiabroncs cinket is tartalmaz, hiszen a vulkanizáláshoz ZnO-t használnak (Adachi és Tainosho, 2004). A kenőolajok egy része cinket és kadmiumot tartalmaz (Ndiokwere, 1984; Cadle et al., 1997).

A kipufogógázzal kibocsátott ólom és egyéb nehézfémek a légkörben lebegő finom porrészecskék (aeroszol) felületén tapadnak meg, ezekkel mozognak a levegőben. Az aeroszolok kb. 1 %-os koncentrációban tartalmazzák ezeket a nyomelemeket (Puxbaum, 1991). A szennyező anyagok az atmoszférában bizonyos időt töltenek kémiai természetüknek és a légköri viszonyoknak megfelelően, majd száraz vagy nedves üledék formájában kicsapódnak és a növényzet, talaj vagy egyéb tárgyak felületére, illetve a felszíni vizekbe jutnak (Fergusson, 1986; Fergusson és Kim, 1991; Kádár, 1993, 1995a; Davis et al., 2001).

Különös figyelmet szentelhetünk a mérgező ólom jelenlétének. Az 1920-as évek óta alkalmazzák oktánszámnövelő adalékként. Az oktánszám a motorbenzin két fő alkotójának, az izooktánnak és a n-heptánnak a százalékos arányát jelenti. Minél magasabb az izooktán aránya az üzemanyagban, annál nagyobb sűrítést visel el a benzin-levegő keverék önrobbanás nélkül. Így nagyobb a teljesítmény, kedvezőbb a fogyasztás. A gyújtás előtti robbanás - az ún. kopogás - károsítja a motort, teljesítménycsökkenést, fogyasztásnövekedést okoz.

A közelmúltig legáltalánosabban használt kopásgátló ólomadalék, amely a motorbenzin kompresszió-tűrésének javítására szolgált, az ólom-tetraetil és az ólom-tetrametil volt. Ezenkívül más ólomsókat is használnak égésgyorsítóként, mint az ólom-etil-klorid és -bromid

(Kádár 1995a). Az üzemanyag égésekor előálló magas hőmérsékleten és nyomáson az ólom-tetraetil és az ólom-tetrametil PbO-dá alakul. Az üzemanyaghoz Br és Cl vegyületeket adagolnak - 1,2 dihidroklóretán és 1,2 dibromoetán, belőlük etilén-diklorid és -dibromid, HCl és HBr keletkezik -, hogy megakadályozzák az ólom-oxid lerakódását a henger falára. Az ólom halogenideket képez ezekkel a vegyületekkel (Harrison és Laxen, 1981).

A motorban a PbBrCl elsődlegesen 0,1 µm-nél kisebb szemcsékre kondenzálódik. A nagyobb szemcsék a kipufogó rendszerben a kisebb magok agglomerációjával jönnek létre (Ewers és Schlipköter, 1991a,b).

Kádár (1995a) és Kingston et al. (1988) szerint a járművek ólomemissziója 60-80 mg kg^{-1} mértékű, melynek átlagosan a 3/4-e kerülhet a környezetbe, 1/4-e pedig a kipufogó rendszerben rakódik le. A környezet terhelése azonban függ az ólomadalék mértékétől, üzemmódtól (jármű sebessége, fajlagos fogyasztása) és természetesen a forgalom nagyságától (Sansalone és Glenn, 2000; Yun et al., 2000; Al-Chalabi és Hawker, 2000; Al-Shayeb és Seaward, 2001a; Siddiqui et al., 2001; Soylak et al. 2001).

A kipufogó rendszerből kikerülő ólomtartalmú részecskék két fő frakcióra oszlanak: az 1 µm-nél kisebb átmérőjűek az elsődleges égési folyamatokból származnak, míg az 5-50 µm átmérőjűek közé a kipufogóban lerakódott, megnövekedett, majd felszakadó részecskék tartoznak (Harrison és Laxen, 1981). De Luca D'Alessandro et al. (1992) szerint a légkörben az ólom 0,1-10 µm szemcsenagyságú szennyezés alakjában fordul elő. A részecskék nagysága függ a jármű sebességétől és a motor működésétől. A legnagyobb részecskék a forrás közelében igen gyorsan kihullanak a légkörből. Az úttól 50 méteren belül a levegő ólom koncentrációja a megfigyelések szerint kb. felére csökken (Fergusson et al., 1980; Newland és Daum, 1980; Cawse, 1987). Ezzel szemben a 10 µm-nél kisebb szemcsék csak lassan távoznak a légkörből. Akár 7-30 napig a légkörben maradhatnak, ez alatt több száz vagy ezer kilométert is megtehetnek (Harrison és Laxen, 1981; Craig, 1980; Vidovic et al., 2005). A szennyező részecskék légkörben való lebegését több tényező befolyásolja a szemcse nagyságán kívül, többek között a szélerősség, a csapadék és az emittáló forrás magassága (Pelli, 1986; De Luca D'Alessandro et al., 1992; Viskari et al., 1997).

Az idősödő járműpark nagyobb terhelést jelent a környezetre a nagyobb fajlagos fogyasztás, erőteljesebb gumiabroncskopás, valamint a gyengébb, elöregedett minőségű anyagai révén is.

A Központi Statisztikai Hivatal (KSH) évenként felméri és adatbázisában szerepelteti a Magyarországon található közútvonalak hosszát, a gépjárművek darabszámát, eloszlását és átlagéletkorát. Erről ad tájékoztatást a 2.3. és a 2.4. táblázat.

2.3. táblázat: A magyarországi úthálózat hossza, a járműállomány és annak átlagos életkora

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Országos közutak, km	30 245	30 267	30 307	30 322	30 460	30 536	30 598
Autópálya, km	448	448	448	448	533	542	569
Közúti gépjárművek állománya, db	2 670 466	2 706 459	2 840 187	2 974 173	3 141 073	3 305 452	3 364 623
Közúti gépjárművek átlagéletkora, év	11,8	11,4	11,6	11,6	11,6	11,5	11,3

Forrás: Központi Statisztikai Hivatal, www.ksh.hu/pls/ksh/docs/index_fontosabb_adatok.html
http://web.kozut.hu/upload/adatbank/5%20kozutak_hossza_megyenkent.htm

2.4. táblázat: A magyarországi járműállomány megoszlása és annak átlagos életkora

		személy-gépkocsi	autóbusz	motorkerékpár	tehergépkocsi	vontató	Összes jármű
1998	darab	2 218 010	18 529	97 069	312 269	24 589	2 670 466
	életkor, év	11,8	12,0	15,6	9,7	9,9	11,8
1999	darab	2 255 526	17 733	87 573	322 068	23 559	2 706 459
	életkor, év	11,6	11,8	15,2	9,4	9,0	11,4
2000	darab	2 364 706	17 855	91 193	342 007	24 426	2 840 187
	életkor, év	11,8	12,1	15,8	9,4	9,1	11,6
2001	darab	2 482 827	17 817	93 088	355 221	25 220	2 974 173
	életkor, év	11,8	12,2	16,3	9,5	8,9	11,6
2002	darab	2 629 526	17 873	97 593	369 295	26 786	3 141 073
	életkor, év	11,7	12,5	16,4	9,1	8,5	11,6
2003	darab	2 777 219	17 877	103 493	377 111	29 752	3 305 452
	életkor, év	11,4	12,9	16,3	9,1	7,9	11,5
2004	darab	2 828 433	17 786	108 538	379 360	30 506	3 364 623
	életkor, év	10,9	13,0	15,8	9,4	7,7	11,3
2005	darab	2 888 735	17 622	119 880	386 445	34 507	3 447 189
	életkor, év	10,5	13,1	15,0	9,3	7,3	11,0

Mindezek eredményeként a nehézfémek mindenhol előfordulnak a Földön, még ott is, ahol jelenlétük sokáig egyáltalán nem volt jellemző. Az ólomszint növekedés kimutatható a hórétegben (Candelone et al., 1996), Grönlandon (Várkonyi, 1988), vagy az Antarktisz jegében (Boutron, 1983; Boutron és Patterson, 1987), de ugyanígy megtalálhatók a káros nehézfémek a magashegyi gleccserekben is (Van de Velde et al., 2000; Veysseyre et al., 2000).

Miután ismertté váltak a gépjárművek kipufogórendszereiből a környezetbe kerülő nehézfémek mennyiségi adatai, illetve a gépjárművek darabszáma alapján becsülni lehetett az összes emissziós értéket, a kutatások figyelmébe kerültek az olyan jellegű vizsgálatok, melyek az autóutak melletti közelebbi és távolabbi területek talajának, felszíni és felszín alatti

vizeinek, valamint élővilágának a közlekedésre visszavezethető nehézfémtartalmának megállapítására irányultak.

A gépjárművekből eredő fémemisszió háromféleképpen viselkedhet (Harrison és Johnston, 1985a):

- lerakódik az úttest felületére, ahonnan a porral vagy a csapadékkal távozik,
- a környező levegőbe kerül, de hamar lerakódik az út közvetlen környezetében, növeli a talaj és növényzet fémtartalmát,
- szétszóródik a légkörben és csak nagy távolságokra, néha száz kilométer távolságra rakódik le.

Bickmore és Dutton (1984) vizsgálatai azt mutatták, hogy az utakra lerakódott fémek 99 %-a közömbös formában van jelen, a nehézfémeknek csak 1%-a van jelen oldható formában.

Jones (1991) megállapítása szerint dán körülmények között, vidéki környezetben a fűvek kadmiumtartalmának 20-60 %-a, ólomtartalmának 90 %-a légköri eredetű. Angliában a jellemző talajbeli ólomkoncentráció 40 mg kg^{-1}. Ebből mintegy 3 mg kg^{-1} mennyiséget az 1946 óta az üzemanyaghoz adagolt ólomra vezetnek vissza és mintegy 17 mg kg^{-1}-ot származtatnak az 1700 óta folyó történelmi ólomemisszióból. Lagerwerff (1967) kísérletei során azt tapasztalta, hogy a levegő ólomtartalmának 80 %-a a gépjárművek kipufogógázaiból származik és az autóutak mentén ülepszik le. De Luca D'Alessandro et al. (1992) vizsgálatai szerint a gépjárművek üzemanyagában lévő, a kopogás csökkentése érdekében adagolt ólomvegyületek képezik a környezetbe kerülő összes ólom 80-90 %-ának forrását. Megállapítása alapján a légkörben lévő ólom mintegy 10 %-a ólom-tetraetil, illetve ólom-tetrametil alakjában fordul elő. Ez a gépjárművek üzemanyagának szállítása, kezelése alkalmával kerül a környezetbe, de legnagyobb része az égéstermékekkel, mint apró részecske szennyezi a levegőt. Jacques (1985) szerint a korlátok korróziója során jelentős mennyiségű cink és kisebb mennyiségű kadmium jut a környezetbe az autópályák mentén. Vizsgálatai során megállapította, hogy az útépítéshez használt anyagok kopása napi 10.000 jármű/nap forgalmat lebonyolító négysávos útszakaszon kilométerenként és naponta 50 kg por emisszióját okozza. A gumiabroncsok kopása a fent említett forgalomsűrűség esetén kilométerenként és naponta 0,6-1,2 kg emissziót eredményez. Ebben a cink mennyisége 10 g, a kadmiumé 20-90 mg. Közel hasonló megállapítást tesz Schöller et al. (1991), miszerint

1000 jármű/nap forgalomnagyság mellett 0,12 kg km^{-1} szennyeződés kerül az útpályára. Az útkopás mértéke autópályákon 1 mm $év^{-1}$. Az autók fém alkatrészeinek korróziója vas, króm, nikkel és réz kibocsátását eredményezi. Mindehhez hozzájárul még az üzemanyagból származó 0,24 kg ólom, feltéve, ha az üzemanyag ólomtartalmának 60 %-a a motorban marad. A kibocsátott ólommennyiség 60 %-a az autópályát környező talajba kerül. Laschober et al. (2004) nehézgépjárművek Zn, Pb, Ni, Cu és V kibocsátását 1-35 μg/gépjármű/km mennyiségűnek mérte.

A kiterjedt kutatások eredményeképpen az ólom a legfőbb környezetszennyező nehézfémnek minősült. Mivel ez a fém világviszonylatban is a figyelem középpontjába került, a környezetbe emittált mennyisége várhatóan rohamosan csökkenni fog. Erre utal az ólommentes benzin bevezetése is. Azonban a környezeti elemekben, ezen belül is elsősorban a talajba került és ott felhalmozódott ólom még hosszú ideig, akár évszázadokig kifejtheti káros hatását akkor is, ha a terhelés teljesen megszűnik. Az üzemanyaghoz kevert ólomadalék mértékét fokozatosan csökkentették a tudomány és a technikai alkalmazások fejlődésével összhangban. 1953-ban 1,5 g dm^{-3}, 1962-ben 1,2 g dm^{-3}, míg 1968-ban 0,8 g dm^{-3}volt a Magyarországon forgalmazott motorbenzin ólomtartalma. Az ólom-tetraetil formájában az üzemanyagba kevert ólom mennyisége az egész világra vonatkozóan 235000 tonna volt az 1970-es évek elején (Lagerwerff, 1972). A benzin ólomtartalma 1985-ben 0,7 g dm^{-3}-ről 0,4 g dm^{-3}–re csökkent és korlátozottan ólommentes benzin is került forgalomba. 1991-től tovább csökkentették az üzemanyagok Pb-tartalmát 0,25 g dm^{-3}–re. Majd 1992 őszétől a nyugat-európai szabványok szerinti értékeket vezettek be (0,15 g dm^{-3}). Hazánkban a Magyar Olaj- és Gázipari Részvénytársaság (MOL Rt.) 1996-ban kezdte meg a kizárólag ólommentes 95-ös oktánszámú üzemanyag forgalmazását, 1997-ben megteremtették az ólmozatlan 98-as benzin gyártásának feltételeit, valamint 1999-ben betiltották az ólomtartalmú üzemanyagok forgalmazását. A fejlettebb nyugati országokban az 1970-es évektől előtérbe helyezték az ólmozatlan üzemanyaggal működő katalizátoros autók használatát (Sander et al., 2000). Japánban a környezetbarát technológiák fejlesztésének és nagyarányú terjesztésének köszönhetően az 1970-es évektől, míg az USA-ban az 1980-as évektől a benzinüzemelésű autók 100 %-a katalizátoros (Csathó, 1994). Több országban ma már rendelet írja elő, hogy új gépjárművek csak katalizátorral ellátva kerülhetnek forgalomba. Ily módon az utak mentén az ólomszennyezés mértéke nagymértékben csökkenthetővé vált. Sajnos az ólommentes benzinre történő átállás egyik napról a másikra nem megoldható.

Striebel és Gruber (1997) vizsgálatai azt mutatták, hogy a benzin ólomtartalmának csökkenése közel arányos koncentráció-csökkenést eredményez a városi aeroszolban. Ezek a vizsgálatok azt is igazolják, hogy a járműforgalom a városi aeroszol Pb-tartalmának fő forrása.

Hawaiban Fu et al. (1989) vizsgálta az Ala Moana strandövezetben és a környező parkban az ólom mennyiségét, illetve ennek változását 1972 és 1987 között. Az ólomkibocsátás – mely főleg a közúti forgalomból származott - az adott időintervallumban 80 %-kal csökkent. Megállapítása szerint az út melletti 150 méteres sáv talajának ólomtartalma 53 %-kal csökkent a felső 5-6 cm-es rétegben ott, ahol korábban különösen nagy volt a szennyezettség. A parkban átlagosan 21 %-kal csökkent a talaj ólomtartalma. A csökkenés ilyen drasztikus mértékét az ólommentes üzemanyag mind szélesebb elterjedésével magyarázza. A gyepnövényzet ólomtartalma a vizsgált időszakban 65 %-kal csökkent szoros korrelációt mutatva a Pb-kibocsátás csökkenésével. A csökkenés mértéke eltérő volt az egyes mintavételi helyeken.

Jones (1991) vizsgálatai a gyepnövényzet ólomkoncentrációjának csökkenését mutatták ki az Egyesült Királyságban 1956 és 1988 között akkor, amikor az üzemanyag ólomtartalmának jelentős csökkenése következett be 1986-tól (0,7-ről 0,4 g dm^{-3}-re csökkent).

Helmers et al. (1995) 1973 és 1992 között gyűjtöttek fűmintákat az A8-as autópályán Stuttgart közelében. Az ólomtartalom vizsgálata során megállapították, hogy az üzemanyag ólomtartalmának csökkentésével párhuzamosan csökkent a fűminták szennyezettsége is.

Köles (1999) az M3-as autópálya és az M30-as főközlekedési útvonal mentén vizsgálta a közlekedésből eredő nehézfém terhelést. 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 nehézfém tartalma lineárisan nőtt. A szediment mintákban a Zn, Cu, Fe és Pb koncentrációk szoros összefüggést mutattak. Az úttestről lefolyó vízben az elemkoncentráció sorrend a következő volt: Fe>Zn>Pb>Cu>Cr>Ni>Cd. 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.

Az utóbbi években a katalizátorok használatának következtében csökkent az autók által okozott károsanyag-kibocsátás. A lambdaszondás szabályzású háromutas katalizátorok a bennük lejátszódó oxidációs és redukciós folyamatok segítségével a környezet számára veszélyes anyagokat alakítanak át veszélytelen vagy kevésbé veszélyes anyagokká (Laschka et al. 1996). Tehát a katalizátoros gépjárművek elterjedésével szinte minimálisra csökken a

közúti járműforgalom ólomszennyezése. Ezek a katalizátorok viszont 0,9-2,3 g platinát, 0,2-0,3 g ródiumot és esetenként palládiumot tartalmaznak (Renner és Schmuckler, 1991; Zereini et al., 1997a,b; Higney et al., 2002). Az üzemelés során a mechanikus és a termikus terhelés következtében ezen elemek egy része a szabadba kerül (Ravindra et al., 2004; Ek et al., 2004; Morcelli et al., 2005). Néhány platinasót mint a légzőszervek számára allergén anyagot tartanak számon (Wäber et al., 1996). Inacker és Malessa (1991, 1997) a katalizátorok platina kibocsátásával foglalkozó tudományos értekezésükben azt állapítja meg, hogy a kipufogógázban található platina részben fémállapotú formában van jelen (43-88 ng m^{-3}, részecskenagyság 0,1-20 μm), részben pedig gázállapotú platinaoxidként, atomok és molekulák formájában (21-53 ng m^{-3}) kerül a környezetbe. Ely et al. (2001) angliai vizsgálata során azt tapasztalta, hogy az úttest közvetlen közelében a talaj platinatartalma 64-73 μg g^{-1}, míg palládium- és ródiumtartalma 18-31 μg g^{-1}, illetve 3-7 μg g^{-1}. Mindhárom elem mennyisége meghaladta a talajok szokásos háttérszennyezettségét. Szoros korrelációt talált más "járműforgalom-függő" elemekkel (Ni, Cu, Zn, Pb). Knobloch (1993) szerint a 80 km/h állandó sebességű gépjárművek platina kibocsátásával szemben a városi forgalomban 2-3-szoros a kibocsátás. Helmers és Barchet (1993) stuttgarti szennyvíziszap-égetőből származó hamumintákon végzett kísérletei azt mutatták, hogy 1987-től évenként mintegy 100 μg kg^{-1}-os a platinakoncentráció növekedése. Wei és Morrison (1994ab) vizsgálatai szerint Göteborg utcai porának platinakoncentrációja az 1984-es 3,0 μg kg^{-1}-ról 1991-re 8,9 μg kg^{-1}-os értékre növekedett. Az utcai esővíz levezető csatornarendszer szennyvizében, amely az utcai lefolyást is felveszi, 13,6 ng l^{-1} platinatartalmat mértek. Összehasonlításként az ivóvízben 0,1 ng l^{-1}, míg a tengervízben 2,2 ng l^{-1} volt a platinakoncentráció (Alt et al., 1993).

München mellett - a járműforgalom által különböző mértékben terhelt területeken - legelőfűvel végzett vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy a fűminták platinaterheltsége függ a járműforgalom terhelésétől, és a terheltség az utak szélétől számított távolság növekedésének függvényében gyorsan csökken (Wäber et al., 1996).

2.2.2. A talaj és a nehézfémek kapcsolata

A talaj szerepe különösen fontos a környezet nehézfém terhelésének vizsgálatánál. A talajfelszínre jutó nehézfémek nagyobb része olyan erősen megkötődik, hogy a növények számára normális körülmények között felvehetetlen. A különböző talajtípusok eltérő

mértékben és formában képesek megkötni a nehézfémeket, pufferolni hatásukat. A talajnak környezetvédelmi szempontból rendkívül fontos tulajdonsága, hogy a növények számára hozzáférhetetlen formában képes jelentős mennyiségű nehézfém megkötésére.

A talajok és a ráható környezeti tényezők között dinamikus egyensúly áll fenn. Minden olyan természeti vagy antropogén eredetű folyamatot, amely a talaj termékenységét csökkenti, minőségét rontja, funkcióképességét korlátozza vagy a talaj teljes pusztulásához vezet talajdegradációnak nevezzük. Főbb talajromlási folyamatok között említhetjük a szél- és vízeróziót, a talajsavanyodást, a szikesedést, a talajszerkezet romlását (fizikai degradáció), az elmocsarasodást, a biológiai degradációt, a kilúgzódási folyamatokat, a talaj szűrőkapacitásának csökkenését és a kémiai talajszennyezést, a környezet mérgezését.

2.2.2.1. A nehézfémek megkötésében résztvevő szerves és szervetlen talajalkotók

A talaj egy háromfázisú diszperz rendszer, amely szilárd fázisból, talajoldatból és talajlevegőből áll. A szilárd fázis ásványi és szerves anyagokból, a talajoldat vízben oldott sókból, oldott szerves anyagokból és gázokból, a talajlevegő pedig vízgőzből és különböző gázokból áll (Mengel, 1976; Szabó, 1986; Filep, 1988; Várallyay, 1990; Frank és Tölgyessy, 1993; Stefanovits, 1996; Kádár, 1998).

A talaj szerves alkotórészei lehetnek élő (mikroorganizmusok, mezofauna) és élettelen (humusz és nem humusz) anyagok. A talajok humusztartalma elsősorban a növényi maradványok lebomlásából származik. A humusz fulvosavakra, humin anyagokra és huminsavakra tagolható. A nem humusz anyagokat szénhidrátok, nitrogéntartalmú szerves vegyületek, szerves savak, szerves foszforvegyületek alkotják (Stefanovits, 1996, Filep, 1998). Az egységnyi tömegű szervesanyagnak nagyobb a kation- és anioncserélő kapacitása, mint az ásványoknak. Így a talajban található kis mennyiségük ellenére rendkívül jelentősek a nehézfémek megkötésében. A szerves kolloidok amorf anyagok, melyek igen fontosak a talajszerkezet kialakításában, valamint a talaj víz- és tápanyag-gazdálkodásában. Az agyagásványokat és a Fe-, illetve Al-hidroxidokat részben humuszhártya veszi körül. A montmorillonit a kristályrács rétegei közötti felületen is köt meg humuszmolekulákat. A szervesanyag megváltoztathatja az ásványi kolloidok felületének sajátságait. A létrejött bonyolult összetételű kolloidokat adszorpciós komplexumnak nevezik (Csathó, 1994).

A talajok szervetlen frakciója mind mineralógiai mind kémiai szempontból igen összetett és változatos. A szervetlen frakció jellemzésére egyik általános módszer a különböző méretű szemcsecsoportok mérésén alapszik. *Kavicsfrakcióban* a szemcsék 2 mm-nél nagyobbak, a vizet nem tartják, így ezek a szemcsék a talaj számára nem hasznosak. A 2-0,2 mm átmérőjű szemcsék a vizet jól áteresztik, de keveset tartanak vissza belőle. Bennük a víz a kapilláris erők hatására legfeljebb 25 mm magasra emelkedik. Ez a frakció a *durva homok*. A 0,2-0,02 mm-es frakció a *finom homok*, a vizet jól áteresztі és 2 m-es rétege már 100 mm vizet képes visszatartani. Vízemelő képessége meghaladja az 1 métert. A 0,02-0,002 mm-es frakció a *por*, a szemcsék között lévő hézagok igen aprók, ezért a növényi gyökerek számára szűkek. A vizet rosszul ereszti át, de jól tartja vissza. Kisebb mértékű ionmegkötés észlelhető. A 0,002 mm-nél kisebb részecskék az *agyagfrakcióba* tartoznak. Ezek a vizet igen rosszul vagy egyáltalán nem eresztik át, de igen erősen tartják vissza. Vizes oldatból sok iont kötnek meg (Stefanovits, 1996). A különböző szemcsecsoportok egymáshoz viszonyított aránya határozza meg, hogy különböző talajok fizikai féleségük alapján milyen kategóriába tartoznak. A hazai talajok fizikai féleség szerinti megoszlása a következő: 16% homok-; 10% homokos vályog-; 43% vályog-; 19% agyagos vályog-; 7% agyagtalajok (Várallyay, 1990).

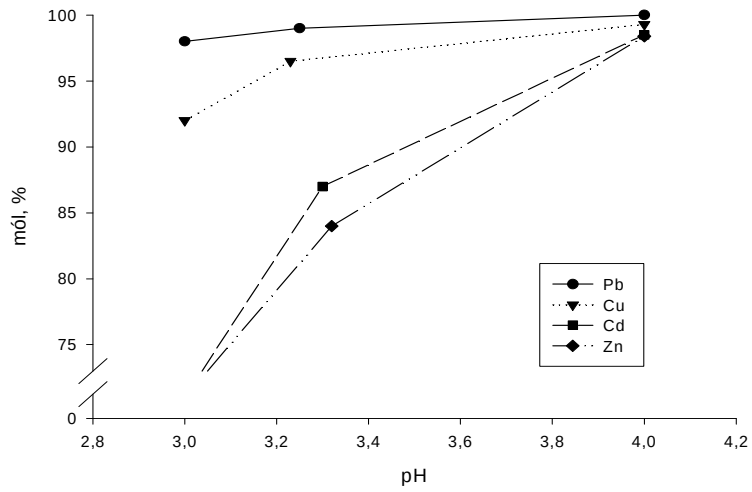
2.2.2.2. A nehézfémek kémiai reakciói a talajban

A nehézfémek a talaj szilárd és folyékony fázisában egyaránt megtalálhatók, ahol igen változatos kötésformákat hozhatnak létre. A szilárd fázisban megjelenhetnek az alapkőzet ásványi összetevőiként (a szilikátokban rácsalkotó ionokká válhatnak); kicserélhetően, vagy specifikusan adszorbeálódhatnak a talajkolloidokon; egyes anionokkal gyakran képeznek csapadékot, pl. karbonát (HCO_3^-), szulfát (SO_4^{2-}), foszfát (PO_4^{2-}). A talaj szilárd fázisában a talajkolloidok szerepe kiemelkedő. A 1-500 nm közötti szemcseméretű frakciót tekintik a talajkolloidok mérettartományának. Közéjük tartoznak a különböző agyagásványok (montmorillonit, illit, halloisit, vermikulit, kaolinit). A talajkolloidok nagy mennyiségű fém kation adszorbeálására képesek. Ennek egyik oka a nagy fajlagos felületük (Frank és Tölgyessy, 1993). A talajba kerülő fémek komplex vegyületeket, kelátokat képezhetnek a talaj szerves anyagaival, negatív ionokkal, vagy semleges molekulákkal. A nehézfémek szerves komplexei és kelátjai fontosak a biológiai hozzáférhetőség szempontjából. A folyékony fázisban a nehézfémek szabad hidratált ionok formájában, ionasszociációkban és

szervetlen komplexekben, diszpergált kolloidok alkotórészeként lehetnek jelen. Az egyes formák legtöbbször dinamikus egyensúlyban állnak egymással. A talajoldat kationjainak a talaj szilárd fázisában való megkötődése az adszorpciós reakciók csoportjába tartozik (Kabata-Pendias és Pendias, 1984). A fémionok a talajkolloidok felületén megkötődhetnek kationcsere útján. A humuszkolloidok felülete számos negatív töltéssel rendelkezik. Az agyagszemcséken folyamatos negatív töltésű felület alakul ki, ehhez kapcsolódnak a kationok. Ha nagy mennyiségű fémiont juttatunk a talajba, az adszorpciós, csapadékképződési stb. folyamatok erősödnek fel, ha viszont a talaj pH-ja savas irányba tolódik el, akkor növekedhet a talajoldatba jutó fémionok mennyisége. Számos irodalmi adat található arra vonatkozóan, hogy a pH változása különbözőképpen befolyásolja az egyes fémek mobilitását, illetve megkötődését a talajban (Gailey és Lloyd, 1985; Fischer, 1987; Förstner, 1988; Schulthess és Huang, 1990, 1991; Yong et al., 1992; Karuczka és Blaskó, 1993; Schulte, 1994; Filep, 1998; Evans et al., 1995; Reddy et al., 1995; Welp és Brümmer, 1999). Savanyodásra legérzékenyebbek a kis pufferkapacitású: nem karbonátos, kis kicserélődési kapacitású és bázistelítettségű, humuszban szegény, duzzadó agyagásványokat kis mennyiségben tartalmazó homoktalajok (Stefanovits, 1989; Várallyay et al., 1989; Filep, 1999). A talajok többségének a kémhatása 4,0 és 8,5 közé esik. Általában a növények számára a pH 6,5-7,5 tartomány (semlegeshez közeli) tekinthető ideálisnak.

Krosshavn et al. (1993) megállapították, hogy a talaj pH értékének csökkenésével jelentősen csökken a talaj cink- és kadmiumtartalma, de a csökkenés kisebb mértékű a réznél és különösen az ólomnál. A 2.1. ábra a Cd, Cu, Pb és Zn kötődését mutatja egy lucfenyő erdőből származó talajmintához különböző pH-szinteken.

Az adszorpciós mérték a következő nagyságrendben csökken: Pb > Cu > Cd > Zn. A Pb és a Cu nagy része adszorbeálódik minden pH értéken, úgy tűnik, hogy ezek az elemek hasonló módon kötődnek. A Cd és a Zn adszorpcióját jobban befolyásolja a pH (Christensen, 1989). A kötődési mód különbségét a Pb és a Cu nagymértékű komplexképző képessége okozza.



2.1. ábra: A Pb, Cu, Cd és Zn kötődése szerves talajmintákhoz lucfenyő erdőnél különböző pH értéken. (Krosshavn et al., 1993)

Különböző növényborítottságú talajok vizsgálatánál azt tapasztalták, hogy a lucfenyő erdőkből származó talajminták több kadmiumot kötöttek meg minden mért savassági szinten, mint a más típusú erdőkből származó minták. A Cd adszorpciója a következő nagyságrendű: lucfenyő > fenyőerdő > tölgyerdő > tőzeg. Csaknem ugyanezt a tendenciát figyelték meg a Cu, Pb és Zn humuszhoz való kötődésnél. Megállapították, hogy a vegetációs háttér befolyásolja a talajok fémmegkötő kapacitását.

Blume és Brummer (1987) megadja azon pH értékeket, amelyeknél az egyes nehézfémek mobilizálódnak (2.5. táblázat).

2.5. táblázat: pH értékek, amelyeknél a különböző nehézfémek mobilizálódnak (Blume és Brummer, 1987)

	Nehézfémek								
	Cd	Zn	Ni	Co	Cu	As	Cr^{3+}	Pb	Hg
pH érték	6,5	6-5,5	5,5	5,5	4,5	4,5-4	4,5-4	4	4

Pagotto et al. (2001), valamint Harrison és Johnston (1985a) szerint az ólom igen kis mértékű mobilitást mutat a talajban. A réz szintén erősen kötődik ellentétben a kadmiummal, amely alig kötődik meg. Vizsgálataik alapján úgy találták, hogy a mélység függvényében csökken az ólom és a réz koncentrációja, ez a kadmium esetében nem mutatható ki, ennek magyarázata a feltételezett mobilitás lehet.

Gratani et al. (1992), valamint Tegethof és Cichos (1994) is hasonló következtetést tett, miszerint az ólomvegyületek rossz oldhatósága következtében az ólom többnyire a talaj felső 7-10 cm-es rétegében koncentrálódik. Tegethof és Cichos (1994) szerint a mezőgazdasági talajok szervesanyag-tartalmuknál fogva különösen hajlamosak az ólom megkötésére. Autópálya mellett végzett kísérleteik során azt tapasztalták, hogy annak megnyitása után jelentősen emelkedett a térség talajának ólomtartalma. Megfigyeléseik szerint a talaj ólomtartalma szezonális ingadozást mutat, ősztől nyárig tartó időszakban fokozatosan növekszik. Az őszi szántás az ólmot tartalmazó talajréteget 30-40 cm mélyre beforgatja, ezért átmenetileg csökken a felső zóna ólomtartalma. A talajban lévő szerves anyaghoz a talaj összes ólomtartalmának mintegy 10 %-a kötődik (Miller és McFee, 1983; Yassoglou et al., 1987; Sheppard et al., 2000; Turer et al., 2001). Gratani et al. (1992) szerint nyáron viszont a növényzet felületén is kötődik meg ólom, tehát az emittált mennyiség valójában magasabb a mért értéknél.

A talaj kötöttsége is befolyásolja a nehézfémek mennyiségét. A talaj kötöttségével nő a felvehető Mn koncentrációja a művelés alatt álló szántó talajában (Kádár, 1993). Vizsgálatai szerint az M7-es autópálya közvetlen közelében (füvesített útpadka) az alacsonyabb Mn koncentráció szintén a lazább talajszerkezettel volt összefüggésben. A Pb, Cd, Ni és Co elemek mennyisége szintén nőtt a kötöttséggel a művelt szántón. Ugyanakkor Rosenfels és Crafts (1939) úgy találta, hogy kötöttebb talajokon a zab nagyobb talajbeli arzéntartalmat viselt el terméscsökkenés nélkül.

Teutsch et al. (2001) vizsgálta a természetes eredetű és az emberi szennyezés által a talajba jutott ólom kötődési formáit. A természetes eredetű ólom 60 %-a alumíniumszilikátokhoz, 30 %-a vas-oxidokhoz, 10 %-a karbonátokhoz és szerves anyagokhoz kötődik. Ezzel szemben az emberi szennyezés által a talajba jutott ólom – amely főként a felső talajrétegben található – 40 %-a kötődik karbonátokhoz, 10 %-a szerves anyagokhoz, 35 %-a vas-oxidokhoz és csak 15 %-a alumíniumszilikátokhoz. Tehát a kötődési formák vizsgálatából következtetni lehet a talaj ólomtartalmának eredetére.

Vízben és vizes közegben egyes fémes elemek ionjai kiterjedt hidrolízisen és komplex képződésen mennek keresztül, további nehézségeket okozva a fémek talajbeli viselkedésének előrejelzésében. Egyik nehézfémről a másikra történő általánosítás téves lehet (Csathó, 1994).

2.2.3. A növények és a nehézfémek kapcsolata

A biológiai környezet változásának figyelésére a legcélravezetőbb eszközök maguk az élőlények, így a növények is. Ezek lehetnek akkumulációs indikátorok, ha kémiai összetételük módosulásával jeleznek (tehát nincs fenetikai következmény, vagy károsodás), vagy reaktív indikátorok, amennyiben szünfenobiológiai sajátosságaik változnak. Az alkalmazott bioindikációs módszer lehet passzív, ha például a vadon termő, vagy termesztett növényeket használják fel, vagy aktív, amennyiben az exponálandó növények a kutató által kiválasztott, kevésbé szennyezett területről származnak (Aksoy és Ozturk, 1997; Markert és Weckert, 1993, 1994; Badacsonyi és Tuba, 2000).

A mohák sajátos tulajdonságaik miatt kiválóan alkalmasak a legkülönbözőbb jellegű környezetterhelés jelzésére (Tuba, 1986; Meenks és Tuba, 1992; Tuba és Csintalan, 1993ab; Tuba et al., 1994; Marschall és Mészáros, 1994; Takács et al., 1999, 2001).

A növények a nehézfémekkel terhelt területeken elsősorban a talajból, másutt a levegőből, illetve adott körülmények között mindkét forrásból felvehetik a nehézfémeket (Harve és Underdal, 1976; Hovmand et al., 1983; Ross, 1994). Az esetenként előforduló nagymértékű talajbeli nehézfém szennyezettség ellenére a növények szárának és levelének nehézfémtartalma nem, vagy nem egyértelműen követi a talaj nehézfémtartalmának változását (Keller, 1970; Graber, 1970).

Albasel és Cottenie (1985) megállapítja, hogy a növények által felvett nyomelemek mennyisége jelentős mértékben függ a talajviszonyoktól. A nehézfémek nagy koncentrációja a talajban nem mindig jár együtt a növények nagy fémtartalmával, mivel a nyomelem felvételt olyan tényezők szabályozzák, mint a pH és a szervesanyag-tartalom. Jóval nagyobb a növények fémfelvétele olyan talajban, amely ólmon kívül cinket és mangánt is tartalmaz, de az egyes fémek talajban előforduló koncentrációja nem mindig áll arányban a növényekben mért koncentrációval. Országutak mellett végzett kísérleteik eredményeként megállapítják, hogy a növények ólomtartalma az utak közelében jóval nagyobb az ellenőrző mintákhoz viszonyítva, mint a cink- és mangántartalom. Vizsgálataikból az derül ki, hogy mind a

talajban, mind a növényekben mérhető nehézfém-koncentráció gyorsan csökken a közlekedési úttól való távolság növekedésével, de az úttól még 10-20 méterre is a növények ólomtartalma 3-10-szer nagyobb, mint az ellenőrző mintában.

Calace et al. (2002) laboratóriumi körülmények között vizsgálta az árpa ólom, cink és rézfelvételét. Megállapította, hogy a gyökerek által felvett cink transzportálódhat a levelekbe, de a réz és az ólom a gyökérzetben akkumulálódik. A talajok alacsony pH-éréke és kis szervesanyag-tartalma a növényzet magasabb nehézfémtartalmához vezet.

Gratani et al. (1992) autópálya mellett végzett több éves vizsgálata szerint a növények leveleinek ólomtartalma csak kismértékben emelkedett a vizsgált időszakban. Megállapítja, hogy a gyökerekkel felvett ólomnak csak kis hányada jut a hajtásokba. Hasonlóakat állapított meg Fergusson (1986, 1991), valamint Winter és Müller (1991), miszerint az ólom számos növény gyökérzetében megkötődik, a kadmium viszont a többi nehézfémnél könnyebben jut a gyökéren át a hajtásba.

Nehéz különbséget tenni a gyökérzeten és a levegőn keresztül a növényekbe jutott nehézfémek között. Van Assche és Clijsters (1990) nem talált szignifikáns korrelációt a talaj nehézfémtartalma és ezek levélbeli mennyisége között. Swaileh et al. (2001) utak mentén vizsgálta a talaj és növények ólomtartalmát. A talaj átlagos ólomtartalma 149 mg kg^{-1} volt, ezzel szemben a növényzetben csak 2,19 mg kg^{-1} volt az elemtartalom. Albasel és Cottenie (1985) tájékoztató adatként közli, hogy fűben csupán 2,5 mg kg^{-1} ólom volt kimutatható ott, ahol a talaj 680 mg kg^{-1} ólmot tartalmazott. Az ólomkoncentrációt a mosatlan növényzetben háromszor nagyobbnak találták, mint a mosottakban. Ez azt mutatja, hogy a növények ólomtartalmának jelentős része a levegőből származik. Ugyanez igaz a többi nehézfémre is.

A növények felületére leülepedett szennyezőanyagok mennyisége igen jelentős lehet, aminek mértéke elsősorban a növények morfológiai sajátosságaitól függ. Az érdes, szőrös növényeken rendszerint több ólom kötődik meg, mint a kevésbé érdes felszínűeken (Zuber et al., 1970; Ho és Tai, 1979; Morselli et al., 2004). A növények által a levegőből felvett fémek mennyiségét a fémek levegőbeli koncentrációja, a növények abszorbeáló képessége, a növény felület/tömeg aránya és ionkicsrélési kapacitása, valamint a szennyezésnek kitett időtartam szabja meg elsősorban (Badacsonyi és Tuba, 2000).

A növények levelei által felvett ólom mennyisége Anglia lakott területtől távol eső területein 63-70 $\mu g/m^2*d$, míg a városi környezetben 900 $\mu g/m^2*d$. A szennyeződés mértéke függ a növényfajtól (növényzet nélküli talajjal szemben a fűfélék felvétele 3-4-szeres) (Fergusson, 1986, 1991).

Az időjárási viszonyok – mint pl. az uralkodó szélirány és -sebesség, a csapadékviszonyok – jelentősen befolyásolják a növényzet nehézfémtartalmát (Ho és Tai, 1979, Árkosi és Buna, 1990; Viskari et al., 1997).

Flückiger et al. (1979) megvizsgálta, miként hatnak a gépjárművek által emmittált anyagok az autópályák mentén élő növényzet levélfelületének pH értékére. Megállapítása szerint a leveleken mért pH értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak az autópályák mellett, mint a kontroll mintákban. A júliustól októberig tartó vizsgálati periódusban a levelek pH értéke nőtt mind az autópályák mellett lévő növényzetben, mind a kontroll mintákban.

Az évelő növények szervezetükben évek során felhalmozzák a szennyező nehézfémeket. Ebből az is következik, hogy az ilyen növények nehézfémtartalma életkoruktól függ (Gailey és Lloyd, 1985).

Az elöregedő növényzeten a szennyezések kumulatív hatása jobban kimutatható. Ennek oka, hogy a tavaszi esőzések és a gyors növekedés periódusaiban a növények kevésbé szennyezettek, illetve a hígulási effektus nehezíti az elemakkumuláció bemutatását (Kádár, 1993; Piotrowska és Dutka, 1994). Hasonló következtetésre jutott Gailey és Lloyd (1985) is, miszerint a növények fémtartalma évszak- és időjárásfüggő. Legalacsonyabb tavasszal az esőzések és a gyors növekedés időszakában, és viszonylag állandó télen, amikor a növekedés stagnál. Kriger (1996) Németországi vizsgálatai azt mutatták, hogy az utak menti fű károsanyag-terhelése ősszel 60 %-al magasabb, mint tavasszal.

A nehézfémek felvehetőségét segíti a szerves kompexképzők jelenléte, és a savas pH is, ahol a nehézfémek nagyobb mennyisége kerül oldott formában a talajoldatba. A nehézfém felvételét csökkentik: 1.) csapadékképződési reakciók, melyekben ezen elemek oldhatatlanná válnak, pl. szulfidok, foszfátok, karbonátok formájában; 2.) a talajban az agyagok és szerves kolloidokon való részleges fixáció, különösen a semleges és a lúgos kémhatású tartományokban. A talaj fizikai félesége, a hőmérséklet, a nedvesség, a napsütés (sugárzás), a talajjavítás, a trágyázás stb. mind befolyásolhatja a növények nehézfém-felvételét. Juste et al. (1989) azt állapította meg, hogy a táplálékláncban az élelmiszernövények nehézfém-szennyezettségének kockázata jóval nagyobb a meleg éghajlatú országokban, mivel a magasabb talajhőmérséklet hatására megnövekszik a fémek felvehetősége a vegetációs időszakban.

Barber (1974) három folyamatban jellemzi a fémeknek a gyökérhez történő mozgását: intercepció, tömegáramlás és diffúzió. A gyökérváladékok és a gyökérrel való érintkezés az egyébként oldhatatlan formában lévő fémeket feloldhatja (Bromfield, 1958), ami a növény

általi felvételét eredményezheti. A kontakt kicserélési intercepciót Jenny és Overstreet (1959) írta le először. Ahogy a víz a gyökerek felé mozog, hogy felvétele és transzspirációja megtörténjen, az oldott fém ionok vele együtt a gyökerek felületéhez mozognak a tömegáramlás útján. Az ily módon szállított fémek mennyisége függ: a) a fémionnak a talajoldatbeli koncentrációjától, b) a gyökérhez mozgó víz mennyiségétől, amely a metabolizmushoz és a párologtatás révén biztosított evaporatív hűtéshez szükséges, és c) a növény fémmel szembeni viselkedésétől. A gyökér környezetében az egyes fémionok eltérően viselkednek. Némelyek koncentrációja növekszik, másoké csökken vagy változatlan marad. Amikor a gyökerek fémion abszorpciója meghaladja az intercepciót és a tömegáramlás útján felvettet, a különbség a diffúziónak tudható be. A fémionok talajbeli koncentrációját és a gyökerekhez történő mozgását alapvetően a pH, a kelátképző anyagok jelenléte vagy hiánya és a párologtatás intenzitása szabályozzák.

A nehézfém felvételnél a növényspecifikus tényezők alatt a növényfajt, a növekedés sebességét, a gyökérzet méretét és mélységi eloszlását, a transzspirációs együtthatót és a növény tápanyag igényét értjük. Előfordulhat, hogy a növények egyes elemekből nagy mennyiségeket halmoznak fel (Baker et al., 1994; Brooks, 1998; Reeves et al., 2001). A másik véglet, amikor más fémeket gyakorlatilag nem vesznek fel a növények. A növényfajok fémakkumulációja és -igénye tekintetében éles különbségeket találunk (Alloway, 1968; Hodgson, 1963, 1970; Lisk, 1972; Page et al., 1972; Page, 1973; Tiffin et al., 1973; Wickern és Breckle, 1983; Kádár, 1995b). A legtöbb növény magjába és gyümölcsébe a toxikus nehézfémek csak minimális mennyiségben transzlokálódnak. A legtöbb gyökér, illetve gumós növény a fogyasztható részében szintén nem halmozza fel ezeket az elemeket. A kétszikűek mikroelem tartalma meghaladja az egyszikűekét, a gyökérgumós és zöldleveles növényi részek károselem tartalma a gabonamagvakét.

Az egyes termesztett növényfajok eltérő nehézfém toleranciájának okáról egyre többet tudunk (Antonovics et al., 1971; Patterson, 1971; Leeper, 1972; Webber, 1972; Chaney, 1973, Lehoczky et al., 2006). Az egyik elemmel szembeni tolerancia általában nem jelenti a többi elemmel szembenit is. A jövőben, a fokozódó környezetterhelés miatt, létfontosságú lehet az olyan növényfajták nemesítése, amelyek nem veszik fel és nem akkumulálják a toxikus nehézfémeket.

Kuboi et al. (1986) vizsgálatai szerint a pillangós virágúak csekély kadmiumot akkumulálnak, a pázsitfüveknek, liliomféléknek, ernyősöknek és tökféléknek közepes az akkumulációjuk, míg a libatopfélék, a keresztesvirágúak, a burgonyafélék és a fészkesek

jelentős mennyiségű Cd-t raktározhatnak. A talajban lévő Cd iránt a gabonafélék és a zöldségfélék a legérzékenyebbek, és valamennyi nyomelem közül a kadmium halmozódik fel a legnagyobb mértékben a szennyezett talajon élő növényekben (Ocker és Brüggemann, 1986; Piotrowska és Dutka, 1994).

Az elemfelvétel függ a növénytől, mint pl. a genotípusától, a fejlettségi állapotától, a gyökér lejutási mélységétől és eloszlásától, évelő vagy egyéves-e a növény, stb. Reuther és Labanauskas (1966) megállapítja, hogy amennyiben a gyümölcsösök és szőlőültetvények talajában a Cu, Zn és Ni nagy mennyiségben akkumulálódik, az évelő növények gyökérzetüket az alacsony fémtartalmú talajzónába terjesztik ki tápanyagszükségletük biztosítására. Az egyéves fedőnövények termesztése, illetve az állókultúrák szántóföldi növényekkel való felváltása viszont súlyos problémákat eredményezhet, mivel gyökérzetük sajátosságai nem teszik lehetővé a toxikus feltalaj elkerülését.

A növényi sejtekbe került toxikus nehézfémionok hatására számos enzim aktivitása megváltozik. Így például a Calvin-ciklus kulcsenzimének a ribulóz-1,5-bifoszfát-karboxiláz/oxigenáznak (RuBisCo) az aktivitását a legtöbb nehézfém lényegesen gátolja (Wildner és Henkel, 1979; Christeller és Laing, 1979; Robinson et al., 1979; Van Assche és Clijsters, 1986a). Minthogy a nehézfémek csak a karboxiláz aktivitást csökkentik, az oxigenáz aktivitást nem, így a karboxiláz/oxigenáz kapacitás arány is szignifikánsan csökken. A gátlás in vitro Mg^{2+} hozzáadásával megszüntethető, ami nagymértékben valószínűsíti, hogy in vivo a Zn^{2+} részlegesen helyettesíti a Mg^{2+}-ionokat a RuBisCo-CO_2-fém^{2+}-komplexben, csökkentve ezáltal az enzim CO_2-affinitását.

A Hg, Pb, Cu és Cd a foszfatáz, a kataláz, a xantin oxidáz és ribonukleáz enzimeket gátolja (Lisk, 1972). Egyes nehézfémek reakcióba léphetnek a sejtmembránokkal, megváltoztathatják az áteresztő képességüket.

Néhány kivételes esettől eltekintve a növények fotoszintetikus folyamatait a nehézfémek egyértelműen gátolják. A gátlás mértéke fajonként igen változó, és természetesen erősen függ a növényen belüli nehézfém-koncentrációtól is (Bazzaz et al., 1974; Carlson et al., 1975; Van Assche et al. 1980). A fotoszintézis gátlásának egyik oka a már említett RuBisCo-gátlás. A Zn-, Cd- és Pb-szennyezés nagymértékben gátolja a fotoszintetikus elektrontranszportot, növelve ezzel a klorofill-fluoreszcenciát (De Fillips et al. 1981, Van Assche és Clijsters, 1979, 1986b).

A légzésre vonatkozó megfigyelések szerint a nehézfémszennyezés csak jelentéktelen mértékben befolyásolja a növények alaplégzés-intenzitását (Lee et al., 1976ab; Van Assche et al., 1979).

A nehézfémek a gáznemű szennyező ágensekkel ellentétben nem csak a karotinoid-, hanem a klorofill-tartalmat is lényegesen befolyásolják (Flückiger et al., 1978; Meenks et al., 1991). Szintén enzimatikus hatásokra vezethető vissza a nehézfémmel szennyezett növényeknél tapasztalt szabad aminosavak és redukáló cukrok mennyiségének növekedése, illetve az alacsonyabb keményítő- és cellulóztartalom (Csintalan és Tuba, 1992; Csintalan et al., 1993).

A nehézfémek káros hatásainak vizsgálatánál figyelembe kell venni, hogy a fémek káros hatása változhat annak függvényében, hogy az egyes nehézfémek által okozott hatásokat külön-külön, vagy együtt vizsgáljuk-e. Oncsik et al. (1989) tápoldatban rizsnövénynél vizsgálta a kadmium mérgező hatását, valamint a vele antagonista magnézium toxikusságot mérséklő hatását. A kadmium mérgező hatása mind a zöldtömeg, mind a gyökerek növekedésének lelassulásában nyilvánult meg. A növekvő magnéziumtartalom a koncentráció függvényében számottevően gátolja a kadmium mérgező hatását. A magnézium kadmiumot toleráló hatása csak akkor érvényesült, ha annak koncentrációja két nagyságrenddel nagyobb volt, mint a kadmiumé. Singh és Rakipov (1988) szabadföldi kísérletben vizsgálta a kadmium, nikkel és réz hatását az árpa termésére és nehézfém felvételére. A nikkel önmagában nem csökkentette a termést. Cd hatására 3-17 %-al, Cu hatására 6-17 %-al kisebb szemtermést kaptak. A Cu+Cd együttes hatására 14 %, a Cu+Ni hatására 23 %, a Ni+Cd kezelésben 15 % volt a terméscsökkenés. Amennyiben a 3 nehézfémet együtt adták, a legmagasabb – 34 %-os – terméscsökkenést regisztráltak.

Végeredményben a nehézfémek a legtöbb fiziológiai folyamat gátlásával a növények növekedésének és produkciójának csökkenését eredményezik. Magasabb szöveti koncentrációjuk hatására a növények klorotikussá válnak, a tartós szennyezés pedig a vegetáció pusztulásához vezet. Nierboer és Richardson (1980) szerint a növényekre nézve a nehézfémek toxicitási sorrendje a következő: Hg, Pb, Cu, Cd, Cr, Ni, Zn.

A nehézfémek által okozott mérgezés tüneteit termesztett növényekben Kabata-Pendias és Pendias (1984) foglalja össze (3. melléklet).

2.2.4. Talajok és növények nehézfémtartalma és a közutaktól számított távolság közötti összefüggés

A talajok ólomszennyezettsége és a forgalom intenzitása között Árkosi és Buna (1990), Harrison és Johnston (1985b) lineáris összefüggést talált. Az uralkodó szélirántól függően az ólomdúsulás pregnánsan kimutatható az úttól 50-100 méter széles sávban és 4-5 méter légköri magasságban. Ez a közvetlen ólomimissziós környezet. Számos mélységi eloszlási vizsgálat szerint az ólom koncentrációja durván 5-10 cm-enként feleződhet a legtöbb talajon és a 25 cm alatti rétegben a dúsulás általában nem mutatható ki, csak extrém nagy terhelés esetén. Ugyanakkor Caswell (1985) egy Londoni vizsgálat során azt tapasztalta, hogy nincs egyszerű összefüggés a napi gépjárműforgalom és a lebegő por ólomkoncentrációja között.

Albasel és Cottenie (1985) vizsgálataiból az derül ki, hogy mind a talajban, mind a növényekben mérhető nehézfém-koncentráció gyorsan csökken a közlekedési úttól való távolság növekedésével, de az úttól még 10-20 méterre is a növények ólomtartalma 3-10-szer nagyobb, mint az ellenőrző mintában.

Harrison és Johnston (1985a, b) úgy találta, hogy az ólomkoncentráció erősen csökken az úttesttől 20-30 méter távolságon belül, ezentúl csak kisebb változások észlelhetők, ami a talaj inhomogenitásával magyarázható, a környezeti háttérértéket pedig 346 méteres távolságban éri el. A kadmium koncentrációja gyorsan csökken az országúttól számított 10 méteren belül, a környezeti háttérértéket 36 méterre éri el, míg a réz 17,5 méterre. Szerintük abból, hogy a szennyező anyagok miként oszlanak meg az utak mentén, arra lehet következtetni, hogy jelentős szennyezés csak mintegy 20 méteres sávon fordul elő az úttest mindkét oldalán. Méréseik alapján megállapították, hogy az országútra lerakódó teljes ólommennyiség az emisszió 8-9 %-a, ami megegyezik más kutatók által megállapított értékkel. A maradék mintegy 90 % szennyeződés a légkörbe kerül és nagyobb távolságban szóródik szét, azaz nem rakódik le közvetlenül az úttest környezetében.

Yassoglou et al. (1987) szerint az ólom felhalmozódása az úttól való távolsággal exponenciálisan csökkent, és az úttól 50 méteres távolságra felvette a háttérszintet. Az ólmon kívül a cinknél és kadmiumnál állapított meg exponenciális csökkenést. Az ólom nagy része a talaj felső 5 cm-es rétegében koncentrálódott. Hasonló eredményeket kapott Ward et al. (1977) Új-Zélandon, Chow (1970) Marylandben (USA), Cuny et al. (2001) Franciaországban, Morton-Bermea et al. (2002) Mexikóban, valamint Al-Chalabi és Hawker (2000) Ausztráliában. Ezen tanulmányok eredménye azt mutatta, hogy a felső 0-5 cm-es réteg

ólomtartalma 60-3520 mg kg^{-1} érték között változott. Al-Shayeb és Seaward (2001b) megállapította, hogy a talaj ólomtartalmának 74,7 %-a a felső (0-5 cm) talajrétegben található, jelezve, hogy a szennyezés légköri eredetű. Más megfigyelések szerint (Ward et al., 1977; Muskett és Jones, 1980; Harrison et al., 1981) az út menti talajterhelés értéke 14-2200 mg kg^{-1}-ig terjed.

Ward et al. (1977) szerint a kadmium- és cinktartalom csökkenése a távolság függvényében az ólomhoz hasonlóan exponenciális lefutású volt és sokkal feltűnőbb volt a nagy forgalmú utak (több mint 35000 jármű/nap) talajában. Szoros lineáris összefüggés volt a cink és a kadmium teljes mennyiségei között az út menti talaj felső 0-5 cm-es rétegében. Lagerwerff és Specht (1970) ezt a tényt azzal magyarázták, hogy mindkét elem együtt fordul elő zsírozó olajokban. Az összes nikkel függőleges eloszlása a talajban és vízszintes eloszlása a talaj eltérő mélységében, eltérő távolságokban, látszólag nem volt összefüggésben a légi úton történő szennyezéssel.

Számos irodalmi megállapítás található a nehézfémtartalom úttesttől számított exponenciális csökkenésére vonatkozóan:

Fergusson (1986, 1991): Az ólomkoncentráció az utaktól távolodva exponenciálisan csökken, így a forgalomtól távolabb eső területek légszennyezettségének csökkenése még jelentősebb.

Kingston et al. (1988) Angliában, Westerham Wood térségében vizsgálta mogyoróbokrok, tölgyek ólomtartalmát az M25-ös autópályától távolodva. A távolság függvényében az ólomtartalom csökkenése exponenciális volt.

Esser (1985) a szálló por és az aljnövényzet ólomtartalmában is exponenciális csökkenést tapasztalt az útpályától távolodva.

Al-Shayeb és Seaward (2001a): A Pb és Zn az utaktól távolodva exponenciálisan csökken, a háttérértéket 30-40 m körül veszik fel.

Pagotto et al. (2001): Pb, Cu, Cd, Zn, Ni Cr az utaktól távolodva gyorsan csökken, és a mélységgel is.

Jaradat és Momani (1999), valamint Jaradat et al. (1999): A Cu, Pb, Cd és Zn az úttól távolodva exponenciálisan csökken, a háttérértéket 60 m körül veszik fel.

Kádár (1993) a nagy forgalmú M7-es autópálya mentén végzett vizsgálatokat. Növény és talajmintákat vett az útpadkától különböző távolságokra. Úgy találta, hogy a Ni és Co elemek mennyisége a kötöttséggel nőtt a művelt szántón, de érdemben nem változott koncentrációjuk az autópályához közeledve. Az ólom- és kadmiumtartalom is emelkedett a kötöttség

függvényében. A vizsgált nehézfémek közül a Pb, Zn, Cu és Cd halmozódott fel a pálya menti talajokban, az akkumuláció statisztikailag is igazolható volt és nagyságrendi változást jelentett a vidéki szántó feltalajához viszonyítva. A fűtakaró elemzési adataiból megállapította, hogy a szennyezettséget tükröző Zn, Pb, Cu és Cd dúsulása jelentős és statisztikailag igazolható az úttól való távolság függvényében. Az útpadkán történő akkumuláció arra is utal, hogy a szennyező anyagok részben közvetlenül az útra kerülnek.

Collins (1984) Új-Zélandon 23.000 jármű/nap forgalmú autópályától különböző távolságra vizsgálta a növényzet és a talaj ólomterhelését. 4,2 méterre 197 mg kg^{-1}volt a vegetáció és 262 mg kg^{-1} a talaj ólomtartalma. 300 méterre az úttól ezek az értékek 8, illetve 23 mg kg^{-1}-ra exponenciálisan csökkentek. Az ólom koncentrációja nagy variabilitást mutatott mindkét oldalon. Statisztikailag itt is az ólom, a kadmium és a cink akkumulációja igazolható az úttól való távolság függvényében. Ugyanerre a következtetésre jutott Olajire és Ayodele (1997) is, miszerint a vas, ólom, kadmium és cink koncentrációja statisztikailag igazolhatóan csökken az útpályától távolodva a talajban és a növényzetben is, a réz, nikkel, króm és mangán koncentrációja viszont nem.

Dassler (1979) azt állapította meg, hogy a növények ólomterhelése a nagy forgalmú autóutak mentén (autópályák középső elválasztósávja és szegélye, nagy forgalmú országutak melletti területek, emelkedők, kanyarok) mutatható ki. A természetes ólomtartalom túllépése bizonyos körülmények között az uralkodó szélirányban még 100 méter távolságban is megállapítható.

Fatoki (1997) Dél-Afrikában vizsgálta az út menti gyepnövényzet cink- és réztartalmát. A növények cinktartalma gyorsan csökkent az úttól számított távolsággal, ugyanakkor ez a korreláció nem állt fent a réznél. Szerinte a növényzet réztartalma nem a járműforgalomból származik.

2.3. Toxikus anyagok élő szervezetre kifejtett hatása

Az életminőséget, az emberi egészséget károsan befolyásoló tényezők között meghatározó szerepet játszanak a környezetszennyező anyagok. Az utóbbi évtizedekben jelentősen megnőtt a vizekbe, táplálékba és a levegőbe kerülő szerves és szervetlen szennyező anyagok száma, és mennyisége. A mérgező anyagok veszélyt jelentenek az ember és az egész élővilág számára, állatokat, növényeket károsítanak, vagy rombolják a természeti környezetet és annak

kölcsönhatásait (Nierboer és Fletcher, 1996). Az élő szervezetben a toxikus anyagok hatása rendkívül változatos lehet. Zavarhatják, vagy megakadályozhatják az anyagcsere-folyamatokat enzimek blokkolása vagy a biológiai membránok károsítása révén. Befolyásolhatják az embrionális fejlődést (teratogén anyagok), irreverzibilis módon megváltoztathatják a genetikai információkat (mutagén anyagok), illetve rákos elváltozásokat okozhatnak (karcinogén anyagok).

A neurotoxikus anyagok hatásvizsgálata a modern fiziológiai kutatásokkal együtt kezdődött, és folytatódik napjainkban is.

Az élőlények nem ismerik fel a nehézfémeket, az élő szervezetben felhalmozódhatnak, továbbá biokémiai reakciók során toxicitásuk is változhat (csökkenhet, vagy nőhet). A fémek biológiailag nem bomlanak le, a szervezet sem kémiai, sem biológiai úton nem képes a nehézfémeket semlegesíteni. Biorezisztensek. Csak a kiválasztással, kiürüléssel távoznak lassan-lassan a szervezetből. Káros hatás akkor jelentkezik, ha a kémiai ágens kapcsolatba kerül az adott élőlény felszíni vagy belső receptoraival, módosítja azok működését, vagy azokat a membrán és biokémiai folyamatokat, melyek a szervezet életfunkcióinak szabályzásában vesznek részt. A természeti környezetbe került nehézfémek okozta mérgező tünetek véletlen megfigyelés eredményeként váltak ismertté, mint pl. a Minamata-kór, vagy az Iati-Iati-kór. Kiderült, hogy a nehézfémek károsító hatása főként az idegrendszerre kifejtett akut vagy krónikus hatás következménye. A fémmel való kölcsönhatás eredményeként az idegsejtek membránjának permeabilitási tulajdonságai megváltozhatnak, ami befolyással lehet az idegsejtek információ feldolgozására, továbbítására és tárolására.

<u>Minamata kór:</u> Minamatában létesült egy műanyagokat előállító vegyi gyár, mely a gyártáshoz katalizátorként higany tartalmú vegyületet használt. A tisztítatlan szennyvizet éveken át a közeli tengeröbölbe eresztették. 1956-ban jelentkeztek az első tünetek a környéken élőkön. A higanynak nincs biológiai szerepe, mérgező hatását többek között annak tulajdonítják, hogy könnyen kötődik tiol (-SH) csoportokhoz és alapvető biokémiai reakciókat gátol. A higany idegméreg, a halak és a tengeri emlősök testében feldúsul, így bejuthat az emberi szervezetbe is. Az öböl környékén lakók szervezetébe a fogyasztott hallal és kagylóval került be a higany, és súlyos szervi elváltozásokat, mozgásszervi problémákat, vakságot és az agysejtek elhalását okozta. Az emberekben felhalmozódott higany következtében évek múltán is torzszülött csecsemők születtek. A kórban összesen 900-an haltak meg, 3000 embert pedig Minamata-tünetekkel tartottak nyilván.

Itai-itai kór: Toyama városhoz közeli bánya kadmium tartalmú szennyvizét engedték a Jinzu folyóba, ahonnan a földművesek a rizsföldeket öntözték. A betegség a lumbális terület fájdalmasságával, csigolyák felritkulásával, összeroppanásával, zöldhályoggal jártak. Nevét a fájdalmas kiáltásról itai-itai (jaj-jaj) kapta.

A *kadmium* nem esszenciális nehézfém. Kis dózisok esetén is fennáll a veszélye annak, hogy egyes növény és állatfajok az emberre veszélyes koncentrációban felhalmozzák. Az emberi szervezetben a metallothioneinhez kapcsolódik. A vesekéregben (cortex) koncentrálódik, azt károsítja. A vese sérülését a kis molekulájú fehérjék megjelenése jelzi a vizeletben. Mivel képes a Ca helyettesítésére, kiszorítja a csontok Ca tartalmának egy részét, elüvegesíti, törékennyé teszi azokat. Ez az itai-itai betegség kialakulásának az oka is. Tartós kis dózis hatására magas vérnyomás, szív nagyobbodás alakul ki.

Az ólom szintén nem esszenciális elem. Felvétele a szervezetben lassú, kiválasztása még lassúbb, így akkumulálódik. A D vitamin hiánya elősegíti felvételét. Legtöbb a vörösvértestekben van, ezekhez és a plazma fehérjékhez kötődve szállítódik. Elsődlegesen a máj és a vese halmozza fel. Innen átkerül a zsírszövetbe, csontokba és a fogakba, ahol igen hosszú ideig tárolódik. A szerves Pb vegyületek az agyba is bejutnak. Neurotoxikus hatása 1910 óta ismert. A tartós stressz, lázas betegségek hatására mobilizálódik. Az ólommérgezés idegrendszeri és simaizom működési problémákat, bélgörcsöt, hallucinációt okoz, mivel rontja a szövetek vérellátását. Számos kutató szerint hozzájárulhat a vérnyomás növekedéséhez, bizonyos pszichés problémák (depresszió, agresszivitás, memória kiesés, stb.) kialakulásához. Az ólommérgezés első tünete az anémia (vérszegénység), mivel gátolja a hemoglobin szintézist. Tartós ólomterhelés hatására csökken a szellemi teljesítmény, a betegségekkel szembeni ellenálló képesség és a termékenység. A gyerekek különösen érzékenyek az ólomra, a magas vérólom-szint náluk a szellemi fejlődésben jelentős lemaradást okozhat.

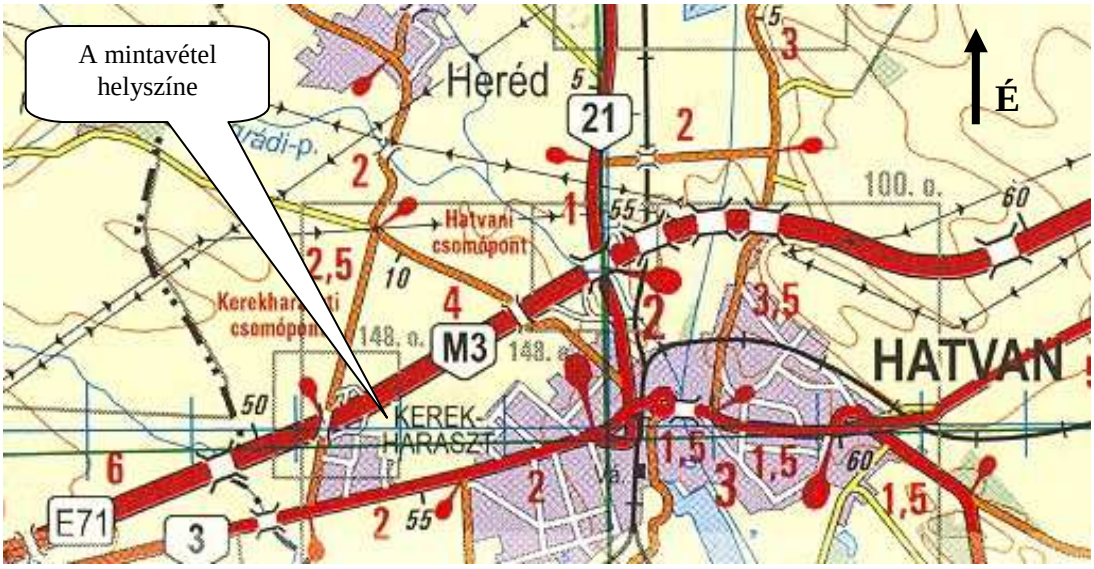
A korszerű analitikai módszereknek köszönhetően pontosan meghatározható az egyes anyagok biológiai szövetekben megtalálható koncentrációja. Azok az élő szervezetre kifejtett hatása viszont sok tényezőtől függ. A folyamat függ a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségétől, az expozíció módjától, idejétől, a szervezetben lefolyó kompartmentalizálódás milyenségétől, a respirációs traktus tisztulásától, a fém bilológiai felezési idejétől, és a szervezet fémmel szembeni rezisztenciájától (Nieboer és Fletcher, 1996; Salánki et al., 2003; Nriagu et al., 2006).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A mintavételi helyszín és körülményei

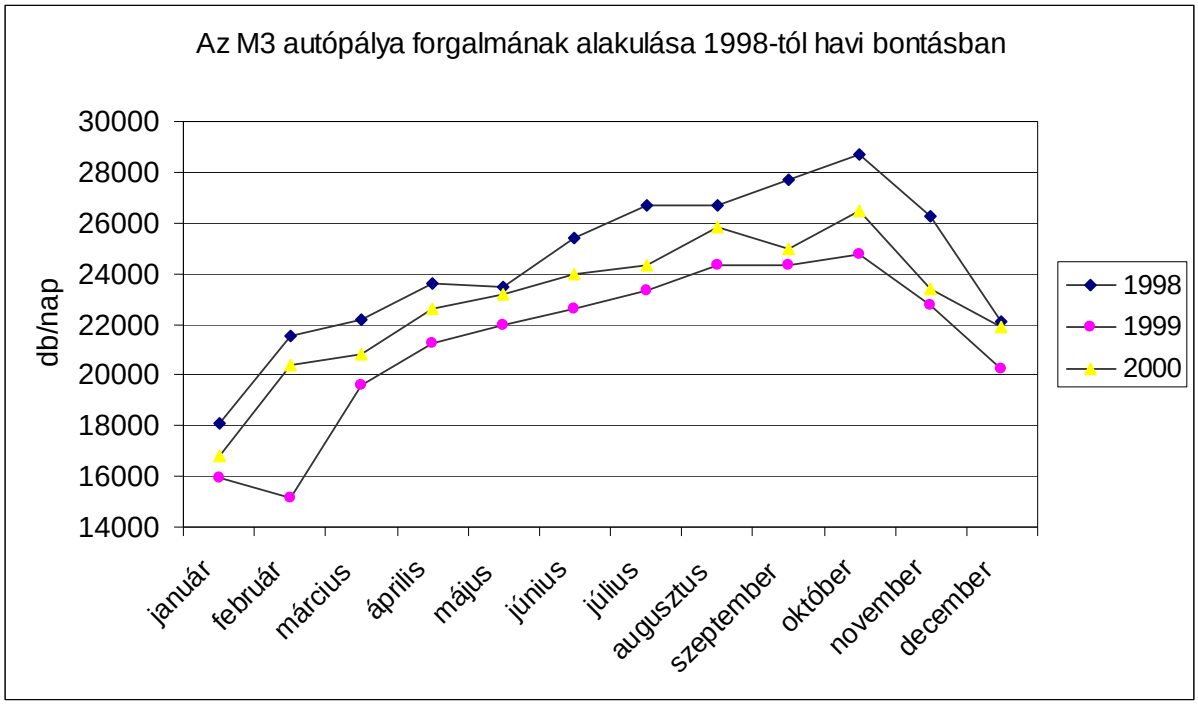
A vizsgálatokat közvetlenül az M3-as autópálya 51-es kilométer szelvénye mellett fekvő mezőgazdasági területeken végeztem. Ez a rész a Gödöllő-Hatvan közötti szakaszon helyezkedik el Kerekharaszt közelében (3.1. ábra). A terület sík, tengerszint feletti magassága 138 méter.

Az autópálya építése az 1970-es években kezdődött és jelenleg is folyamatban van. Az első 33,7 kilométer hosszúságú útszakaszt 1978-ban adták át, míg 1980-ra egészen az 55,1-es kilométerszelvényig elkészült az útpálya. Az autópálya mindkét irányban háromsávos. Két-két gyorsforgalmi sávból és egy-egy leálló sávból áll. Az ellenkező irányú forgalmat egy folytonos bokorsövény, illetve több szakaszon biztonsági szalagkorlát, valamint földsáv választja el egymástól. Az útpálya felszíne két oldalra lejt, ami biztosítja az útburkolatra hullott csapadékvíz gyors elvezetését. Az elfolyó víz így az autópályát övező, vízbefogadásra kialakított nyílt felszínű gyepnövényzettel borított árokba jut.



3.1. ábra: A mintavételi helyszín térképszelvénye

A vizsgálat évei alatt az autópályán naponta átlagosan 22 872 db egységjármű haladt át. A rendelkezésre álló adatok szerint a forgalomnagyság évenkénti és szezonális változást is mutat (3.2. ábra). Az autópályán 1999-től úthasználati díjat kell fizetni az áthaladó járművek után. Az 1998-as forgalmi adatokhoz képest csökkent az autópályát használók száma 1999-ben. A 2000-ben mért egységjármű darabszám viszont meghaladja az 1999-es értékeket, ami azt jelzi, hogy a gépjármű tulajdonosok elfogadják az autópályadíjat.
Megjegyezzük, hogy 2005-ben az átlagos napi járműforgalom 37 966 db egységjármű volt.



Forrás: ÉKMA Rt. (Észak-Kelet-Magyarországi Autópálya Fejlesztő és Üzemeltető Rt.)

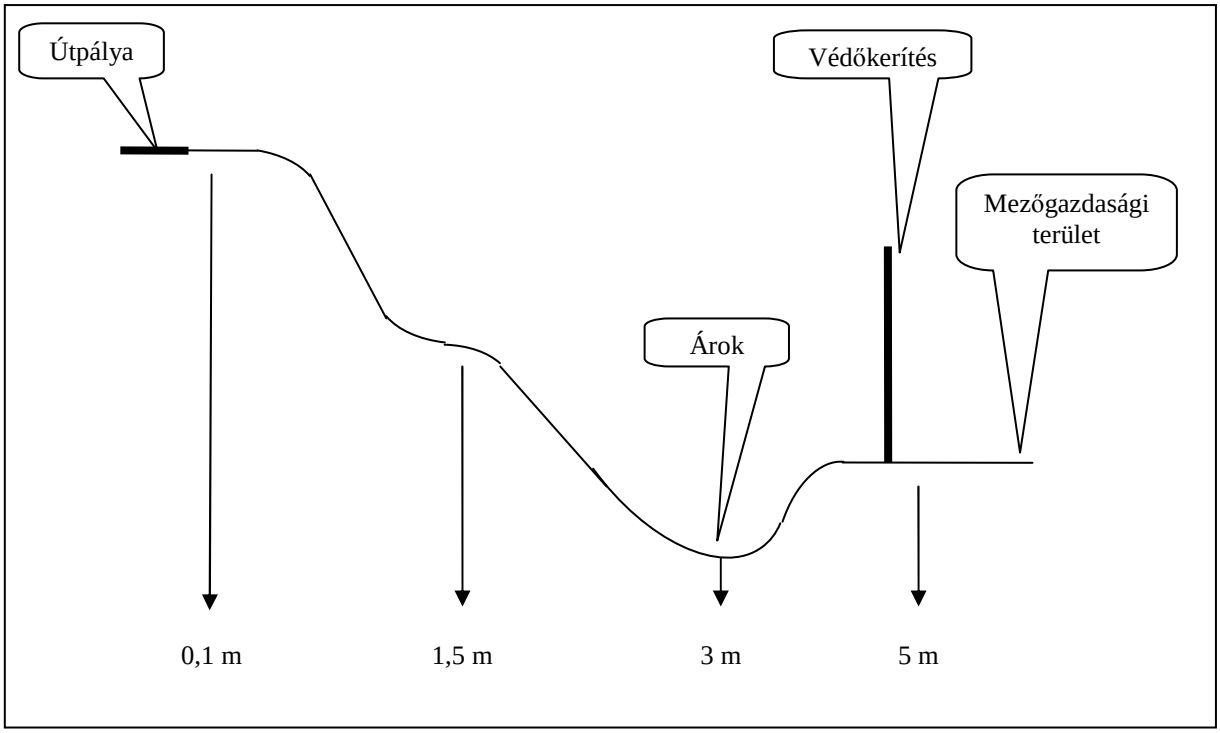
3.2. ábra: Az M3 autópálya havi gépjárműforgalmának alakulása 1998 és 2000 között

A terület meteorológiai viszonyai többé-kevésbé állandóak. Az uralkodó szélirány É-ÉNy-i, gyakorisága 40%. Az éves csapadékmennyiség 1996-ban 544,3 mm; 1997-ben 411,8 mm; 1998-ban 725 mm; 1999-ben 837 mm; 2000-ben 463,7 mm.

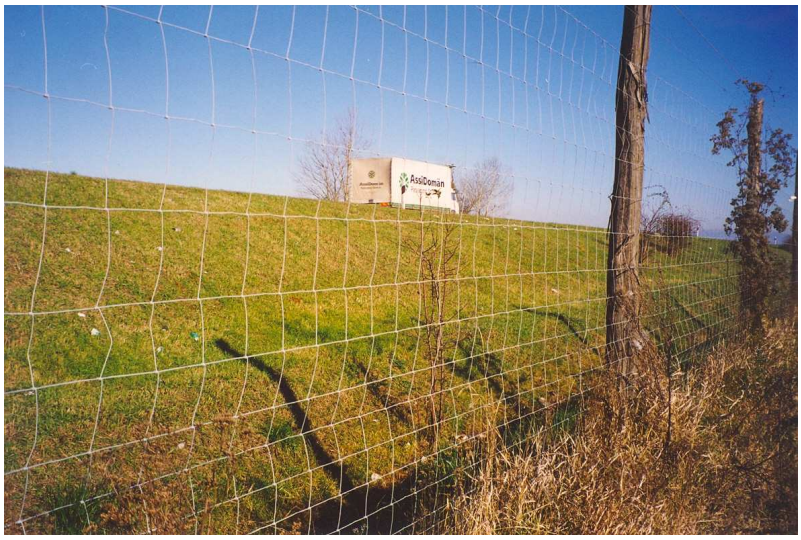
A mintavételi helyszín közelében nem volt egyéb nehézfém szennyezéseket kibocsátó ipari vagy mezőgazdasági létesítmény, amely módosíthatta volna a terület nehézfémtartalmát.

3.2. A mintavétel helye

Mintavételi helyszínként az M3-as autópálya 51-es kilométer szelvényének déli részén [az É-ÉNy-i szélirány miatt (Rao, 1979)] található területet választottam ki, amely mezőgazdasági művelés alatt áll. A terület közvetlenül az autópályát övező védőkerítéstől, az útpályától számított mintegy 5 métertől kezdődik. A terület vázlatos, nem méretarányos keresztmetszeti ábráján (3.3. ábra) megfigyelhető, hogy az autópálya mellett közvetlenül egy vízelvezető árok helyezkedik el. A szilárd útburkolatról lefolyó csapadékvíz magával ragadja az úttestre leülepedett szennyező anyagokat, amely teljes egészében a rézsűben és az árokban szikkad el. Ezáltal a mezőgazdasági területre nem folyhat szennyező anyagokkal terhelt csapadékvíz az úttestről (3.1. fénykép). Ily módon lehetőségem volt csak a levegőből származó, száraz vagy nedves leülepedéssel a növényzetre és talajra jutott nehézfémek mennyiségi vizsgálatára a mezőgazdasági művelés alatt álló területen.



3.3. ábra: A terület vázlatos, nem méretarányos keresztmetszeti ábrája



3.1. fénykép: Útpadka, árok és a kerítés

A magántulajdonban lévő, mezőgazdasági művelés alatt álló területen a művelés az autópályára merőlegesen történik, továbbá három egységre tagolható (3.2. fénykép). A közvetlenül egymás mellett található, egymástól el nem különített részek egyikét kaszálóként hasznosítják, a másikon lucernát, a harmadikon pedig kukoricát termesztenek. Azért választottam a lucernás részt, mert itt 1994-től termesztenek lucernát, így kisebb agrotechnikai műveletektől eltekintve nem történt mélyrehatóbb művelés, hiszen a lucerna termesztési technológiájából adódóan a talaj több évig szántatlan, azaz bolygatatlan marad. A mezőgazdasági terület talajtípusa csernozjom barna erdőtalaj.

3.2. fénykép: A mezőgazdasági művelés alatt álló vizsgálati terület

3.3. Általános talajjellemzők

Az autóutak, így az autópályák építésénél is rendkívül sok földmunkát végeznek. A talaj fizikai állapotának változása a tömörödésből és a forgatásból származik. A készülő útpályát nem az eredeti talajra, hanem máshonnan szállított, az építés szempontjából alkalmasabb talajra öntik. Mindez azt eredményezi, hogy az utak mellett lévő talajok (az úttól számított kb. 5 méteres sáv) típusa és tulajdonsága nagymértékben különbözhet a kissé távolabb elhelyezkedő, illetve a természetes talajától (Craul és Klein, 1980; Simpson, 1996). Tekintve, hogy az adott vizsgálati területre vonatkozóan nem állt rendelkezésre olyan adat, amelyből a talaj különböző paraméterei megismerhetőek lettek volna, így laboratóriumban határoztattam meg a közvetlenül az útpálya melletti – az útpályától számított 1 méteres távolságban –, valamint a mezőgazdasági művelésű területről – az útpályától számított 5 méteres távolságban – vett talajminták alapvizsgálati értékeit, melyeket a 3.1. táblázat ismertet. A lényegesen magasabb mésztartalom miatt az útpálya alatti talaj kémhatása lúgosabb és humusztartalma is sokkal alacsonyabb, ami egyértelműen bizonyítja, hogy a töltés talaja eltér a környező terület természetes talajától.

3.1. táblázat: Az autópályától számított 1 és 5 méteres távolságban gyűjtött talajminták alapvizsgálatainak eredményei.

Távolság* (m)	Mélység (cm)	pH (H_2O)	Összes só (%)	$CaCO_3$ (%)	Ca (mg kg^{-1})	K_A	Humusz (%)
1 méter	0-20	7,91	0,03	10,0	39938,59	43	1,84
5 méter	0-20	7,00	0,03	1,9	9552,67	43	4,20

* az útpályától számított távolság

3.4. Talajminták gyűjtésének módja és időpontja

A mintavételek minden évben tavasszal (május) és ősszel (szeptember) történtek 1998 és 2000 között, összhangban a növényminták gyűjtésével (1998.05.23, 1998.09.15, 1999.05.30.,

1999.09.03., 2000.05.28., 2000.09.10.). A mintavételezés során követtem Kádár (1986), Kádár és Horváth (1999), valamint Podani (1997) a talajminták gyűjtésére vonatkozó javaslatait, módszertani leírását. A talajmintákat kézi botfúró (Ø=6 cm) segítségével vettem a talajfelszíni 0-10 és 10-20 cm-es rétegből a talajokra vonatkozó mintavételi szabvány előírásainak figyelembe vételével (MSZ 21470-1:1998). A mintákat az úttól számított 0,1; 1,5; 3; 5; 10; 25; 50 és 100 méteres távolságokban gyűjtöttem 7 ismétlésben. Az ismétlések között 10 méter távolságot tartottam. A talajmintákat műanyag zacskókban szállítottam a Szent István Egyetem Növénytani és Növényélettani Tanszék Ökológiai Laboratóriumába.

3.5. Növényminták gyűjtésének módja és időpontja

A mintavételek minden évben tavasszal (május) és ősszel (szeptember) történtek 1998 és 2000 között közvetlenül a lucerna virágzás előtti időszakban(1998.05.23, 1998.09.15, 1999.05.30., 1999.09.03., 2000.05.28., 2000.09.10.). A növényállomány az úttesttől számított 5 méteres távolságtól kezdődik. A növénymintákat az úttól számított 5; 10; 25; 50 és 100 méteres távolságokban gyűjtöttem, azon mintavételi pontokon, ahol a talajmintákat is, 7 ismétlésben. A növények szárát a földfelszíntől 2 cm-re elvágtam, majd műanyag zacskókban a Szent István Egyetem Növénytani és Növényélettani Tanszék Ökológiai Laboratóriumába szállítottam.

Az autópályához közelebb (0,1-5 méter) lévő területen található növényzet fajlistáját a 7. melléklet tartalmazza.

3.6. Talajminták előkészítése és elemtartalmának meghatározása

A laborba szállított talajmintákat légszáraz állapotig szárítottam (három napon keresztül 90 ºC-on), aprítottam (daráltam, illetve összemorzsoltam), majd a 2 mm-nél kisebb részeket átszitáltam. Az így előkészített átszitált mintából 5 grammot analitikai mérleg segítségével Erlenmeyer-lombikba mértem és 50 cm^3 2 mol dm^{-3} HNO_3 oldat hozzáadása után 2 órán át rázógéppel rázattam. Ez az eljárás nem eredményezi a nehézfémtartalom teljes feltárását, mivel a talajalkotó ásványok kristályrácsában kötött nehézfémek így nem vihetők oldatba. A salétromsavval oldatba nem vihető nehézfémtartalom azonban környezetvédelmi szempontból közömbösnek tekinthető (Striebel és Gruber, 1997).

Az oldatot ezután MN 640 d jelű szűrőpapiron keresztül leszűrtem és az erre rendszeresített műanyag tégelyekben a Szent István Egyetem Kertészeti Karának ICP Laboratóriumába (ma Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar) szállítottam. A szűrletben lévő nehézfémek (Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu) mennyisége ICAP 61, Thermo Jarrel Ash típusú ICP atomemissziós spektrométer segítségével lett meghatározva.

3.7. Növényminták előkészítése és összes elemtartalmának mérése

A laborba szállított növénymintákat légszáraz állapotig szárítottam (három napon keresztül 70 ºC-on), majd aprítottam, ledaráltam és homogenizáltam. Ezután 0,2 grammot analitikai mérlegen teflonbombákba mértem, hozzáadtam 2 cm^3 salétromsavat (cc. HNO_3) és 2 cm^3 hidrogén-peroxidot (cc. H_2O_2). A feltárást nyomás alatt, kb. 130 ºC-on, 45 percen keresztül kuktában végeztem. Kihűlés után a teflonbombákban lévő oldatot MN 640 d jelű szűrőpapiron keresztül átszűrtem, majd bidesztillált vízzel 10 cm^3-re feltöltöttem. A szűrletet az erre rendszeresített műanyag tégelyekben a Szent István Egyetem Kertészeti Karának ICP Laboratóriumába (ma Budapesti Corvinus Egyetem Kertészettudományi Kar) szállítottam, ahol a szűrletben lévő nehézfémek (Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu) mennyisége ICAP 61, Thermo Jarrel Ash típusú ICP atomemissziós spektrométer segítségével lett meghatározva.
Fontos megjegyezni, hogy a növénymintákat mosatlanul készítettem elő és tártam fel, hiszen a növények felületére rakódott nehézfémek egy része lemosódhat a különböző mosási kezelések hatására (Albasel és Cottenie, 1985; Morselli et al., 2004). Jelen vizsgálatban célom a növényzetben és annak felületén megkötődött nehézfémek együttes vizsgálata, hiszen a takarmányként felhasznált lucerna többnyire ily módon kerül az állatok elé.

3.8. Határértékek megállapítása

A talajokra vonatkozó jogszabály (10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről) határozza meg a talajokban általában előforduló elemtartalmat (háttérkoncentráció) és a szennyezettségi határértékeket (3.2. táblázat). A jogszabály az „összes” elemtartalomra adja meg a határértékeket.

A 2004. augusztus 5-én hatályossá váló jogszabályi változás előtt érvényben voltak az ún. „C” intézkedési szennyezettségi határértékek, amelyek túllépése esetén a környezetvédelmi felügyelőségnek intézkednie kellett.

3.2. táblázat: Földtani közegben megengedhető „összes” nehézfémtartalom (mg kg^{-1}).

Elem jele	A	B	C_1	C_2	C_3
Cd	0,5	1	2	5	10
Cr	30	75	150	400	800
Cu	30	75	200	300	400
Ni	25	40	150	200	250
Pb	25	100	150	500	600
Zn	100	200	500	1000	2000

10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről

Ahol:

(A) háttér koncentráció: reprezentatív érték, egyes anyag természetes vagy ahhoz közeli állapotot jellemző koncentrációja a felszín alatti vízben, illetve a talajban.

(B) szennyezettségi határérték: felszín alatti víznél az ivóvízminőség és a vízi ökoszisztéma igényei, földtani közeg esetében a talajok multifunkcionalitásának és a felszín alatti vizek szennyezéssel szembeni érzékenységének figyelembevételével meghatározott kockázatos anyag koncentráció.

(C_i) intézkedési szennyezettségi határérték: egy adott terület - külön jogszabály szerinti *(Lásd: 33/2000. (III. 17.) Korm. r.)* - szennyeződés érzékenységétől függően meghatározott kockázatos anyag koncentráció, amelyet meghaladó érték esetén - (E) egyedi szennyezettségi határérték vagy (D) kármentesítési szennyezettségi határérték hiányában - a környezetvédelmi felügyelőségnek intézkednie kell (C_1 = Fokozottan érzékeny-, C_2 = Érzékeny-, C_3 = Kevésbé

érzékeny terület) (*a „C” értékek már nincsenek hatályban, csak tájékoztató jelleggel szerepelnek a dolgozatban*).

A növényekben megengedhető elemtartalmakat a Magyar Takarmány Kódex (2003) határozza meg. A takarmányokra vonatkozó elemtartalom határértékeket a 3.3. táblázat mutatja be.

3.3. táblázat: Takarmánynövényekben megengedhető nehézfémtartalom (mg kg^{-1} sz.a.)

	Zn	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni
Szennyezettségi határérték	250	10	0,5	35	n.a.	n.a.

n.a. = nincs adat

A 8/1985. (X.21.) EüM rendelet szárított zöldségre maximálisan 4 mg kg^{-1} As-, 2 mg kg^{-1} Pb-, 0,3 mg kg^{-1} Cd- és 0,05 mg kg^{-1} Hg- koncentrációt engedélyez.

3.9. Adatfeldolgozás

A kapott eredmények feldolgozása és értékelése többféle statisztikai programmal történt. Alap statisztikai számítások: Microsoft Excel 2003 - Microsoft Corp., variancia analízis: Minitab 12.0 – Minitab Inc., regresszió analízis SigmaPlot 8.00 – SPSS Inc., multivariancia analízis: SYN-TAX – Podani (1997).

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Vizsgálataimat az M3-as autópálya mellett elhelyezkedő területen végeztem 1998 és 2000 között. Tavaszi és őszi időpontokban vettem talajmintákat 8 különböző távolságban és 2 mélységben, valamint növénymintákat 5 távolságban. A mintákat feltárás után 6 nehézfémre elemeztem. Ezek eredményeit mutatom be az alábbiakban.

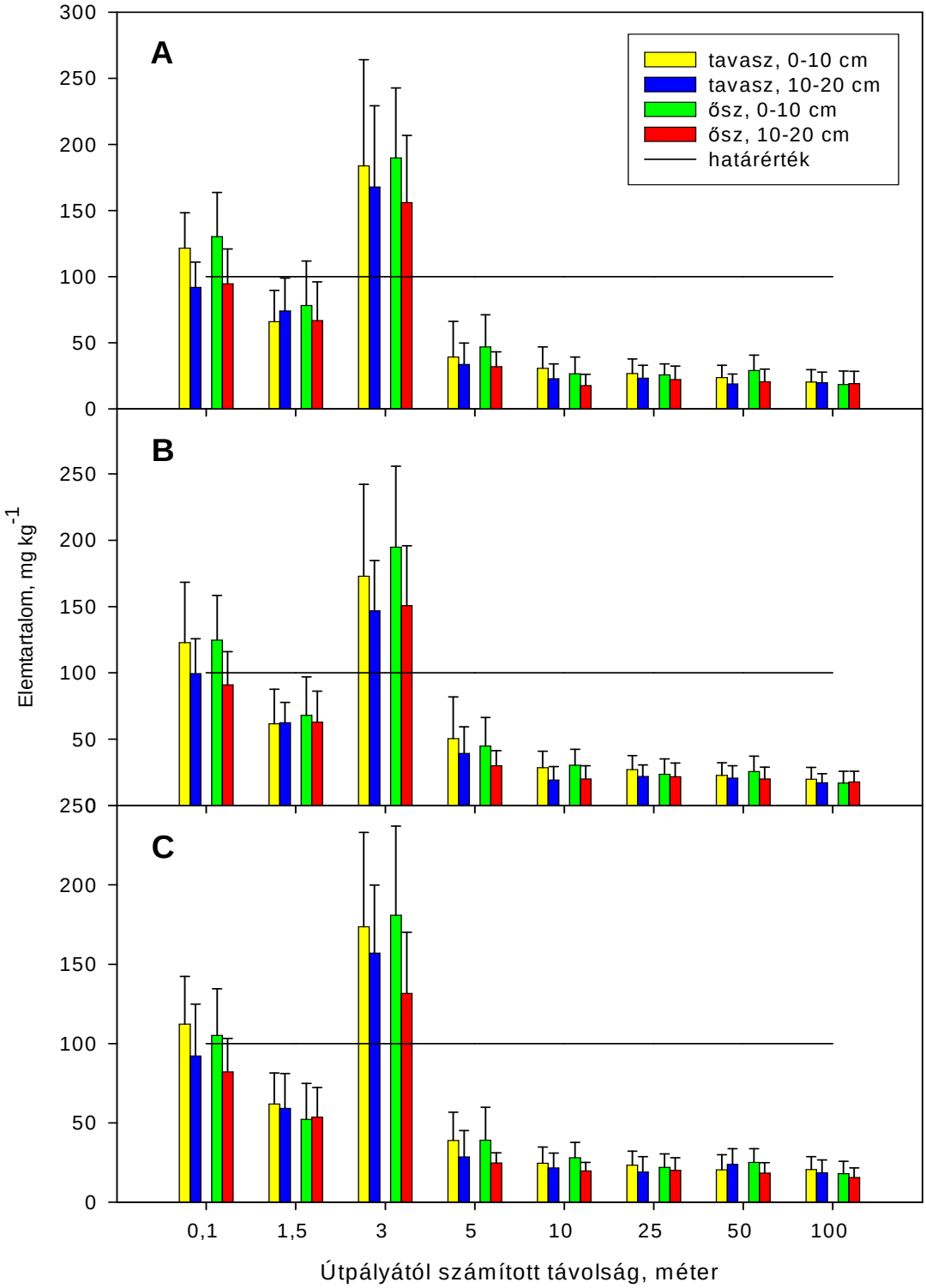
4.1. Talajminták vizsgálatának eredményei

A talajmintákban a gépjárműforgalom által kibocsátott, más tanulmányokban is a leggyakrabban vizsgált 6 nehézfém, az ólom, kadmium, cink, nikkel, króm és réz mennyiségét határoztam meg.

Ólom

1998-ban a talaj 2M HNO_3-oldható ólomtartalma a tavaszi mintavételkor a felső talajrétegben 9,05 és 293,25 mg kg^{-1} értékek között, míg ősszel 7,09 és 244,42 mg kg^{-1} között változott. A talajminták ólomkoncentrációja az alsó talajrétegben tavasszal 6,55 és 244,36 mg kg^{-1} között, az ősszel gyűjtött mintákban 7,00 és 216,09 mg kg^{-1} között volt mérhető (4.1. ábra).
A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

A tavaszi feltalaj mintákban (0-10 cm) mért ólomtartalom vizsgálatakor azt tapasztaltam, hogy az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után majdnem felére csökkent az elemtartalom (45,7 %-os csökkenés), de az árok alján, a 3 méteres távolságban kiugróan magas volt a talaj ólom koncentrációja (átlag 183,84 ± 80,24 mg kg^{-1}, SD), ez 51,2 %-al nagyobb ólomtartalmat jelent a 0,1 méteres távolsághoz képest. Az árok alján gyűjtött 7 db ismétlés közül ötben volt magasabb az ólom mennyiség a megengedettnél; az ötből háromban pedig a vonatkozó határérték (100 mg kg^{-1}) több mint kétszerese volt kimutatható. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) ólomtartalma 29,27 és 293,25 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban a mért értékek 9,05 és 87,61 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 39,15 ± 27,12 mg kg^{-1} (SD) volt.



4.1. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható ólomtartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért ólomkoncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

A 0,1 méteres távolságban mért elemtartalomhoz képest az 5 méteres távolságban az ólomkoncentráció csökkenés 67,78 %. Az 5 métertől távolabb, azaz 10 és 100 méter közé eső területek ólomtartalma meg sem közelítette a határértéket (9,70 és 55,18 mg kg^{-1} közötti értéktartomány), nem minősültek terheltnek, valamint többnyire megegyeztek a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó ólomtartalom értékekkel (16-26 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).

Az ősszel gyűjtött feltalaj mintákban (0-10 cm) mért ólomtartalom vizsgálatakor hasonlóan a tavaszi mintákban kapott eredményekhez azt tapasztaltam, hogy az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után jelentősen, mintegy 40 %-al csökkent az ólomtartalom, de a 3 méteres távolságban kiugróan magas volt a talaj ólom koncentrációja (átlag 189,79 ± 52,94 mg kg^{-1}). A növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest mintegy 46 %-os. Az árok aljában vett 7 db minta közül hatban volt több az ólomkoncentráció, mint a megengedett; a hatból három esetben pedig a vonatkozó határérték több mint kétszerese volt kimutatható. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) ólomtartalma 42,56 és 244,42 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott.
Az 5 méteres távolságban kapott eredmények 19,41 és 79,33 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 46,78 ± 24,32 mg kg^{-1}, ami 64,03 %-al kevesebb, mint a 0,1 méteres távolságban. Az 5 métertől távolabb eső területek ólomtartalma nem érte el a határérték felét sem (7,09 és 49,36 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).

A területre jellemző háttérértéket az úttól legtávolabb elhelyezkedő 100 méteres távolságban gyűjtött talajminták átlagos elemtartalma alapján számítottam, illetve határoztam meg. Ehhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajnak a tavaszi mintákban 503,1 %-al, az ősziekben 609,2 %-al volt több az ólomtartalma.

A vizsgált alsóbb talajrétegben (10-20 cm) tavasszal mért ólomtartalom elemzésekor a feltalajéhoz hasonló tendenciát tapasztaltam a távolság függvényében. Közvetlenül az útpálya mellett több volt az ólom mennyisége, mint az 1,5 méteres távolságban. A csökkenés mértéke (19,3 %) azonban nem olyan nagy, mint a feltalaj esetében. A 3 méteres távolságban a növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest 82,6 %-os volt. A 7 db ismétlés közül az alsóbb talajréteg esetében is ötben volt több az ólom mennyiség a megengedettnél, ötből kettő esetben a vonatkozó határérték több mint kétszerese volt mérhető. Az útpályához közel lévő

terület (0,1-3 méter) ólomtartalma a 10-20 cm-es talajrétegben 35,47 és 244,36 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban vett talajmintákban mért koncentrációk 11,20 és 53,92 mg kg^{-1} között változtak (átlag 33,55 ± 16,09 mg kg^{-1}). A 0,1 méteres távolságban mért értékekhez képest ez átlagosan 63,47 %-os csökkenés. A 10 és 100 méter közötti távolságban az ólomtartalom nem érte el a határérték 40 %-át sem (6,55 és 39,17 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).

Az ősszel vizsgált alsóbb talajrétegben (10-20 cm) az úthoz legközelebb lévő talajban több volt az ólommennyiség, mint az 1,5 méteres távolságban, ahol a csökkenés 29,3 %. Az árok alján a növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest viszont 65 %. Az ismétléseket vizsgálva ötben magasabb volt az ólomtartalom, mint a határérték. Az útpályához közel elhelyezkedő terület (0,1-3 méter) ólomtartalma 35,43 és 216,09 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban mért koncentrációk 14,5 és 48,48 mg kg^{-1} között változtak (átlag 31,85 ± 11,21 mg kg^{-1}), ami 66,30 %-al kisebb a 0,1 méteren gyűjtött talajok ólomtartalmánál. 10 és 100 méter között az ólomkoncentráció 7,00 és 37,00 mg kg^{-1} közötti értéktartományban változott.

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő alsóbb talajrétegben a tavaszi mintákban 365,8 %-al, az ősziekben 397,6 %-al több volt az ólomtartalom.

Az 1998-ban megfigyeltekhez hasonló tendencia állapítható meg a talajok ólomtartalmát vizsgálva 1999-ben és 2000-ben is (4.1. ábra). Minden évben a mért értékek hasonló értéktartományban helyezkedtek el, úgy az autópályához közelebb lévő területeknél, mint a távolabb eső mezőgazdasági területen. Jórészt hasonló a távolságfüggő elemtartalom változás is. Minden vizsgálati időpontban az úttól számított 3 méteres távolságban, azaz az autópályát övező árok alján vett mintákban mértem a legnagyobb ólomkoncentrációkat, míg a távolabb elhelyezkedő területek elemtartalma jóval kisebb volt.

A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.1. táblázat szemlélteti.

4.1. táblázat: 2M HNO_3-oldható ólomtartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	29,27	293,25	9,05	87,61	9,07	55,18
	ősz	42,56	244,42	19,41	79,33	7,09	49,36
1999	tavasz	27,01	258,51	18,15	112,69	8,58	51,03
	ősz	36,75	272,45	12,75	80,36	9,66	52,91
2000	tavasz	41,22	256,02	21,87	73,83	8,76	41,34
	ősz	30,94	238,64	16	67,125	8,50	40,16
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	35,47	244,36	11,20	53,92	6,55	39,17
	ősz	35,43	216,09	14,50	48,48	7,00	37,00
1999	tavasz	35,14	193,84	11,07	64,69	7,94	36,45
	ősz	35,70	218,41	16,80	48,79	8,12	39,13
2000	tavasz	35,00	214,93	10,34	61,09	7,78	37,80
	ősz	34,51	191,00	14,10	33,96	8,38	29,98

Fontos kiemelni, hogy 1999 tavaszán, az 5 méteres távolságban mért értékek 18,15 és 112,69 mg kg^{-1} között változtak. Csak ebben az esetben fordult elő a vizsgált három év alatt, hogy a mezőgazdasági művelés alatt álló területen a vizsgálati mintában (csak egyetlen mintában) határérték feletti ólomtartalmat mértem. Ez egyértelműen a közúti közlekedés környezetterhelő hatását tükrözi. Erre a térrészre már nem kerülhet az útpályáról lefolyó nehézfémekkel terhelt csapadékvíz, így a levegőből száraz vagy nedves kiülepedés folyamán kerülhet antropogén eredetű ólom a talajba vagy annak felszínére.

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.2. táblázat.

4.2. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható ólomtartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	54,35	151,27	32,22	25,18	21,95	19,44	16,58
	ősz	100	60,02	145,90	35,97	20,38	19,76	22,20	14,10
1999	tavasz	100	50,20	140,83	41,11	23,20	22,02	18,53	16,15
	ősz	100	54,51	156,18	36,00	24,44	18,92	20,54	13,56
2000	tavasz	100	55,12	154,59	34,60	21,89	20,80	18,23	18,32
	ősz	100	49,69	171,98	37,08	26,67	20,91	23,94	17,20
10-20 cm									
1998	tavasz	100	80,66	182,63	36,52	24,74	25,27	20,59	21,46
	ősz	100	70,61	165,03	33,70	18,56	23,61	21,66	20,09
1999	tavasz	100	62,69	147,51	39,41	19,21	21,99	20,91	17,12
	ősz	100	69,02	165,65	32,95	21,99	23,93	22,08	19,47
2000	tavasz	100	64,25	170,37	31,08	23,61	20,70	25,79	20,10
	ősz	100	65,18	159,97	30,09	24,14	24,39	22,29	18,99

A talajmélység, az autóúttól való távolság, valamint az idő talaj ólomtartalomra kifejtett hatását általános lineáris modell statisztikai módszer segítségével ellenőriztem. A páronkénti összehasonlításhoz a Tukey-féle tesztet használtam. Az elvégzett analízis fő eredményeit a 4.3. táblázat tartalmazza.

A talaj ólomtartalma tekintetében a talajmélység és az autóúttól való távolság függvényében is kimutatható szignifikáns eltérés az egyes minták között. Az úttól számított 10 méteres távolságig szinte minden minta ólomtartalma különbözik a többitől, 10 métertől távolabb azonban már nincs szignifikáns változás. A mélység szerinti eltérés távolságfüggő (azaz szignifikáns mélység×távolság interakció), ugyanis jelentős eltérés a felső és az alatta lévő 10 cm-es talajréteg ólomtartalma között csak az autóút mellett mutatkozott.

Az idő függvényében nem volt kimutatható jelentős eltérés. Az ólomtartalom távolság és talajmélység szerinti változása is minden időpontban azonos (azaz a távolság×időpont és a

mélység×időpont interakció sem igazol szignifikáns eltérést). Különbséget akkor sem lehetett kimutatni, ha szezonális (tavasz, ősz) összehasonlítást végzünk. Az évenkénti összehasonlításban csekély mértékben (p=0,024) az 1998-as ólomtartalom adatok mutatkoztak magasabbnak a 2000-eshez képest, de csak az úthoz legközelebbi mintáknál.

4.3. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok ólomtartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	30,28	353,30	1,66	4,35	0,48	0,32
propabilitás	0,000	0,000	0,143	0,000	0,790	1,000

A két vizsgált talajréteg értékeit összehasonlítva megállapítható, hogy a vizsgált időintervallumon belül mind a tavaszi mind az őszi mintákban a feltalajban (0-10 cm) mért ólomkoncentrációk magasabbak voltak.
Ez a megfigyelésem megegyezik több szakirodalmi megállapítással, miszerint a bolygatatlan talajok felső részének ólomtartalma rendszerint magasabb, mint az alsóbb talajrétegeké. Ward et al. (1977) Új-Zélandon, Chow (1970) Marylandben (USA), Cuny et al. (2001) Franciaországban, Morton-Bremea et al. (2002) Mexikóban, valamint Al-Chalabi és Hawker (2000) Ausztráliában végzett vizsgálatainak eredménye azt mutatta, hogy a felső 0-5 cm-es réteg ólomtartalma 60-3520 mg kg^{-1} érték között változott. Al-Shayeb és Seaward (2001b) megállapította, hogy a talaj ólomtartalmának 74,7 %-a a felső (0-5 cm) talajrétegben található, jelezve, hogy a szennyezés légköri eredetű.

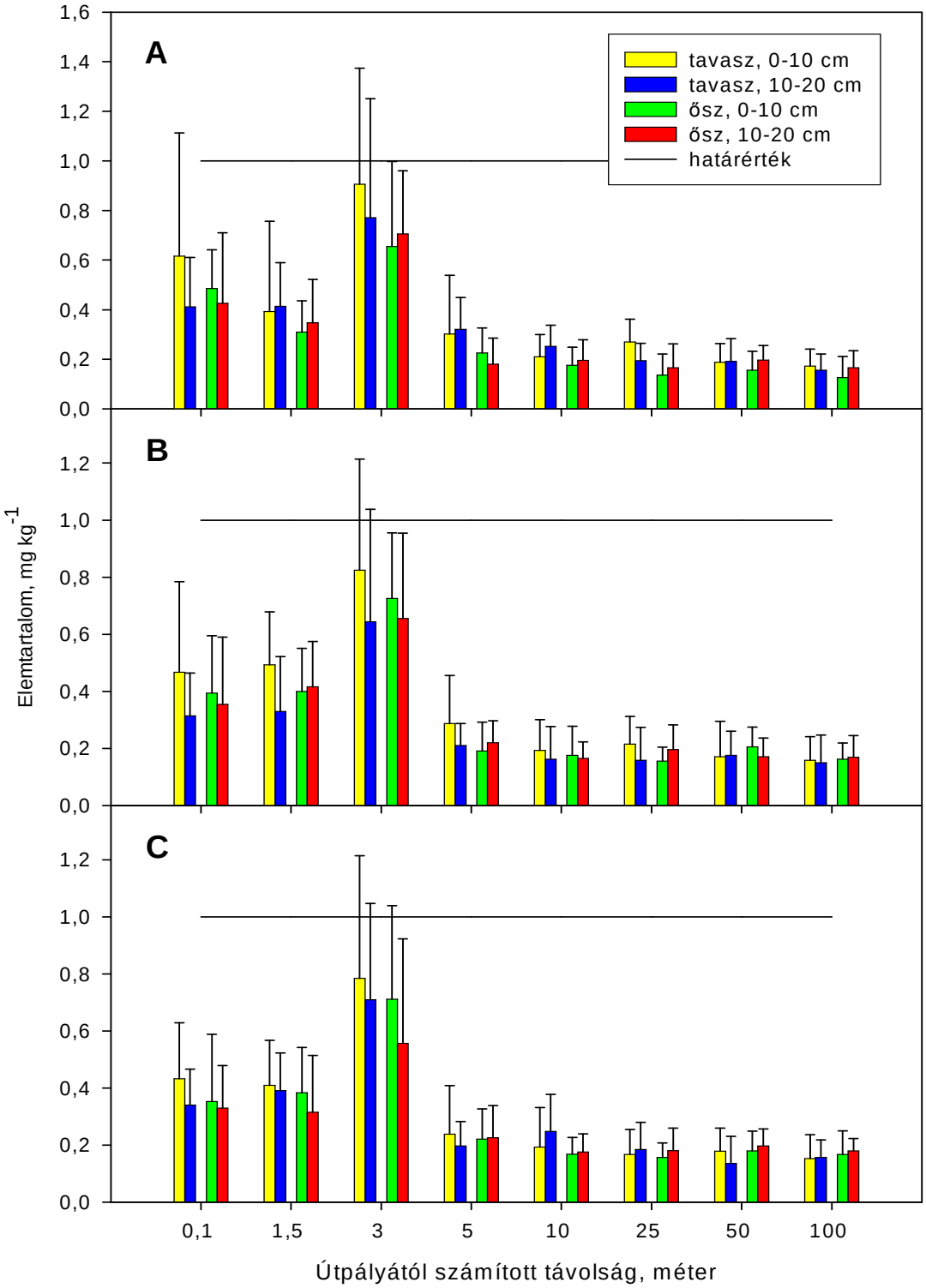
A statisztikai különbség azonban csak az 1998-ban gyűjtött talajminták esetében adódott, a két talajréteg közötti különbség a legközelebb fekvő talajok (0,1 méteres távolság) esetében p<5 % szinten szignifikáns (mind a tavaszi mind az őszi mintákban), míg a távolabbi területeken nem tapasztalható statisztikailag igazolható különböző ség.

Kadmium

A vizsgált talaj 2M HNO_3-oldható kadmium tartalma 1998-ban a felső talajrétegben, a tavaszi mintákban 0,03 és 1,72 mg kg^{-1} értékek között, míg ősszel 0,00 és 1,31 mg kg^{-1} között változott. A talajminták kadmium koncentrációja az alsó talajrétegben tavasszal 0,05 és 1,63 mg kg^{-1} között, az ősszel gyűjtött mintákban 0,00 és 1,08 mg kg^{-1} között volt mérhető (4.2. ábra). A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

A kadmium tartalom a tavaszi feltalaj mintákban (0-10 cm) az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után 36,1 %-al csökkent, de az árok alján, a 3 méteres távolságban magas volt (átlag 0,91 ± 0,41 (SD) mg kg^{-1}), ez 47,1 %-al több kadmium tartalmat jelent a 0,1 méteres távolsághoz képest. Az útpályához 0,1 méteres távolságban gyűjtött 7 db ismétlés közül egy mintában, míg az árok alján kettőben volt több a kadmium mennyiség a vonatkozó határértéknél (1 mg kg^{-1}). Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) kadmium tartalma 0,17 és 1,72 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban a mért értékek 0,03 és 0,76 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 0,30 ± 0,24 mg kg^{-1} (SD). A 0,1 méteres távolságban mért elemtartalomhoz képest az 5 méteres távolságban a kadmium koncentráció csökkenés 51,04 %. Az 5 métertől távolabb, azaz 10 és 100 méter közé eső területek kadmium tartalma meg sem közelítette a határértéket (0,07 és 0,43 mg kg^{-1} közötti értéktartomány), nem minősültek terheltnek, valamint többnyire megegyeztek a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó ólomtartalom értékekkel (<0,5 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).

Ősszel, a feltalajból gyűjtött mintákban (0-10 cm) mért kadmium tartalom vizsgálatakor hasonlóan a tavaszi mintákban kapott eredményekhez azt tapasztaltam, hogy az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után jelentősen, mintegy 36,1 %-al csökkent a kadmium tartalom, de a 3 méteres távolságban magas volt a talaj kadmium koncentrációja (átlag 0,65 ± 0,34 mg kg^{-1}). A növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest mintegy 34,7 %-os. Az árok aljában vett 7 db minta közül egyben volt több a kadmium koncentráció, mint a megengedett. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) kadmium tartalma 0,14 és 1,34 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott.



4.2. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható kadmium tartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért kadmium koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 5 méteres távolságban kapott eredmények 0,10 és 0,40 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 0,23 ± 0,1 mg kg^{-1}, ami 53,52 %-al kevesebb, mint a 0,1 méteres távolságban. Az 5 métertől távolabb eső területek kadmium tartalma nem érte el a határérték harmadát sem (0,00 és 0,29 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő felső talajrétegben a tavaszi mintákban 256,1 %-al, az ősziekben 286,3 %-al volt több a kadmium tartalma.

A vizsgált alsó talajrétegben (10-20 cm) tavasszal mért kadmium tartalom változásának tendenciája nem hasonló a feltalajéhoz. Közvetlenül az útpálya mellett és az 1,5 méteres távolságban egyező volt a kadmium mennyisége. A 3 méteres távolságban a növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest 87,5 %-os volt. A 7 db ismétlés közül az alsó talajréteg esetében is kettőben volt több a kadmium mennyiség a határértéknél. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) elemtartalma a 10-20 cm-es talajrétegben 0,16 és 1,63 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban vett talajmintákban mért koncentrációk 0,19 és 0,56 mg kg^{-1} között változtak (átlag 0,32 ± 0,13 mg kg^{-1}). A 0,1 méteres távolságban mért értékekhez képest ez átlagosan 22,22 %-os csökkenés. A 10 és 100 méter közötti távolságban a kadmium tartalom nem érte el a határérték 40 %-át sem (0,05 és 0,36 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).

Az ősszel vizsgált alsó talajrétegben (10-20 cm) az úthoz legközelebb lévő talajban több volt a kadmium mennyiség, mint az 1,5 méteres távolságban, ahol a csökkenés 18,4 %. Az árok alján a növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest viszont 65,7 %. Az ismétléseket vizsgálva egyben volt több a kadmium tartalom, mint a határérték. Az útpályához közel elhelyezkedő terület (0,1-3 méter) kadmium tartalma 0,15 és 1,08 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban mért koncentrációk 0,00 és 0,33 mg kg^{-1} között változtak (átlag 0,18 ± 0,11 mg kg^{-1}), ami 57,71 %-al kisebb a 0,1 méteres távolságban gyűjtött talajok kadmium tartalmánál. 10 és 100 méter között az kadmium koncentráció 0,06 és 0,34 mg kg^{-1} közötti értéktartományban változott.

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő alsóbb talajrétegben a tavaszi mintákban 164,2 %-al, az ősziekben 156,8 %-al több volt a kadmium tartalom.

Az 1998-ban megfigyeltekhez hasonló tendencia állapítható meg a talajok kadmium tartalmát vizsgálva 1999-ben és 2000-ben is (4.2. ábra).
A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.4. táblázat szemlélteti.

4.4. táblázat: 2M HNO_3-oldható kadmium tartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	0,17	1,72	0,03	0,76	0,07	0,43
	ősz	0,14	1,31	0,1	0,40	kha.	0,29
1999	tavasz	0,21	1,55	0,05	0,46	kha.	0,36
	ősz	0,10	1,05	0,08	0,34	kha.	0,32
2000	tavasz	0,15	1,40	kha.	0,45	kha.	0,32
	ősz	0,05	1,31	0,07	0,38	kha.	0,30
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	0,16	1,63	0,19	0,56	0,05	0,36
	ősz	0,15	1,08	kha.	0,33	0,06	0,34
1999	tavasz	0,12	1,22	0,09	0,33	kha.	0,31
	ősz	0,11	1,20	0,12	0,33	0,02	0,30
2000	tavasz	0,18	1,35	0,09	0,30	kha.	0,40
	ősz	0,11	1,12	0,04	0,38	0,05	0,29

kha = kimutathatósági határérték alatt

1998-hoz hasonlóan 1999-ben és 2000-ben is az úttól számított 3 méteres távolságban, az árok alján vett mintákban mértem a legnagyobb kadmium koncentrációkat, míg a távolabb elhelyezkedő területek elemtartalma jóval kisebb volt.

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.5. táblázat.

4.5. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható kadmiumtartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	63,81	147,10	48,96	34,11	43,85	30,63	28,07
	ősz	100	63,82	134,71	46,47	36,18	27,94	32,06	25,88
1999	tavasz	100	105,50	176,45	61,47	41,28	46,18	36,70	33,94
	ősz	100	101,56	184,06	48,55	44,57	39,49	52,17	41,30
2000	tavasz	100	94,72	181,19	55,12	44,55	38,61	41,25	35,31
	ősz	100	108,91	201,62	62,75	47,77	44,53	51,01	47,37
10-20 cm									
1998	tavasz	100	100,35	187,50	77,78	61,11	47,22	46,53	37,85
	ősz	100	81,54	165,77	42,28	45,97	38,93	46,31	38,93
1999	tavasz	100	105,00	205,00	66,82	51,82	50,45	55,91	47,73
	ősz	100	117,34	185,08	62,10	46,77	55,24	48,39	47,58
2000	tavasz	100	115,13	208,82	57,98	73,11	54,20	39,92	46,22
	ősz	100	95,67	168,83	68,40	53,25	54,98	59,74	54,55

A kadmium esetében a többváltozós statisztikai elemzés a távolság függvényében 0,1 % alatti, a mélység függvényében viszont csak 5,4 %-os szignifikancia szinten igazolt eltérést a minták között (4.6. táblázat). Az idő függvényében 3,1 %-os szinten különbséget jelzett az elemzés, de a Tukey-féle páronkénti összehasonlítást átnézve ez az időbeli különbség csupán a különböző távolságokban vett minták közötti eltérések időbeli változását jelzi, azaz nem egy adott távolságban vett minták időbeli elemtartalom változásával függ össze.

A Cd esetében a két talajréteg közötti eltérés nem számottevő, még az úthoz legközelebbi mintákban sem. Szignifikáns különbséget a mélység×távolság interakció sem igazol. Időbeli eltérés évenkénti és évszakonkénti bontásban sem mutatkozott.

4.6. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok kadmium tartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	3,74	89,45	2,48	1,13	0,88	0,42
propabilitás	0,054	0,000	0,031	0,341	0,491	0,999

A két vizsgált talajréteg eredményeit összehasonlítva megállapítható, hogy a vizsgált időintervallumon belül mind a tavaszi mind az őszi mintákban a feltalajban (0-10 cm) mért kadmium koncentrációk átlagértékei magasabbak voltak az úthoz közelebb elhelyezkedő 0,1-3 méteres távolságokban, a mezőgazdasági művelés alatt lévő területen ugyanakkor nem minden esetben a felső réteg tartalmazza a több kadmiumot.
A statisztikailag igazolható szignifikáns különbség azonban nem volt kimutatható a két talajréteg között.

<u>Cink</u>

1998-ban a talaj 2M HNO_3-oldható cinktartalma a tavaszi mintavételkor a felső talajrétegben 17,41 és 265,03 mg kg^{-1} értékek között, míg ősszel 16,43 és 259,68 mg kg^{-1} között változott. A talajminták cinkkoncentrációja az alsó talajrétegben tavasszal 18,76 és 185,69 mg kg^{-1} között, az ősszel gyűjtött mintákban 13,17 és 239,70 mg kg^{-1} között volt mérhető (4.3. ábra).
A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

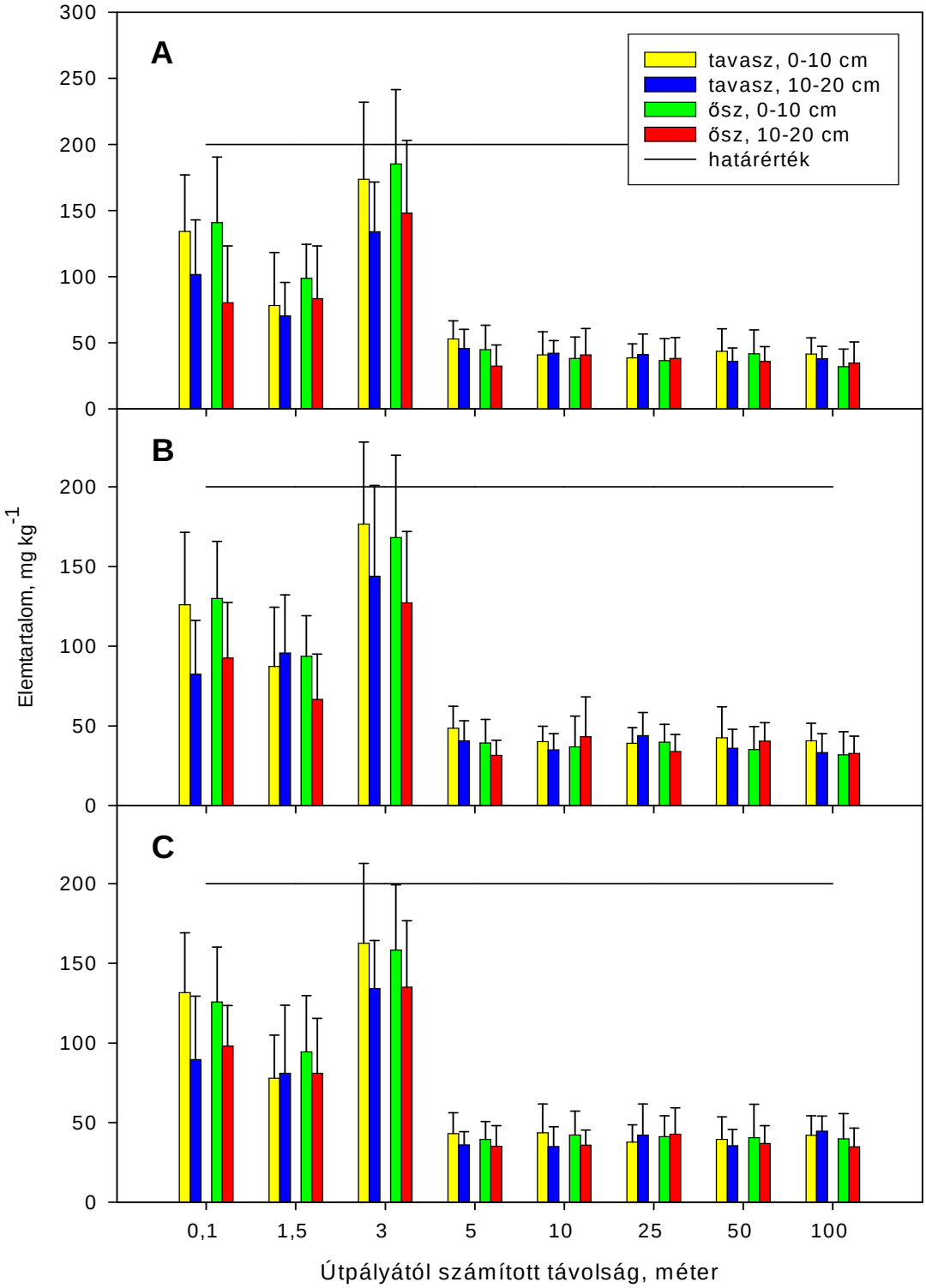
Tavasszal a 0-10 cm-es feltalaj mintákban mért értékek azt mutatták, hogy –hasonlóan az ólomhoz és kadmiumhoz- az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után jelentősen csökkent a cink mennyiség, de az árok alján szintén magasabb volt a talaj cink koncentrációja (átlag 173,54 ± 58,30 mg kg^{-1}, SD), ez 29,20 %-al nagyobb cinktartalmat jelent a 0,1 méteres távolsághoz képest. Az árok alján gyűjtött 7 db ismétlés közül kettőben volt magasabb a cink mennyiség a megengedettnél (200 mg kg^{-1}). Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) cinktartalma 37,08 és 265,03 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres

távolságban a mért értékek 37,59 és 72,31 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 52,86 ± 13,61 mg kg^{-1} (SD) volt. A 0,1 méteres távolságban mért elemtartalomhoz képest az 5 méteres távolságban az cink koncentráció csökkenés 60,64 %. Az 5 métertől távolabb, azaz 10 és 100 méter közé eső területek cinktartalma meg sem közelítette a határértéket (17,41 és 76,86 mg kg^{-1} közötti értéktartomány), nem minősültek terheltnek, valamint többnyire megegyeztek –vagy kevesebb- a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó cinktartalom értékekkel (69-96 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).

Az ősszel gyűjtött feltalaj mintákban (0-10 cm) mért cinktartalom estében az úttesttől számított 0,1 méteres távolság után szintén csökkent az elemtartalom, de a 3 méteres távolságban kissé magasabb volt a cink koncentrációja (átlag 185,14 ± 56,24 mg kg^{-1}), mint a tavaszi mintákban. A növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest mintegy 31,5 %-os. Az árok aljában vett 7 db minta közül kettőben volt több a koncentráció a megengedettnél. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) cinktartalma 64,89 és 259,68 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban kapott eredmények 16,43 és 65,04 mg kg^{-1} között változtak, az átlag 44,65 ± 18,54 mg kg^{-1}, ami 68,27 %-al kevesebb, mint 0,1 méteres távolságban mért értékek. Az 5 métertől távolabb eső területek cinktartalma átlagosan a határérték egynegyedét éri el (16,51 és 68,05 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajban a tavaszi mintákban 224,4 %-al, az ősziekben 341,4 %-al több volt a cinktartalom.

Az alsó talajrétegből tavasszal gyűjtött minták esetében (10-20 cm) a 0,1 méteres távolság után csökken (1,5 méter), majd nő a cinktartalom (a 3 méteres távolságban az átlag 133,99 ± 37,67 mg kg^{-1}). A növekedés a 0,1 méteres távolsághoz képest mintegy 34,7 %-os. Az árok aljában vett mintákban nincs határérték túllépés. Az útpályához közel lévő terület (0,1-3 méter) cinktartalma 40,08 és 185,69 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott.
Az 5 méteres távolságban vett talajmintákban mért koncentrációk 28,52 és 67,02 mg kg^{-1} között változtak (átlag 45,58 ± 14,61 mg kg^{-1}). A 0,1 méteres távolságban mért értékekhez képest ez átlagosan 55,08 %-os csökkenés. A 10 és 100 méter közötti távolságban a cinktartalom nem érte el a határérték 25 %-át sem (18,76 és 60,24 mg kg^{-1} közötti értéktartomány).



4.3. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható cinktartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért cink koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az ősszel vizsgált alsó talajrétegben (10-20 cm) az úthoz legközelebb, valamint az 1,5 méteres távolságban lévő talajban csaknem egyező volt a cinkmennyiség. Az árok alján a növekedés még nagyobb; a 0,1 méteres távolsághoz képest 84,28 %. Az ismétléseket vizsgálva kettőben magasabb volt a cinktartalom, mint a határérték. Az útpályához közel elhelyezkedő terület (0,1-3 méter) cinktartalma 35,16 és 239,70 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott. Az 5 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban mért koncentrációk 14,67 és 55,68 mg kg^{-1} között változtak (átlag 32,34 ± 16,01 mg kg^{-1}), ami 59,71 %-al kisebb a 0,1 méteres távolságban gyűjtött minták cinktartalmánál. 10 és 100 méter között a cinkkoncentráció 13,17 és 77,37 mg kg^{-1} közötti értéktartományban változott.

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő alsóbb talajrétegben a tavaszi mintákban 168,51 %-al, az ősziekben 132,55 %-al több volt a cinktartalom.

Az 1999-ben és 2000-ben gyűjtött talajminták eredményei az 1998-ban mért értékekhez hasonlóak, azaz a vizsgált években a mért értékek hasonló értéktartományban helyezkedtek el az autópályához közelebb lévő területeknél is, és a távolabb eső mezőgazdasági területen is. Minden vizsgálati időpontban az úttól számított 3 méteres távolságban, azaz az autópályát övező árok alján vett mintákban mértem a legnagyobb cink koncentrációkat, míg a távolabb elhelyezkedő területek elemtartalma jóval kisebb volt. A távolságfüggő elemtartalom változás minden évben hasonló tendenciát mutat.

A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.7. táblázat szemlélteti.

4.7. táblázat: 2M HNO_3-oldható cinktartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	37,08	265,03	37,59	72,31	17,41	76,86
	ősz	64,89	259,68	16,43	65,04	16,51	68,05
1999	tavasz	46,03	244,87	32,48	72,72	24,19	81,00
	ősz	55,91	225,64	21,25	68,00	15,07	70,10
2000	tavasz	48,73	211,06	27,23	66,18	21,37	72,36
	ősz	51,23	205,61	27,24	54,97	18,72	67,44
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	40,08	185,69	28,52	67,02	18,76	60,24
	ősz	35,16	239,70	14,67	55,68	13,17	77,37
1999	tavasz	44,26	232,84	26,62	61,40	17,89	67,63
	ősz	39,54	187,83	22,20	48,79	21,04	88,91
2000	tavasz	36,97	164,39	24,10	46,22	16,74	72,89
	ősz	42,39	203,75	20,04	56,29	21,03	75,40

A vizsgálat első évéhez képest eltérést tapasztaltam a tavaszi minták vizsgálata során az 1,5 méteres távolságban, ugyanis 1999-ben és 2000-ben is az alsóbb talajrétegben kissé több az átlagos elemtartalom a feltalajhoz képest. A távolságfüggő változást vizsgálva megállapítható, hogy 1999-ben a tavaszi 10-20 cm-es talajrétegben a 0,1 és 1,5 méteres távolságok között nő a cink koncentráció.

A talajok cinktartalma csak a 3 méteres távolságban haladta meg a határértéket; 1999-ben a tavaszi feltalaj mintákban két alkalommal, míg az alsóbb talajrétegben egyszer, valamint ősszel a feltalajban egy alkalommal. 2000-ben egy tavaszi feltalaj minta cinktartalma volt kissé több a megengedettnél, míg ősszel mind a feltalajban mind az alsóbb talajrétegben egy-egy alkalommal.

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajban a tavaszi mintákban 210,8 %-al (1999), illetve 213,7 %-al (2000), az ősziekben 307,3 %-al

(1999), illetve 215,7 %-al (2000) több volt a cinktartalom. Az alsóbb talajrétegben tavasszal 148,1 %-al (1999), illetve 100,7 %-al (2000), az ősziekben 182,5 %-al (1999), illetve 181,3 %-al (2000) több volt a cink mennyisége.

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.8. táblázat.

4.8. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható cinktartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	58,19	129,20	39,35	30,43	28,64	32,38	30,82
	ősz	100	70,12	131,53	31,72	27,02	25,85	29,61	22,65
1999	tavasz	100	69,23	140,05	38,47	31,84	31,05	33,81	32,17
	ősz	100	72,13	129,42	30,22	28,37	30,57	27,04	24,55
2000	tavasz	100	59,18	123,52	32,80	33,15	28,65	29,96	31,88
	ősz	100	75,03	125,83	31,44	33,54	32,72	32,20	31,67
10-20 cm									
1998	tavasz	100	69,33	132,05	44,92	41,43	40,36	35,21	37,24
	ősz	100	103,97	184,28	40,29	50,87	47,56	44,50	43,00
1999	tavasz	100	116,14	174,54	49,39	42,39	53,21	43,57	40,30
	ősz	100	71,91	137,28	34,12	46,52	36,54	43,64	35,39
2000	tavasz	100	90,53	149,96	40,31	38,99	46,85	39,75	49,81
	ősz	100	82,47	137,73	35,81	36,60	43,58	37,56	35,55

A statisztikai elemzés a cink esetében az ólomhoz hasonló eredményt hozott, azaz szignifikáns eltérés a talajmélység és az autóúttól való távolság függvényében mutatkozott, az idő függvényében szignifikáns változás nem történt (4.9. táblázat).

A talajmélység szerinti különbség az úthoz legközelebbi minták esetében jelentkezett csak, azaz a mélység szerinti eltérés távolságfüggő a Zn esetében is (szignifikáns mélység×távolság interakció).

Az idő szerinti statisztikai vizsgálat akkor sem mutatott ki szignifikáns különbséget, ha nem időpontonkénti, hanem évszakos, illetve évenkénti összehasonlítást végeztem. Továbbá a mélység×idő és a távolság×idő interakciók sem igazoltak szignifikáns változást, azaz a talaj cinktartalmának mélység-, illetve távolságfüggése minden időpontban azonosnak tekinthető.
A távolság tekintetében a felső talajrétegben az útpályától mérve 10 méteres távolságtól, az alsó talajrétegben 5 méteres távolságtól nincs szignifikáns eltérés a minták cinktartalmában.

4.9. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok cinktartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	32,21	217,05	0,44	7,08	0,16	0,42
propabilitás	0,000	0,000	0,819	0,000	0,977	0,999

A két vizsgált talajréteg eredményeit összehasonlítva megállapítható, hogy a vizsgált időintervallumon belül mind a tavaszi mind az őszi mintákban többnyire a feltalajban (0-10 cm) mért cink koncentrációk átlagértékei magasabbak voltak az úthoz közelebb elhelyezkedő 0,1-3 méteres távolságokban, a mezőgazdasági művelés alatt lévő területen ugyanakkor nem minden esetben a felső réteg tartalmazza a több cinket.
A statisztikailag igazolható szignifikáns különbség azonban csak az 1998-ban gyűjtött őszi talajminták esetében adódott; a 0,1 méteres távolságban a két talajréteg $p<5$ % szignifikancia szinten eltérő.

<u>Nikkel</u>

Az előzőekben bemutatott nehézfémektől (Pb, Cd, Zn) eltérően a nikkel esetében nem tapasztaltam nagymértékű 2M HNO_3-oldható koncentráció változást a távolság függvényében. Az átlagértékeket és szórásértékeket szemléltető 4.4. ábrán látható, hogy a nikkel esetében is többnyire megállapítható, hogy az autópályától (0,1 méter) távolodva az 1,5 méteres távolságban többnyire kevesebb volt a nikkel mennyiség, viszont a legmagasabb értékek az utat övező árok alján, a 3 méteres távolságban adódtak.

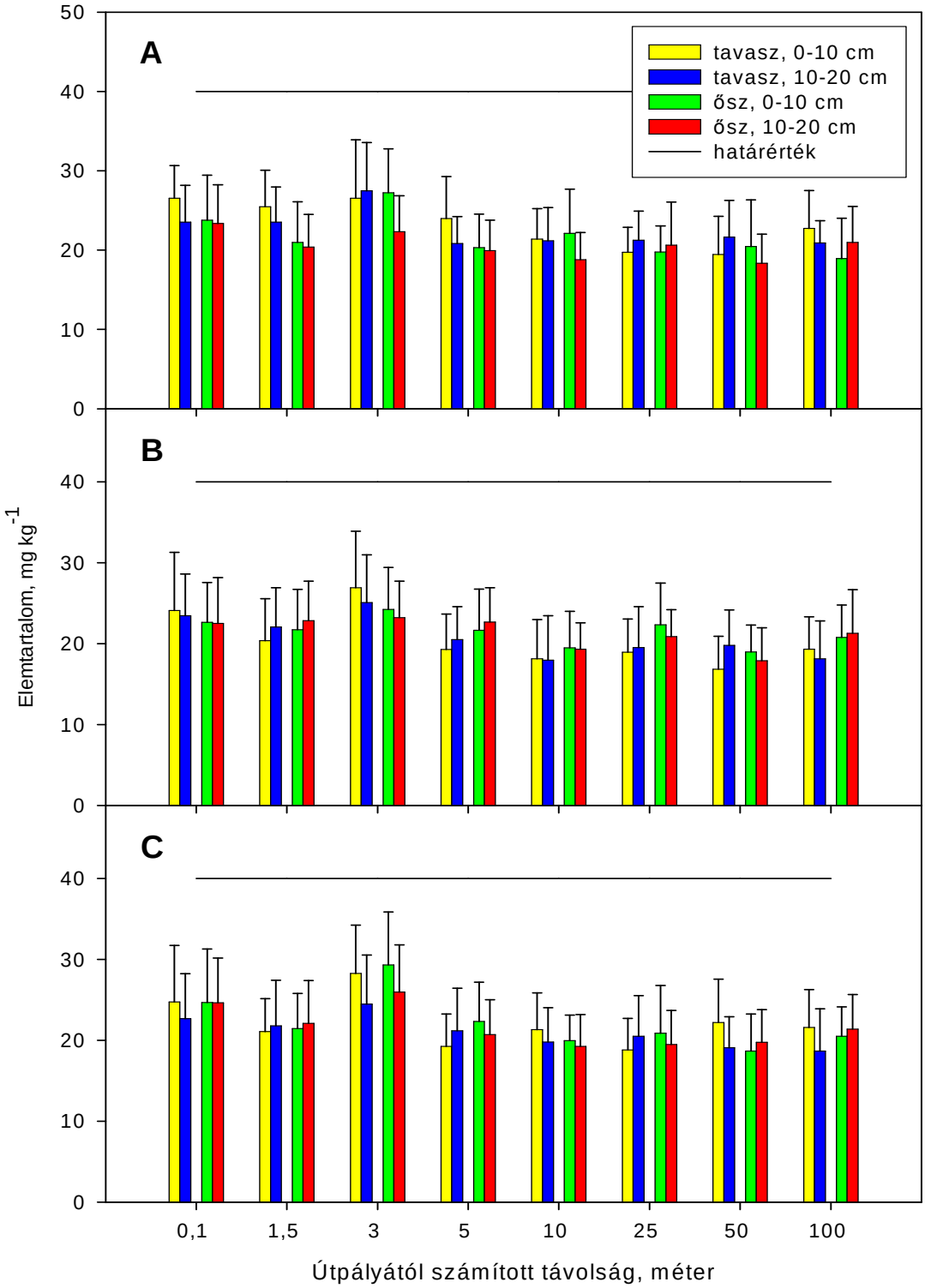
A vizsgált talajminták nikkeltartalma nem haladta meg a vonatkozó jogszabály által előírt határértéket (40 mg kg^{-1}).
A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.10. táblázat szemlélteti.

4.10. táblázat: 2M HNO_3-oldható nikkeltartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	16,84	36,19	15,15	31,67	12,94	31,97
	ősz	16,00	34,17	14,25	26,42	11,40	29,09
1999	tavasz	14,62	35,21	13,92	24,54	11,08	24,68
	ősz	13,27	30,96	15,00	28,68	13,02	31,02
2000	tavasz	13,57	36,31	14,54	26,12	13,50	29,42
	ősz	13,57	36,31	14,54	27,85	11,85	31,40
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	16,76	35,38	17,52	26,03	15,11	29,06
	ősz	13,32	29,34	15,58	26,57	11,20	27,69
1999	tavasz	16,11	33,65	14,26	26,89	10,23	25,39
	ősz	15,07	32,12	16,12	29,16	11,48	30,72
2000	tavasz	16,30	35,52	14,53	29,74	10,12	26,31
	ősz	16,43	34,33	13,74	26,73	12,96	30,28

A mért értékek többnyire megegyeztek a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó nikkeltartalom értékekkel (25-37 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).



4.4. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható nikkeltartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért nikkel koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajban a tavaszi mintákban 16,7 %-al (1998); 24,8 %-al (1999); illetve 14,5 %-al (2000), az ősziekben 25,4 %-al (1998); 9,0 %-al (1999), illetve 20,4 %-al (2000) több volt a nikkeltartalom. Az alsóbb talajrétegben tavasszal 12,5 %-al (1998); 29,2 %-al (1999), illetve 21,3 %-al (2000), az ősziekben 11,4 %-al (1998); 5,8 %-al (1999), illetve 15,2 %-al (2000) több volt a nikkel mennyisége.

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.11. táblázat.

4.11. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható nikkeltartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	95,91	99,95	90,25	80,52	74,39	73,29	85,66
	ősz	100	88,16	114,51	85,45	92,96	83,11	86,09	79,69
1999	tavasz	100	84,54	111,69	80,04	75,26	78,54	69,95	80,12
	ősz	100	96,04	107,04	95,61	86,01	98,63	83,78	91,73
2000	tavasz	100	85,14	114,23	77,78	86,12	75,94	89,68	87,27
	ősz	100	86,84	118,77	90,47	80,82	84,54	75,67	83,03
10-20 cm									
1998	tavasz	100	99,93	116,83	88,56	89,97	90,34	92,02	88,83
	ősz	100	87,17	95,50	85,35	80,35	88,23	78,57	89,71
1999	tavasz	100	94,18	106,98	87,49	76,58	83,26	84,37	77,38
	ősz	100	101,49	103,09	100,65	85,85	92,66	79,47	94,48
2000	tavasz	100	96,09	107,97	93,38	87,27	90,50	84,19	82,42
	ősz	100	89,69	105,34	83,94	78,04	79,05	80,17	86,75

A talaj nikkeltartalmának statisztikai elemzése a távolság ($p < 0,1\%$) és az idő ($p = 1,3\%$) függvényében mutatott ki szignifikáns különbséget, a mélység, illetve a különböző interakciók tekintetében nem (4.12. táblázat). A távolság szerinti összehasonlítás szerint

csupán az árok alján vett minták különböznek a többi mintától, illetve az útpadkáról származó minták a 10 méternél távolabbi mintáktól. A többi minta esetében szignifikáns különbség nincs. Idő szerinti szignifikáns különbséget az 1998-as és az 1999-es tavaszi minták között jelez a többváltozós analízis, ugyanakkor a páronkénti összehasonlítás egyetlen esetben sem mutatott jelentős eltérést, így az ANOVA által igazolt eltérést nem tudom mivel alátámasztani, megmagyarázni.

4.12. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok nikkeltartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	2,18	18,01	2,81	0,70	0,38	0,45
propabilitás	0,140	0,000	0,016	0,671	0,865	0,997

A két vizsgált talajréteg eredményeit összehasonlítva megállapítható, hogy a mind a tavaszi mind az őszi mintákban az esetek többségében a feltalajban (0-10 cm) mért nikkel koncentrációk átlagértékei magasabbak voltak az alsóbb talajréteghez képest. Statisztikailag igazolható különbséget nem találtam.

<u>Króm</u>

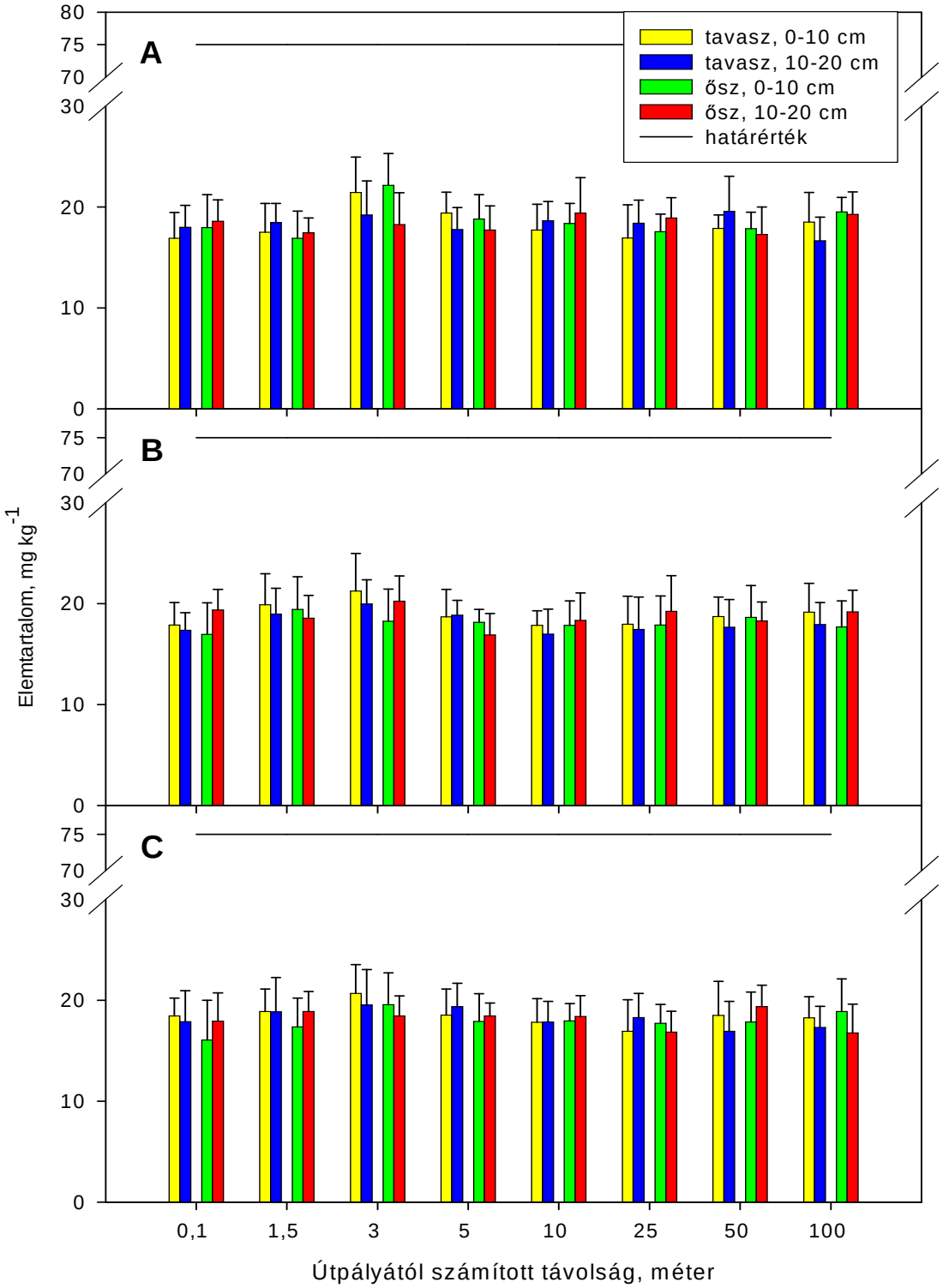
A nikkelhez hasonlóan a 2M HNO_3-oldható króm vizsgálatakor sem volt megállapítható nagyobb mértékű távolságfüggő elemtartalom változás egyik talajrétegben esetében sem. Az autópályától mért 3 méteres távolságban mértem a legmagasabb krómtartalmakat (4.5. ábra).
A vizsgált talajminták krómtartalma átlagosan a vonatkozó jogszabály által előírt határérték harmadát érte el (75 mg kg^{-1}). A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.13. táblázat szemlélteti.

4.13. táblázat: 2M HNO_3-oldható krómtartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	12,4	27,49	17,00	22,40	12,10	22,64
	ősz	13,24	25,84	15,21	22,73	14,71	21,50
1999	tavasz	15,03	27,08	16,26	23,76	13,69	22,99
	ősz	13,52	24,10	16,68	20,49	11,95	25,46
2000	tavasz	16,01	25,67	15,87	22,31	11,31	24,11
	ősz	9,22	23,89	13,22	21,44	12,31	25,58
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	14,36	23,78	15,48	21,79	12,94	27,00
	ősz	14,20	22,69	13,24	20,53	12,37	26,09
1999	tavasz	14,40	22,59	17,18	21,72	11,30	22,57
	ősz	15,64	24,11	12,58	19,30	13,26	23,68
2000	tavasz	13,41	24,75	17,27	23,68	12,12	22,07
	ősz	15,44	23,81	16,49	19,72	13,00	23,17

A vizsgált talajmintákban mért króm értékek többnyire megegyeztek a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó értékekkel (25-39 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).



4.5. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható krómtartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért króm koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajban mért krómtartalom – 1 % és 15 % között változott a vizsgált időintervallumon belül. Az alsó talajrétegben ugyanez az érték – 3,2 % és 7,9 % között változott.

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.14. táblázat.

4.14. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható krómtartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	103,54	126,95	114,78	104,83	100,25	105,78	109,57
	ősz	100	94,22	123,36	104,71	102,30	97,79	99,50	108,66
1999	tavasz	100	111,29	118,87	104,53	99,94	100,59	104,82	107,21
	ősz	100	114,69	107,81	107,06	105,33	105,47	109,86	104,44
2000	tavasz	100	102,45	112,05	100,42	96,64	91,76	100,23	98,98
	ősz	100	108,16	121,87	111,57	111,80	110,40	111,14	117,71
10-20 cm									
1998	tavasz	100	102,66	106,82	98,81	103,58	102,22	108,85	92,62
	ősz	100	93,78	98,18	95,24	104,24	101,74	92,92	103,63
1999	tavasz	100	109,28	114,99	108,63	97,83	100,45	101,84	103,40
	ősz	100	95,80	104,51	87,18	94,59	99,34	94,41	99,06
2000	tavasz	100	105,46	109,35	108,28	99,86	102,25	94,66	96,73
	ősz	100	105,19	102,86	102,78	102,56	93,96	107,97	93,46

A talaj krómtartalmának tekintetében hasonló eredményt kaptam, mint a nikkel esetében, azaz csak a távolság függvényében mutatkozott szignifikáns eltérés, a talajmélység vagy az idő függvényében nem (függetlenül a minták időpontonkénti, évszakos vagy évenkénti csoportosításától) (4.15. táblázat). A távolságfüggés azonban a króm esetében már csak az árokból származó mintáknak az összes többi mintától való jelentős eltérését jelenti.

4.15. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok krómtartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	0,10	5,66	0,56	1,68	1,02	0,74
propabilitás	0,752	0,000	0,731	0,111	0,407	0,868

A két vizsgált talajréteg átlagértékeit összehasonlítva megállapítható, hogy az esetek több, mint 50 %-ában a feltalajban (0-10 cm) mért értékek magasabbak, de sok esetben az alsó talajréteg tartalmaz több krómot.
A statisztikai különbség azonban csak az 1998-ban gyűjtött őszi talajminták esetében adódott, a két talajréteg közötti különbség a 3 méteres távolságban $p<5$ % szinten szignifikáns.

<u>Réz</u>

Mint ahogyan a 4.6. ábrán is látható, az autópályától számított távolság növekedésével a talajban mért 2M HNO_3-oldható réztartalom nem változik számottevően. A legtöbb réztartalom a 3 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban volt mérhető.
Az átlagos réztartalom vizsgált talajmintákban a vonatkozó jogszabály által előírt határérték harmadát érte el (75 mg kg^{-1}). A mért értékek részletesen a 4. mellékletben találhatók.

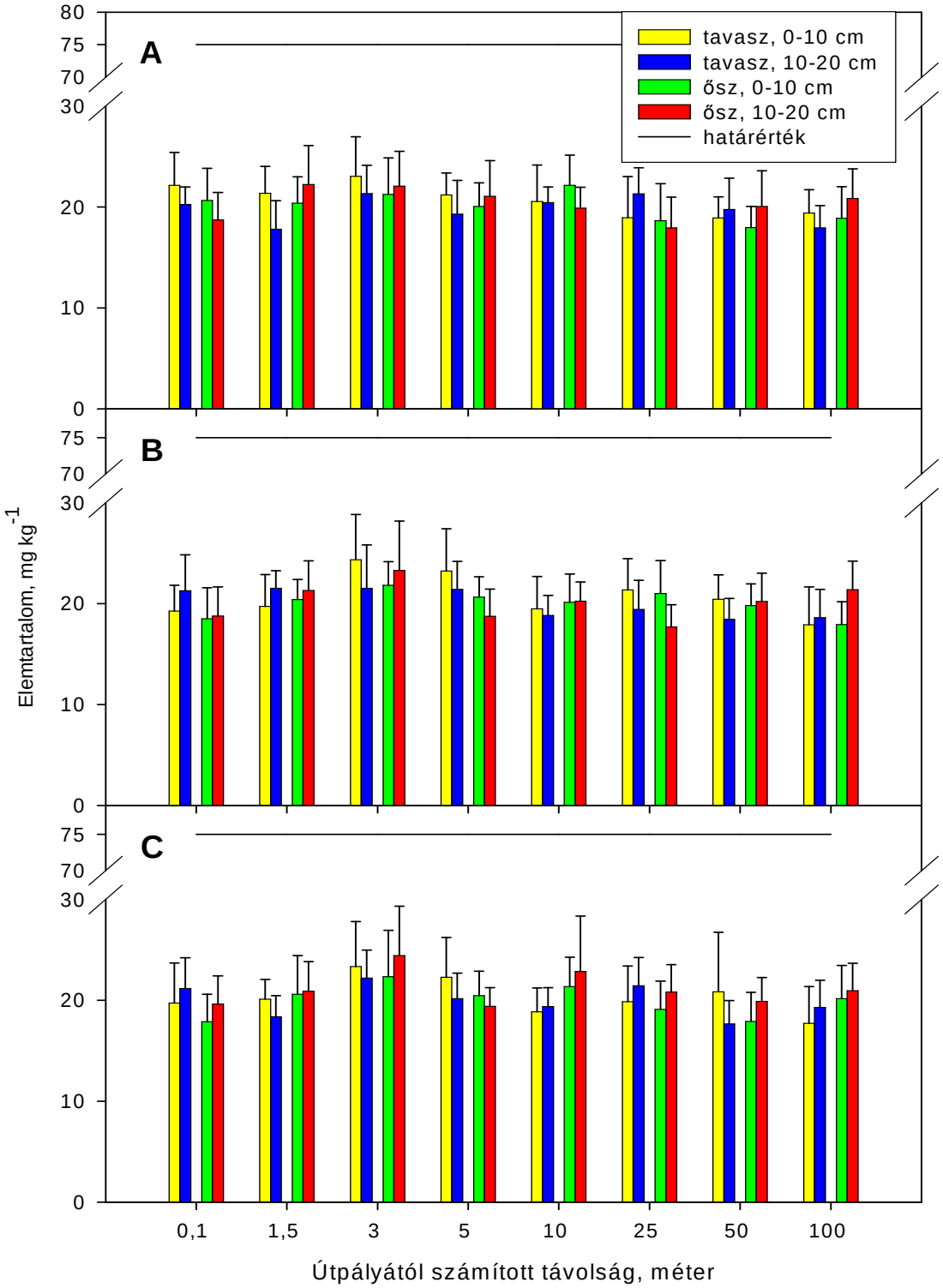
A 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban kapott értéktartományokat a 4.16. táblázat szemlélteti.

4.16. táblázat: 2M HNO_3-oldható réztartalom értéktartományok a 0,1-3; 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben (mg kg^{-1}).

		0,1–3 méteres távolság		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
0-10 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	17,66	29,13	17,61	24,07	14,50	27,89
	ősz	16,35	28,09	17,48	23,70	13,17	27,43
1999	tavasz	15,34	32,08	16,39	28,88	11,81	26,82
	ősz	14,19	25,60	18,64	23,67	16,29	27,54
2000	tavasz	15,61	30,95	16,83	27,88	12,63	31,10
	ősz	13,62	30,17	17,33	23,61	14	26,51
10-20 cm		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	13,46	24,85	12,48	23,62	13,77	25,88
	ősz	14,90	27,74	16,41	25,17	15,05	25,99
1999	tavasz	16,23	27,90	18,55	25,83	14,24	23,65
	ősz	15,79	31,54	15,00	23,13	14,81	27,50
2000	tavasz	15,60	26,01	17,48	24,53	15,21	25,97
	ősz	15,34	33,07	16,43	21,35	16,51	31,99

A vizsgált talajmintákban mért réz értékek többnyire megegyeztek a Magyar Állami Földtani Intézet geokémiai tájegységre vonatkozó értékekkel (18-32 mg kg^{-1}) (Gondi et al., 2004; Ódor et al. Internetes közlemény /királyvizes feltárás/).

A területre jellemző háttérértékhez képest az út mellett közvetlenül elhelyezkedő feltalajban a tavaszi mintákban 14,1 %-al (1998); 7,4 %-al (1999); illetve 11,3 %-al (2000), az ősziekben 9,3 %-al (1998); 3,2 %-al (1999) több volt a nikkeltartalom, míg 2000-ben 11,3 %-al kevesebb. Az alsó talajrétegben tavasszal 13,0 %-al (1998); 14,2 %-al (1999), illetve 9,6 %-al (2000) több volt a réz mennyisége. Viszont az őszi minták esetében mindhárom évben kevesebb volt a réztartalom az úthoz közel lévő terület talajában (1998: 10,1 %-al; 1999: 12,1 %-al; 2000: 6,2 %-al).



4.6. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható réztartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998-ban (a), 1999-ben (b) és 2000-ben (c). Az ábrákon feltüntetésre kerültek a tavaszi 0-10 cm (sárga) és 10-20 cm (kék), valamint az őszi 0-10 cm (zöld) és 10-20 cm (piros) talajrétegekben mért réz koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 0,1 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.17. táblázat.

4.17. táblázat: A talajban mért 2M HNO_3-oldható réztartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis a 0,1 méteres távolság (0,1 m = 100%).

		0,1 méter	1,5 méter	3 méter	5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
0-10 cm									
1998	tavasz	100	96,41	104,04	95,69	92,68	85,55	85,42	87,58
	ősz	100	98,71	102,91	97,08	107,24	90,28	87,05	91,46
1999	tavasz	100	102,52	126,45	120,63	101,17	110,95	106,08	93,10
	ősz	100	110,19	117,85	111,47	108,72	113,37	106,96	96,82
2000	tavasz	100	101,99	118,20	112,88	95,51	100,56	105,59	89,79
	ősz	100	115,28	124,92	114,42	119,51	106,91	100,18	112,78
10-20 cm									
1998	tavasz	100	87,83	105,42	95,27	100,87	105,25	97,52	88,48
	ősz	100	118,71	117,88	112,48	106,19	95,72	107,14	111,28
1999	tavasz	100	101,18	101,14	100,63	88,50	91,40	86,74	87,49
	ősz	100	113,44	123,97	99,89	107,78	94,23	107,68	113,86
2000	tavasz	100	86,85	104,93	95,29	91,51	101,33	83,48	91,17
	ősz	100	106,48	124,53	98,81	116,42	106,05	101,33	106,72

A réz esetében a statisztikai elemzés a krómhoz hasonlóan szintén csak távolság szerinti szignifikáns eltérést igazolt (az árok aljáról származó minták réztartalma különbözik jelentősen a többi minta réztartalmától), mélység, illetve idő függvényében eltérés, változás nem mutatkozott (4.18. táblázat).

4.18. táblázat: Háromtényezős ANOVA analízis; a mélység, a távolság és az idő, valamint az interakciók F-próba és a propabilitás értékei a talajok réztartalmának vizsgálatakor. A táblázat feliratban az interakciókban szereplő rövidítéseknél M = mélység, T = távolság, I = idő.

	Mélység	Távolság	Idő	M x T	M x I	T x I
F-próba	0,03	9,86	0,35	0,99	1,64	1,20
propabilitás	0,868	0,000	0,885	0,437	0,148	0,203

A felső és az alsó talajréteg átlagértékeinek összehasonlításakor azt a következtetést lehet levonni, hogy a mélyebben fekvő talajréteg tartalmazza a magasabb elemkoncentrációkat (az esetek 56,2 %-ában).

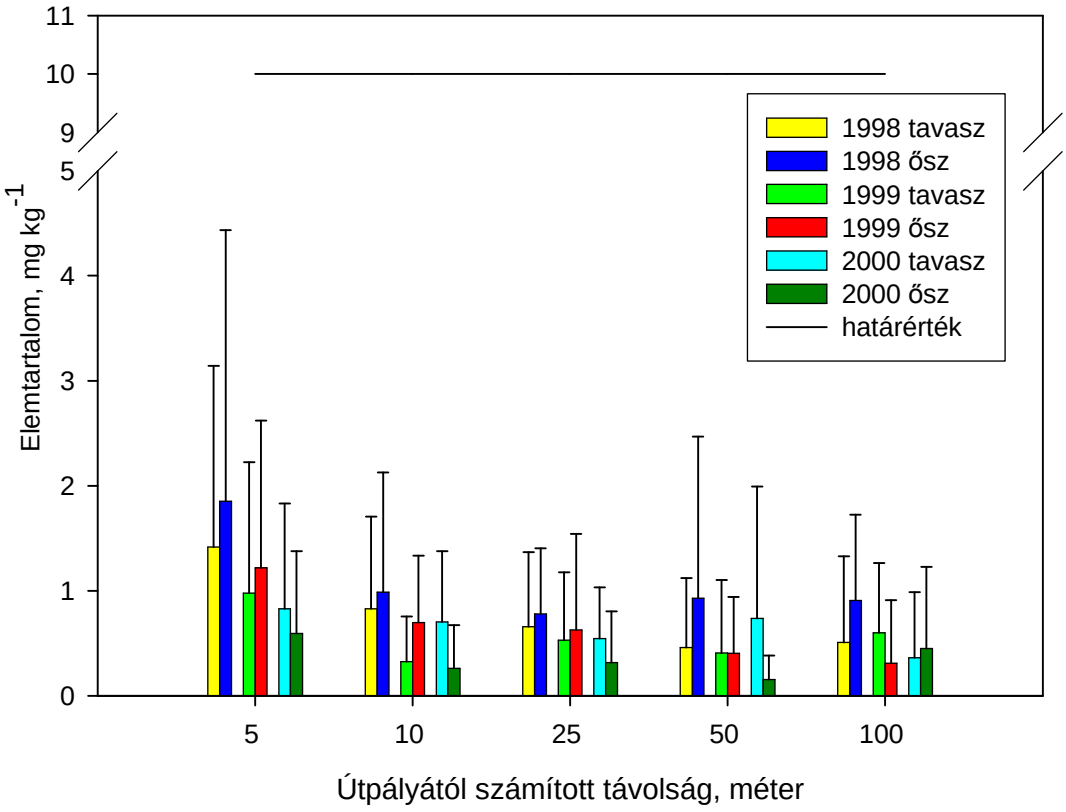
4.2. Növényminták vizsgálatának eredményei

Elemtartalom vizsgálatok

A vizsgálat során gyűjtött lucerna mintákban 6 nehézfém mennyiségét határoztam meg (Pb, Cd, Zn, Ni, Cr, Cu). A vizsgált elemek mindegyike származhat a gépjárművek üzemelése közben végbemenő emissziós folyamatokból, és leggyakrabban ezen fémeket vizsgálják a hasonló tartalmú kutatásokban is. A lucerna növénymintákat a mezőgazdasági művelés alatt álló területről gyűjtöttem. A minták mosatlanul kerültek elemzésre, ezáltal a felületükön lévő elemtartalmat is mértem, hiszen így kerül takarmányozásra is.

<u>Ólom</u>

A mért értékek természetesen jóval kisebbek, mint a talajban mért elemtartalmak. A növénymintákban mért ólomtartalom a vizsgált időintervallumban 0 és 7,40 mg kg^{-1} között változott (4.7. ábra). A növényekben megengedhető ólom mennyiség a Magyar Takarmány Kódex (2003) meghatározása szerint 10 mg kg^{-1}. Megállapítható, hogy a gyűjtött mintákban mért ólomtartalom egy esetben sem volt több, mint amit a vonatkozó előírás megenged. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.7. ábra: Lucerna ólomtartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért ólomkoncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 1998 és 2000 között vett mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.19. táblázat szemlélteti.

4.19. táblázat: Lucernában mért ólomtartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	kha.	4,74	kha.	2,13
	ősz	kha.	7,40	kha.	4,26
1999	tavasz	kha.	3,43	kha.	1,88
	ősz	kha.	3,83	kha.	2,35
2000	tavasz	kha.	2,54	kha.	3,21
	ősz	kha.	1,94	kha.	2,16

kha = kimutathatósági határérték alatt

Az egy időpontban gyűjtött 35 mintában átlagosan csak 22 mintában volt mérhető ólom mennyiség (min. 2000 ősz 18, míg max. 1998 ősz 28 mintában).

Az útpályához közelebb lévő mintákban átlagosan több volt a mérhető ólom. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.20. táblázat.

4.20. táblázat: Lucernában mért ólomtartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	58,5	46,5	32,4	35,9
	ősz	100	53,5	42,2	50,3	49,2
1999	tavasz	100	33,7	54,1	41,8	61,2
	ősz	100	57,4	51,6	32,8	25,4
2000	tavasz	100	85,5	66,3	89,2	43,4
	ősz	100	44,1	54,2	27,1	76,3

Az autóúttól való távolság, valamint az időnek a lucerna ólomtartalmára kifejtett hatását általános lineáris modell statisztikai módszer segítségével ellenőriztem a növények esetében

is. A páronkénti összehasonlításhoz a Tukey-féle tesztet használtam. Az elvégzett analízis fő eredményeit a 4.21. táblázat tartalmazza.

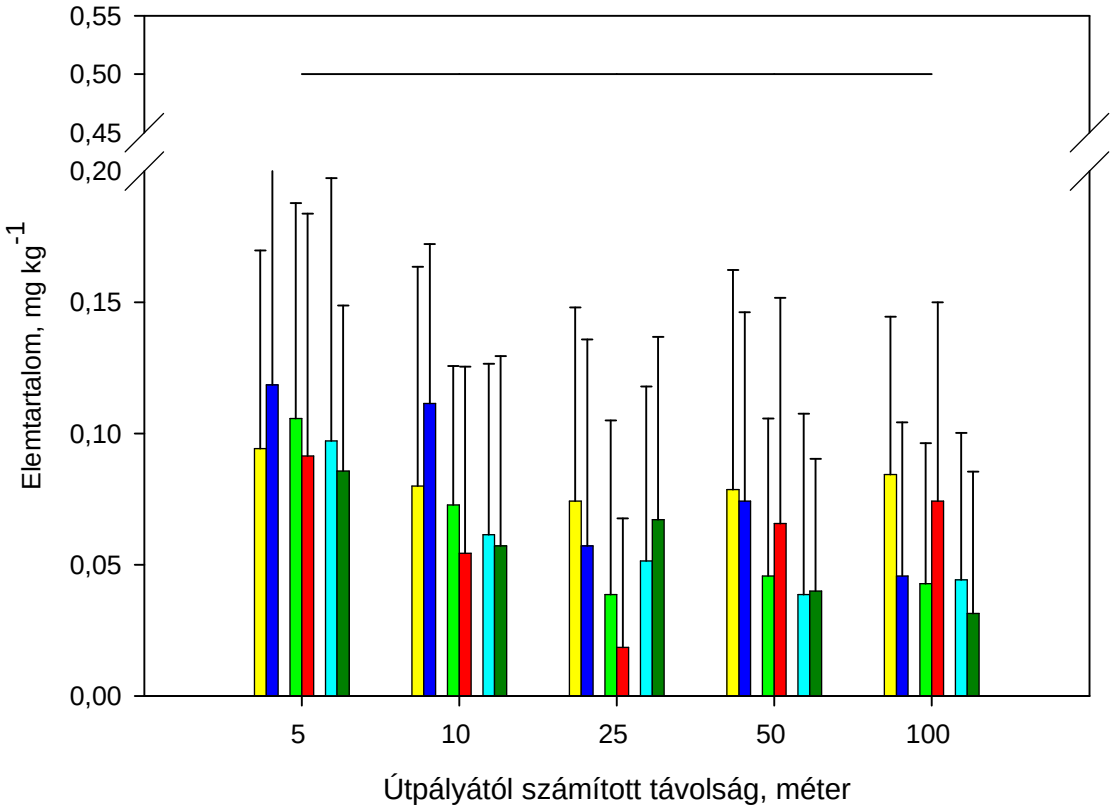
Az általános lineáris modell segítségével a lucerna ólomtartalma tekintetében az autóúttól való távolság függvényében eltérés tapasztalható az egyes minták között (p=0,018). Ezt a távolságfüggő eltérést azonban a Tukey-féle teszt nem igazolta.
Az idő függvényében nem volt kimutatható jelentős eltérés. Az ólomtartalom távolság szerinti változása minden időpontban azonos (azaz a távolság×időpont interakció sem igazol szignifikáns eltérést). Különbséget akkor sem lehetett kimutatni, ha szezonális (tavasz, ősz) összehasonlítást végzünk.

4.21. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna ólomtartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	3,07	2,16	0,24
propabilitás	0,018	0,06	1,0

Kadmium

A lucernamintákban mért kadmium tartalom 0 és 0,24 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott 1998 és 2000 között (4.8. ábra). A növények kadmium tartalmára vonatkozó határérték 0,5 mg kg^{-1} (Magyar Takarmány Kódex 2003). A gyűjtött minták kadmium tartalmai a határérték negyedét sem érték el. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.8. ábra: Lucerna kadmium tartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért kadmium koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 1998 és 2000 között vett mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.22. táblázat szemlélteti.

4.22. táblázat: Lucernában mért kadmium tartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	kha.	0,20	kha.	0,22
	ősz	kha.	0,24	kha.	0,20
1999	tavasz	kha.	0,20	kha.	0,15
	ősz	kha.	0,20	kha.	0,20
2000	tavasz	kha.	0,24	kha.	0,17
	ősz	kha.	0,16	kha.	0,17

kha = kimutathatósági határérték alatt

Az egy időpontban gyűjtött 35 mintában átlagosan csak 18 mintában volt mérhető kadmium mennyiség (min. 1999 ősz 15, míg max. 1998 tavasz 22 mintában).

Megállapítható, hogy az autópályához közelebb elhelyezkedő távolságokban gyűjtött növénymintákban átlagosan több volt a mért kadmium mennyiség. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.23. táblázat.

4.23. táblázat: Lucernában mért kadmium tartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	88,9	77,8	88,9	88,9
	ősz	100	91,7	50,0	58,3	41,7
1999	tavasz	100	63,6	36,4	45,5	36,4
	ősz	100	55,6	22,2	77,8	77,8
2000	tavasz	100	60,0	50,0	40,0	40,0
	ősz	100	66,7	77,8	44,4	33,3

A kadmium esetében a többváltozós statisztikai elemzés a távolság függvényében p=0,013 szignifikancia szinten igazolt eltérést a növényminták között (4.24. táblázat), de a Tukey-féle

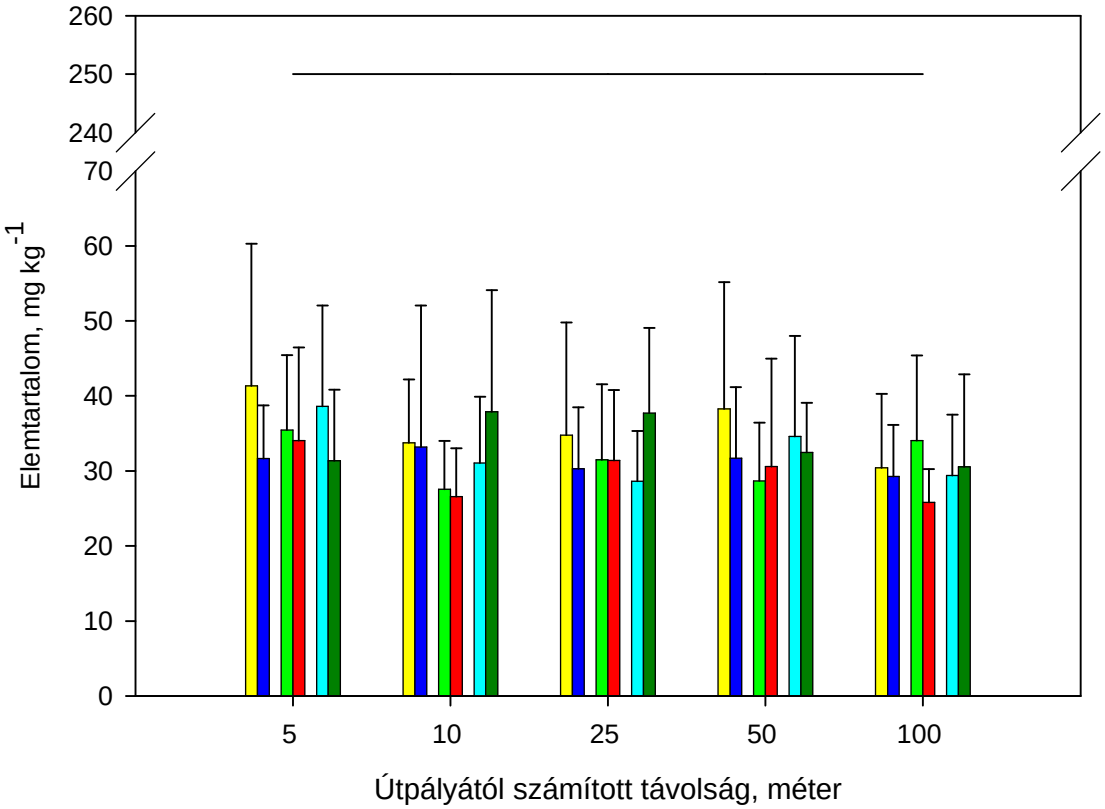
páronkénti összehasonlítást átnézve ez a különbség nem igazolható statisztikailag. A páronkénti összehasonlítás csak 1998 őszén, a 10 és 100 méteres távolságokban gyűjtött növénymintáknál mutatott 6,1 %-os különbözőséget. Az idő függvényében nem volt kimutatható eltérés. A kadmium tartalom távolság×időpont interakciója sem igazol szignifikáns eltérést.

4.24. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna kadmium tartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	3,24	0,96	0,36
propabilitás	0,013	0,441	0,995

<u>Cink</u>

A növényekben mért elemtartalom a cink esetében 15,41 és 82,58 mg kg^{-1} között változott a vizsgálati időszak alatt (4.9. ábra). A növények cinktartalmára vonatkozó határérték 250 mg kg^{-1} (Magyar Takarmány Kódex 2003). A növényminták cinktartalma jóval a határérték alatt volt. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.9. ábra: Lucerna cinktartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért cinkkoncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

A vizsgált időszak alatt gyűjtött mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.25. táblázat szemlélteti.

4.25. táblázat: Lucernában mért cinktartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	27,10	82,58	19,23	69,26
	ősz	22,19	42,00	15,41	74,14
1999	tavasz	19,13	47,89	17,80	56,07
	ősz	22,36	57,16	17,20	61,05
2000	tavasz	23,29	61,95	18,66	64,19
	ősz	17,56	45,17	17,49	71,20

A területen gyűjtött növénymintákban átlagosan közel hasonló mértékű volt a mérhető cinktartalom. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.26. táblázat.

4.26. táblázat: Lucernában mért cink tartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	81,6	84,0	92,5	73,5
	ősz	100	104,9	95,6	100,2	92,4
1999	tavasz	100	77,7	88,9	80,9	96,1
	ősz	100	78,1	92,2	89,9	75,8
2000	tavasz	100	80,5	74,1	89,6	76,1
	ősz	100	120,9	120,3	103,5	97,4

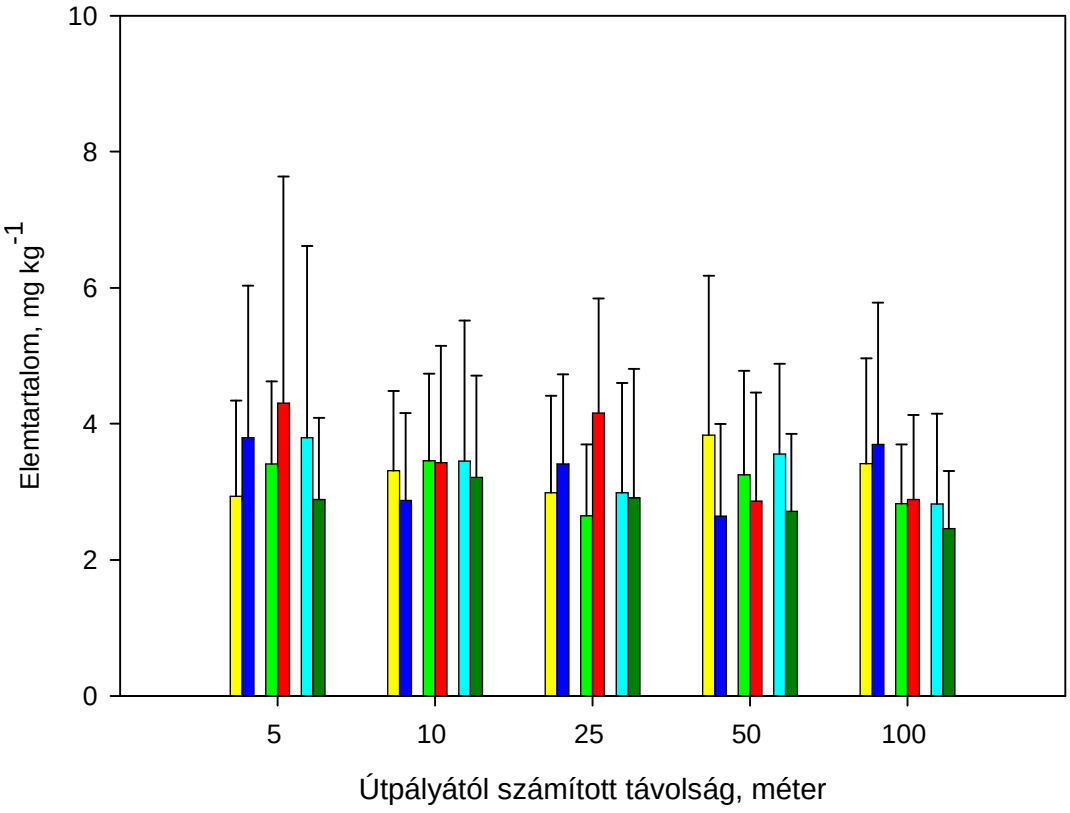
A statisztikai elemzés a cink esetében különbözőséget nem mutatott, azaz szignifikáns eltérés sem az autóúttól való távolság, sem az idő függvényében nem mutatkozott (4.27. táblázat). Természetesen az interakciónál sem állapítható meg szignifikáns különbözőség.

4.27. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna cinktartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	1,31	1,27	0,54
propabilitás	0,268	0,278	0,945

Nikkel

A növénymintákban mért nikkeltartalom a vizsgált időintervallumban 0,77 és 11,24 mg kg^{-1} között változott (4.10. ábra). A növények nikkeltartalmára vonatkozóan a Magyar Takarmány Kódex (2003) nem határoz meg határértéket. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.10. ábra: Lucerna nikkeltartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért nikkel koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 1998 és 2000 között vett mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.28. táblázat szemlélteti.

4.28. táblázat: Lucernában mért nikkeltartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	1,16	5,21	0,95	8,26
	ősz	1,31	7,57	1,00	7,07
1999	tavasz	2,00	5,68	1,00	5,79
	ősz	1,40	11,24	0,77	7,29
2000	tavasz	1,10	9,41	1,11	6,89
	ősz	1,37	5,05	0,96	5,78

A területen gyűjtött lucerna mintákban átlagosan közel hasonló mértékű volt a mérhető nikkeltartalom. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.29. táblázat.

4.29. táblázat: Lucernában mért nikkel tartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	113,0	102,0	130,7	116,4
	ősz	100	75,5	89,7	69,5	97,4
1999	tavasz	100	101,5	77,7	95,3	83,0
	ősz	100	79,6	96,5	66,6	67,1
2000	tavasz	100	90,8	78,7	93,7	74,2
	ősz	100	111,1	100,7	93,8	85,1

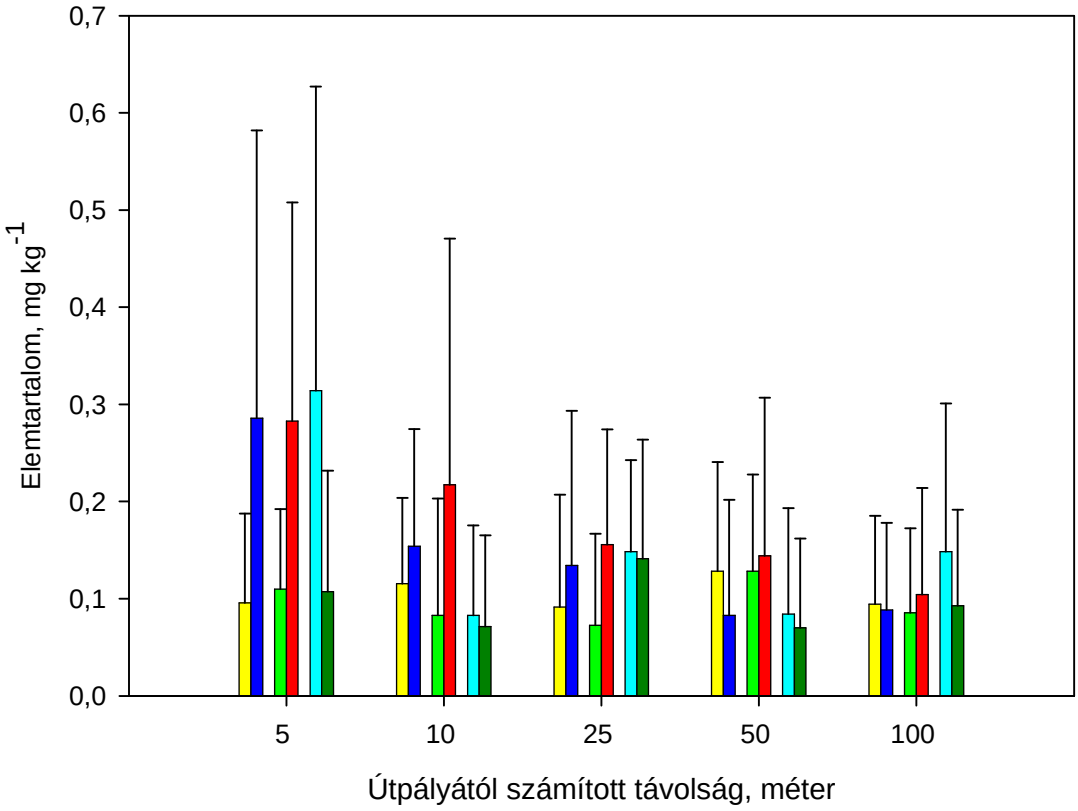
A statisztikai elemzés a nikkel esetében a cinkhez hasonló eredményt hozott, azaz szignifikáns eltérés sem az autóúttól számított távolság, sem az idő függvényében, sem a távolság×időpont interakcióban nem volt kimutatható. (4.30. táblázat).

4.30. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna nikkel tartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	0,54	0,69	0,51
propabilitás	0,708	0,635	0,961

Króm

A lucernamintákban mért krómtartalom 0 és 0,76 mg kg^{-1} közötti értéktartományon belül változott 1998 és 2000 között (4.11. ábra). A növények krómtartalmára vonatkozóan a Magyar Takarmány Kódex (2003) nem határoz meg határértéket. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.11. ábra: Lucerna krómtartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért króm koncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

Az 1998 és 2000 között vett mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.31. táblázat szemlélteti.

4.31. táblázat: Lucernában mért krómtartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	kha.	0,20	kha.	0,31
	ősz	kha.	0,71	kha.	0,41
1999	tavasz	kha.	0,20	kha.	0,31
	ősz	0,1	0,62	kha.	0,74
2000	tavasz	kha.	0,76	kha.	0,43
	ősz	kha.	0,34	kha.	0,31

kha = kimutathatósági határérték alatt

Az egy időpontban gyűjtött 35 mintában átlagosan csak 22 mintában volt mérhető króm mennyiség (min. 2000 ősz 19, míg max. 1999 ősz 26 mintában).

Az autópályához közelebb lévő növénymintákban (5 m) átlagosan több volt a mért króm mennyiség. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.32. táblázat.

4.32. táblázat: Lucernában mért króm tartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	120,0	90,0	130,0	90,0
	ősz	100	51,7	44,8	27,6	31,0
1999	tavasz	100	72,7	63,3	118,2	81,8
	ősz	100	78,6	57,1	50,0	35,7
2000	tavasz	100	25,8	48,4	25,8	48,4
	ősz	100	63,6	127,3	63,6	81,8

A króm vizsgálatakor a többváltozós statisztikai elemzés a távolság függvényében 1,5 %-os szignifikancia szinten igazolt eltérést a növényminták között (4.33. táblázat), de a Tukey-féle

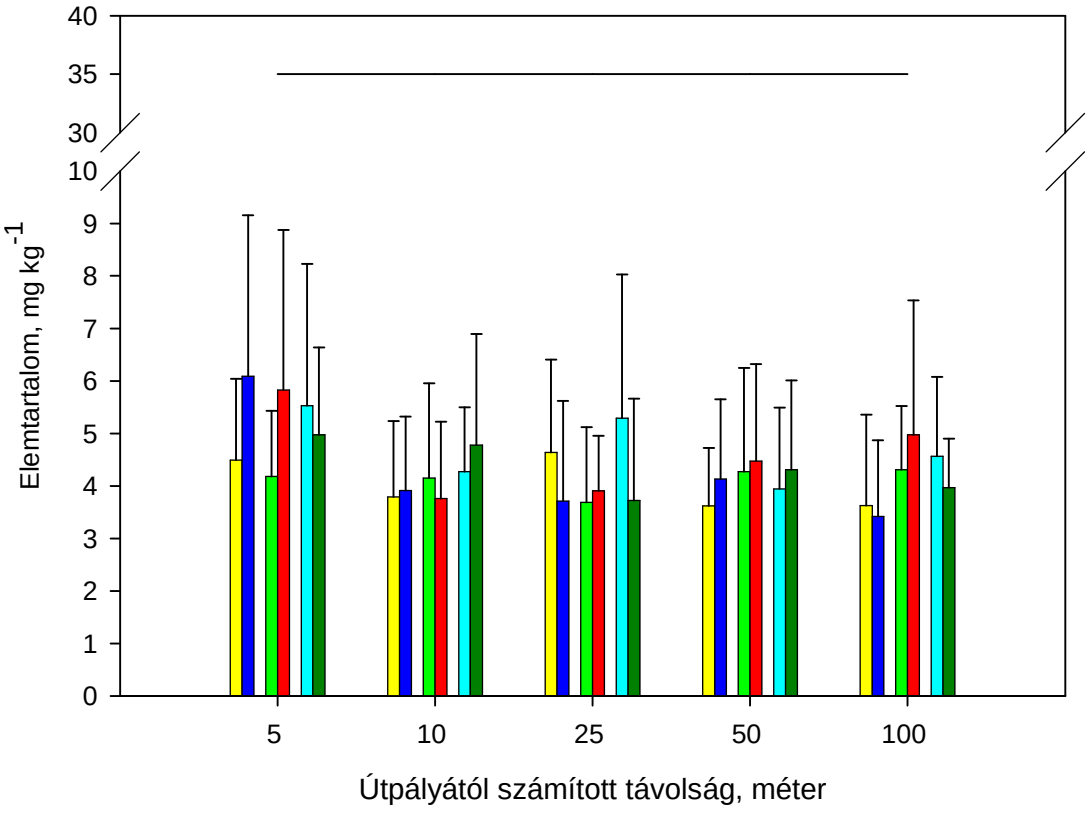
teszt eredményeit átnézve ez a különbség nem igazolható statisztikailag. A páronkénti összehasonlítás csak 1999 őszén, az 5 és 100 méteres távolságokban gyűjtött növénymintáknál mutat 8,3 %-os különbözőséget, 2000 tavaszán pedig az 5 és 10, valamint az 5 és 50 méteres értékek között találtam 8,4; illetve 9,1 %-os eltérést. Az idő függvényében p=0,057 szinten jelzett különbséget az elemzés, de a Tukey-féle páronkénti összehasonlítást átnézve ez az időbeli különbség csupán a különböző távolságokban vett minták közötti eltérések időbeli változását jelzi, azaz nem egy adott távolságban vett minták időbeli elemtartalom változásával függ össze.

4.33. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna krómtartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	3,16	2,19	0,87
propabilitás	0,015	0,057	0,63

<u>Réz</u>

A növényekben mért elemtartalom a réz esetében 1,00 és 12,36 mg kg^{-1} között változott a vizsgálati időszak alatt (4.12. ábra). A növények réztartalmára vonatkozó határérték 35 mg kg^{-1} (Magyar Takarmány Kódex 2003). A növényminták réztartalma a határérték maximum harmadrészét érte el. A mért értékek részletesen a 5. mellékletben találhatók.



4.12. ábra: Lucerna réztartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az 1998 tavaszi (sárga) és őszi (kék), az 1999 tavaszi (zöld) és őszi (piros), a 2000 tavaszi (világoskék) és őszi (sötétzöld) mintákban mért rézkoncentrációk átlagértékei és a szórásértékek, valamint a hatályos jogszabály által megengedett határérték (vízszintes vonal)

A vizsgált időszak alatt gyűjtött mintákban mért elemtartalom 5 és 10-100 méteres távolságonkénti értéktartományait a 4.34. táblázat szemlélteti.

4.34. táblázat: Lucernában mért réztartalom értéktartományok az 5 és 10-100 méteres távolságonkénti bontásban 1998 és 2000 között (mg kg^{-1}).

		5 méteres távolság		10–100 méteres távolság	
		Min.	Max.	Min.	Max.
1998	tavasz	2,79	7,13	1,00	7,20
	ősz	3,51	12,36	1,31	6,82
1999	tavasz	2,48	6,29	1,22	7,75
	ősz	3,25	11,37	1,17	9,53
2000	tavasz	3,64	11,30	2,15	9,27
	ősz	3,12	8,03	1,16	8,75

A területen gyűjtött növénymintákban átlagosan közel hasonló mértékű volt a mérhető réztartalom. Az 5 méteren vett minták értékeitől számított távolságfüggő változást mutatja be a 4.35. táblázat.

4.35. táblázat: Lucernában mért réztartalom távolságfüggő százalékos változása, ahol a bázis az 5 méteres távolság (5 m = 100%).

		5 méter	10 méter	25 méter	50 méter	100 méter
1998	tavasz	100	84,4	103,3	80,6	80,8
	ősz	100	64,2	61,1	67,8	56,2
1999	tavasz	100	99,3	88,3	102,2	103,1
	ősz	100	64,6	67,0	77,0	85,4
2000	tavasz	100	77,2	95,7	71,2	82,5
	ősz	100	96,0	74,7	86,5	79,7

A réz esetében a többváltozós statisztikai elemzés a távolság függvényében p=0,031 szignifikancia szinten igazolt eltérést a növényminták között (4.36. táblázat), de a Tukey-féle elemzés alapján ez a különbség nem igazolható statisztikailag, hiszen a páronkénti összehasonlítás csak 1998 őszén, az 5 és 100 méteres távolságokban gyűjtött növénymintáknál mutatott 5,9 %-os különbözőséget.

Az idő függvényében nem volt kimutatható jelentős eltérés (p=0,598). Az ólomtartalom távolság szerinti változása minden időpontban azonos (azaz a távolság×időpont interakció sem igazol szignifikáns eltérést). Különbséget akkor sem lehetett kimutatni, ha szezonális (tavasz, ősz) összehasonlítást végzünk. A távolság×időpont interakciója sem igazol szignifikáns eltérést.

4.36. táblázat: Kéttényezős ANOVA analízis; az idő és a távolság, valamint az interakció F-próba és a propabilitás értékei a lucerna réztartalmának vizsgálatakor.

	Távolság	Idő	Interakció
F-próba	2,72	0,73	0,64
propabilitás	0,031	0,598	0,878

A talajadatoktól eltérően a növényzet esetében a statisztikai elemzés nem mutatott ki jelentős távolságfüggő eltérést. Minthogy egyedül az 5 méteres távolságban gyűjtött minták térnek el csekély mértékben a többitől, önmagában már ez is megakadályozza a távolságfüggés korrekt elemzését. Emiatt regresszióanalízist kizárólag talajmintákkal kapcsolatosan végeztem el.

4.3. Talajban mért nehézfémtartalom változás a távolság függvényében

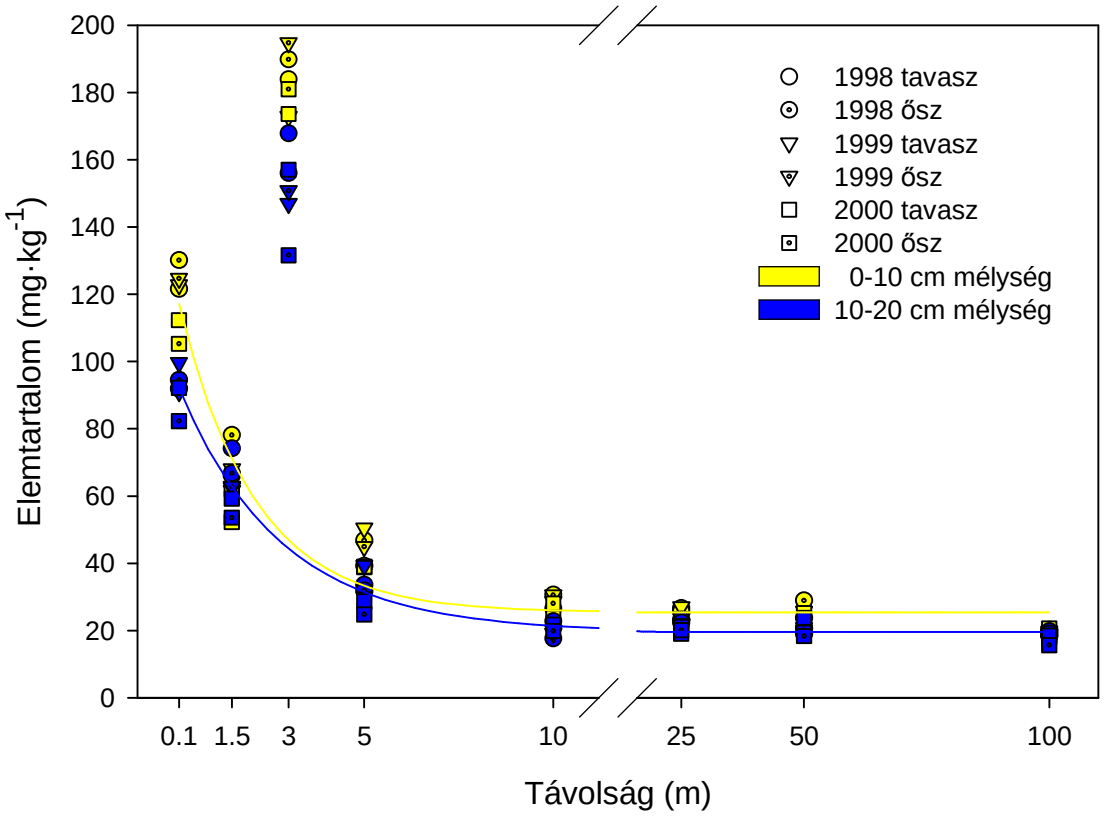
Az előzőekben ismertetett eredmények bemutatása során már megállapításra és - az ábrák és táblázatok segítségével - szemléletes bemutatásra került, hogy a vizsgált elemek közül az ólom, kadmium és cink esetében az út menti árok alján mérhetőek a legmagasabb elemtartalmak. Tehát az árok egyfajta „nehézfém gyűjtő” domborzati tényezőként vehető figyelembe. Ugyanakkor a nikkel, króm és réz esetében nem mutatkozik jelentősen ez a hatás. Tudva azt, hogy ez az úgynevezett „árok hatás” a csapadékvíz lefolyás, eróziós folyamatok miatt alakult ki, az alábbi vizsgálatban ezt a hatást kizártam, azaz a távolságfüggvények vizsgálatakor a 3 méteres távolságot nem vettem figyelembe.

Azon fémek esetében, ahol igazolt a távolságfüggés, ott ténylegesen az alábbiakban bemutatott görbékkel lehet ezt leírni. Az alkalmazott függvény a következő:

$Y = Y_0 + a * \exp^{-bx}$

Ahol, Y_0 = háttérérték (100 méteres távolságban mért érték), a = növekedés mértéke (a háttérértékhez képest az út mellett mennyivel több az elemtartalom), b = csökkenés üteme (a görbe meredekségét határozza meg), x = különböző távolságok (méterben).

Az útpályától számított talaj ólomtartalom távolságfüggő változást leíró 0-10 cm-es talajrétegre vonatkozó görbe mindig a mélyebben fekvő talajrétegre vonatkozó görbe felett helyezkedik el, jelezve, hogy a felső talajréteg átlagos ólomtartalma több volt, és csak a 100 méteres távolságban nem különülnek el a mélyebben lévő talajréteg értékei (4.13. ábra). Az átlagértékek vizsgálatakor az úthoz közelebb lévő mintáknál nagyobb szórásértékek adódtak. Azaz a vizsgált talajmintákban mért ólomtartalmak az autópályához közelebb eső területeken szélesebb értéktartományban helyezkednek el, jól jelezve ezzel az ólomtartalom nem természetes eredetét, valamint a közúti közlekedés környezetterhelő hatását.



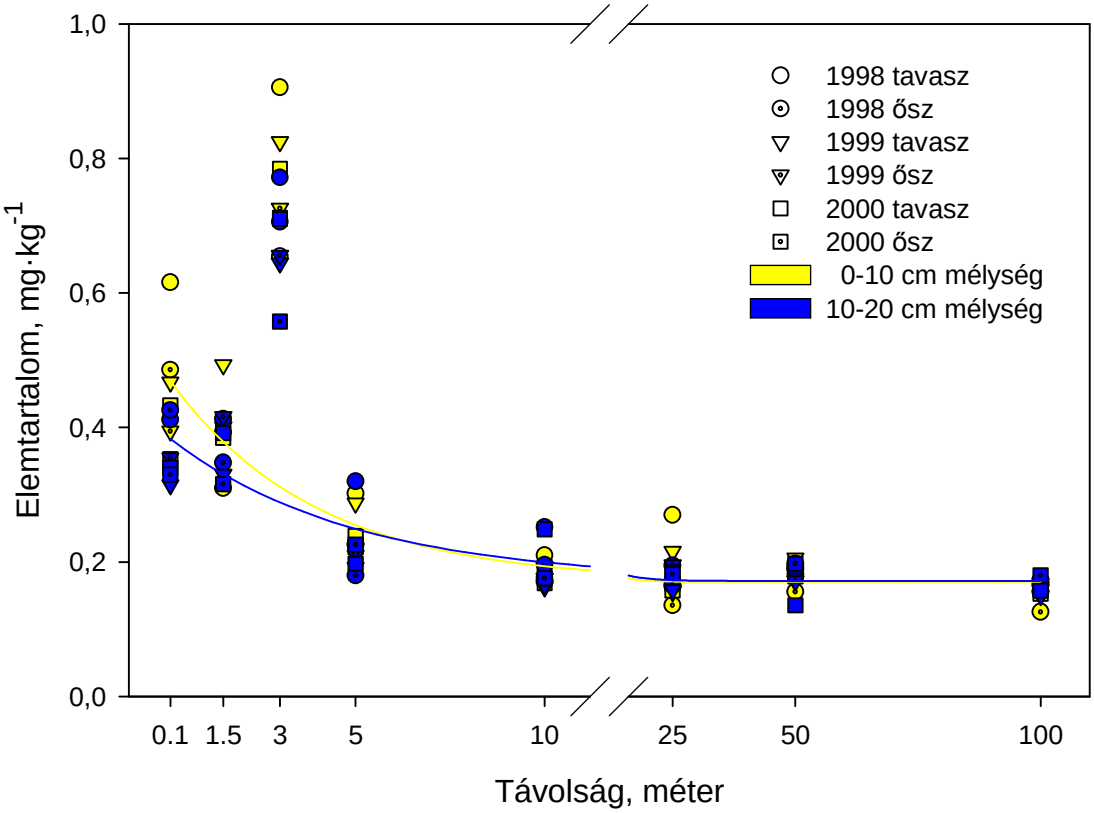
4.13. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható ólomtartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért ólomkoncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

Amennyiben nem vesszük figyelembe a 3 méteres értékek „torzító” hatását, úgy mindkét talajrétegre kapott görbe exponenciális lefutású. Ez a vizsgálati eredmény megegyezik több szerző által korábban más dolgozatban közzétett eredménnyel (Ward et al., 1977; Fergusson, 1986, 1991; Pagotto et al., 2001). Yassoglou et al. (1987) úgy találta, hogy az ólom felhalmozódása az úttól való távolsággal exponenciálisan csökkent, és az úttól 50 méteres távolságra felvette a háttérszintet. Al-Shayeb és Seaward (2001a) szerint az ólom a háttérértéket 30-40 méter körül veszi fel. Ugyanez Jaradat et al. (1999) vizsgálata alapján 60 méter. Harrison és Johnston (1985a, b) úgy találták, hogy az ólomkoncentráció erősen csökken az úttesttől 20-30 méter távolságon belül, ezentúl csak kisebb változások észlelhetők, ami a talaj inhomogenitásával magyarázható, a környezeti háttérértéket pedig 346 méteres távolságban éri el.

Megállapítható, hogy az M3-as autópályától számított 5 méteres távolságon belül a talaj ólomtartalma mindkét talajréteg esetében drasztikusan csökken. A vizsgált terület talajában mért ólomtartalom 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos változását a 4.2. táblázat szemlélteti. Az egyes távolságokban kapott értékek között a szignifikancia szinteket a Student-féle t-teszt segítségével állapítottam meg (a Student-féle t-teszt eredménye az 6. mellékletben található). Az eredmények azt mutatják, hogy az 5 méternél közelebb lévő talajok elemtartalma a legtöbb esetben $p<1$ % szinten térnek el a többi távolságban mért elemtartalomtól, míg az 5 méteres távolság a távolabb elhelyezkedő területektől csupán egy alkalommal különbözik $p<1$ % szinten (1999 őszén, a felső talajréteg esetében a 100 méteres távolságtól). Az 5 méternél távolabb lévő területek ólomtartalma általában nem mutatott szignifikáns különbözőséget, mindössze a 2000 őszén, a 10-20 cm-es talajrétegben gyűjtött minták ólomtartalma tér el 3,3 %-os szinten a 10 és a 100 méteres távolságok között.
Meghatároztam a csökkenés ütemét jelző úgynevezett „félértéket” mindkét talajrétegre vonatkozóan, azaz azt, hogy a csökkenés mely távolságban éri el az 50 %-ot. Ez a távolság a 0-10 cm-es talajrétegnél 1,38 méternek, míg a 10-20 cm-es talajrétegnél 1,87 méternek adódott. Meghatározásra került továbbá a 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság is (felső talajrétegnél 4,6 méter; alsó talajrétegnél 6,22 méter).

A talaj kadmium tartalom útpályától számított változásának vizsgálatakor azt tapasztaltam, hogy a 0-10 cm-es talajréteghez tartozó görbe csak az 5 méteres távolságig helyezkedik el a

10-20 cm-es talajréteghez tartozó görbe felett (4.14. ábra). Az 5 métertől távolabb eső területeken mindkét görbe lefutása azonosnak tekinthető értékében és tendenciájában egyaránt. Csak az útpályához közelebb elhelyezkedő talajok esetében állapítható meg, hogy a felső talajréteg kadmium tartalma átlagosan több. A kadmium átlagértékek vizsgálatakor - hasonlóan az ólomhoz - megállapítható, hogy a talajmintákban mért értékek az autópályához közelebb eső területeken szélesebb értéktartományban helyezkednek el.



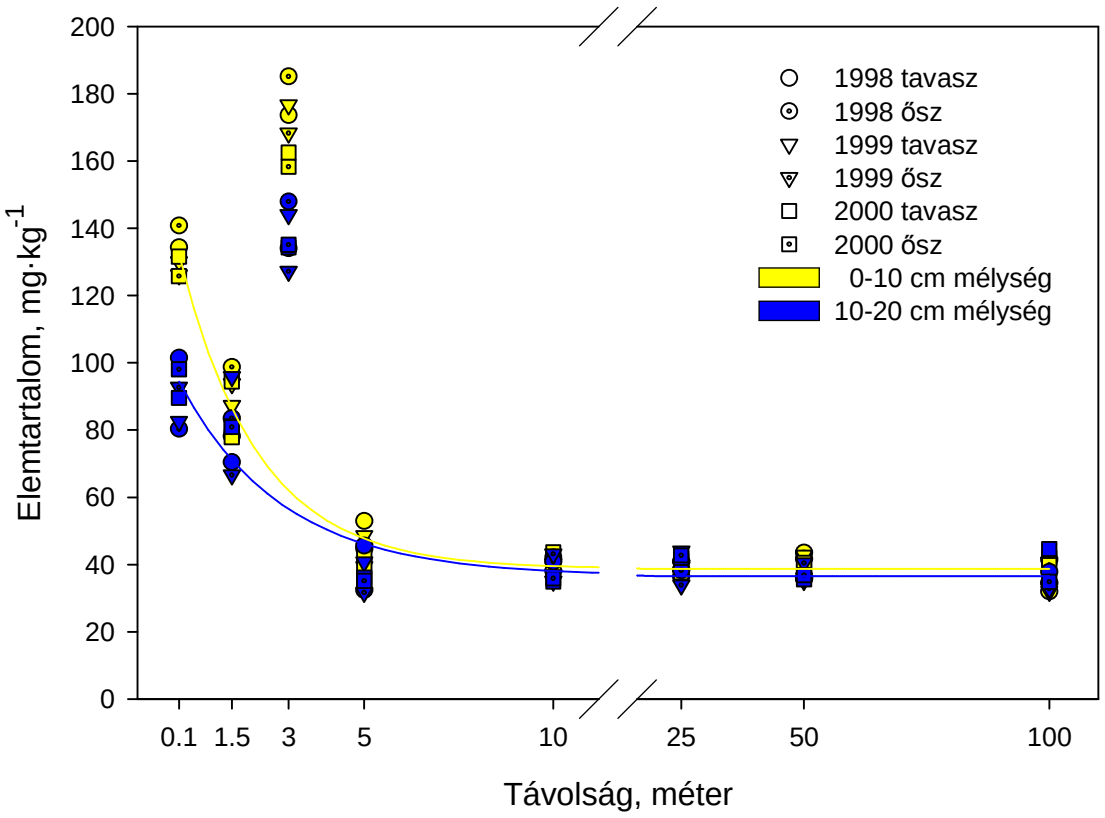
4.14. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható kadmium tartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért kadmium koncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

Ha a 3 méteres értékeket nem vesszük figyelembe, akkor mindkét talajrétegre kapott görbe exponenciális lefutású. Ennek meredeksége azonban kisebb, mint ahogyan azt az ólomnál tapasztaltam. Ez a távolságfüggő exponenciális csökkenés megegyezik más szerzők által publikált eredményekkel (Jaradat és Momani, 1999; Yassoglou et al., 1987). Harrison és

Johnston (1985a, b) azt tapasztalta, hogy a kadmium koncentrációja exponenciálisan csökken az országúttól számított 10 méteren belül, a környezeti háttérértéket 36 méterre éri el.

Az útpályától számított 5 méteres távolságon belül a talaj kadmium tartalma mindkét talajréteg esetében nagymértékben lecsökken. A vizsgált terület talajában mért kadmium tartalom 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos változását a 4.5. táblázat szemlélteti. Az egyes távolságokban kapott értékek között a szignifikancia szinteket a Student-féle t-teszt segítségével állapítottam meg (6. melléklet). Megállapítható, hogy az 5 méternél közelebb lévő talajok kadmium tartalma a legtöbb esetben p=0,05 szint alatt térnek el a többi távolságban mért elemtartalomtól, míg az 5 méteres és az attól távolabb elhelyezkedő területek eredményei csak 1998 tavaszán különböznek egymástól néhány esetben (0-10 cm-es talajrétegben 25 és 100 m p=0,043; 10-20 cm-es talajrétegben 5 és 50 m p=0,052; 5 és 100m p=0,010; 10 és 100m p=0,037).
A csökkenés ütemét jelző „félérték” (50 %-os elemtartalom csökkenés) a 0-10 cm-es talajrétegnél 2,69 méter, míg a 10-20 cm-es talajrétegnél 3,39 méter. A 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság a felső talajrétegnél 8,93 méter, az alsó talajrétegnél 11,25 méter.

A talajbeli cinktartalom távolságfüggő változást leíró 0-10 cm-es talajrétegre vonatkozó görbe – hasonlóan a kadmiumhoz – csak az 5 méteres távolságig helyezkedik el a 10-20 cm-es talajréteghez tartozó görbe felett (4.15. ábra). Távolabb mindkét görbe lefutása azonos. Csak az útpályához közelebb (<5 m) elhelyezkedő talajok esetében állapítható meg, hogy a felső talajréteg cinktartalma átlagosan több, ettől távolabb lényegi különbség nem adódott. Az átlagértékek vizsgálatakor - hasonlóan az ólomhoz és kadmiumhoz- az úthoz közelebb lévő mintáknál nagyobb szórásértékek adódtak (szélesebb értéktartomány).



4.15. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható cinktartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért cinkkoncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

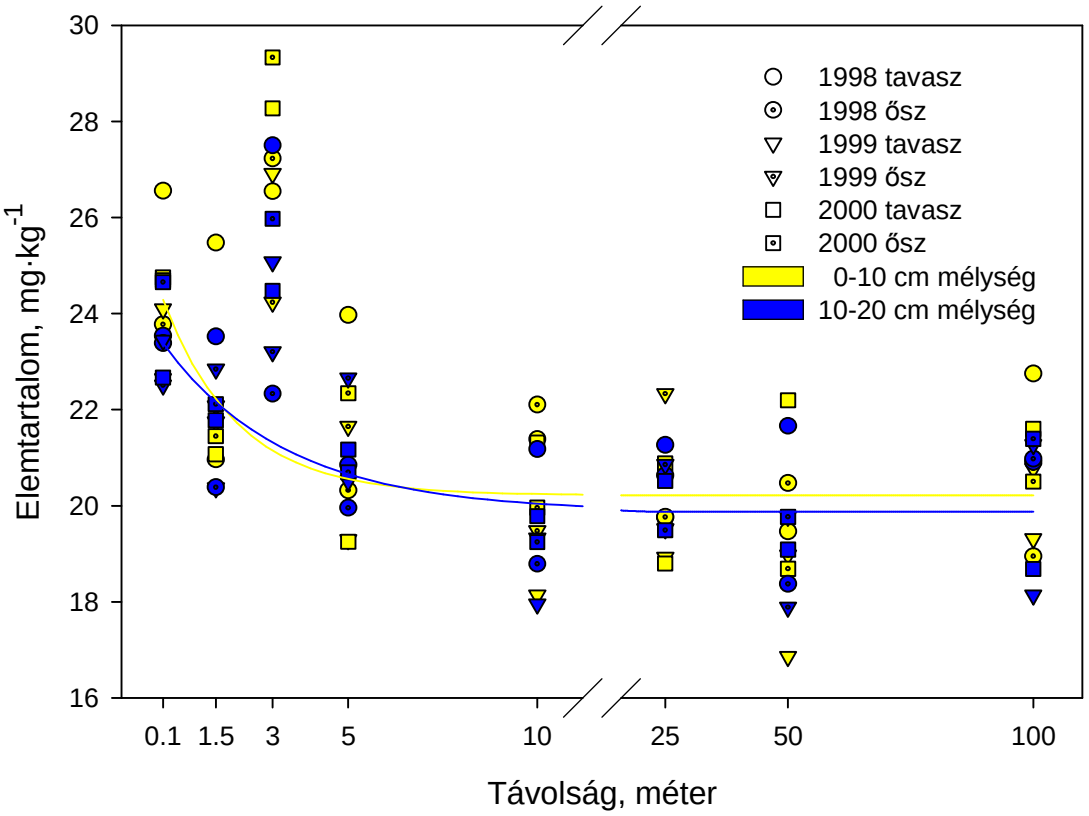
A cink esetében is megállapítást nyert az exponenciális elemtartalom csökkenés az úttól mért távolság növekedésével. Korábban többek között Ward et al. (1977), Yassoglou et al. (1987), valamint Al-Shayeb és Seaward (2001a) állapított meg hasonló távolságfüggő változást.

Az 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos cinktartalom változást a 4.8. táblázat szemlélteti. A szignifikancia szinteket mutató a Student-féle t-teszt eredménye az 6. mellékletben található.

Az eredmények azt mutatják, hogy az 5 méternél közelebb lévő talajok elemtartalma többnyire szignifikánsan tér el a többi távolságban mért elemtartalomtól, míg az 5 méteres távolság a távolabb elhelyezkedő területektől csupán egy alkalommal különbözik $p<5$ % szinten (1998 tavasz, 0-10 cm-es talajréteg esetében a 25 méteres távolságtól $p=0,048$).

Az 50 %-os elemtartalom csökkenés a 0-10 cm-es talajrétegnél 1,45 méternek, míg a 10-20 cm-es talajrétegnél 1,89 méternek adódott. A 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság a 0-10 cm-es talajréteg esetében 4,81 méter, a 10-20 cm-es talajrétegnél pedig 6,28 méter. Ez tendenciájában leginkább az ólomhoz hasonlít.

A nikkel esetében a 0-10 cm-es és a 10-20 cm-es talajréteghez tartozó görbe lefutása azonosnak tekinthető (4.16. ábra). Megállapítható, hogy a két talajréteg elemtartalma között lényegi eltérés nincs, illetve exponenciális csökkenés tapasztalható a távolság függvényében. Pagotto et al. (2001) munkája során ugyanezt tapasztalta.

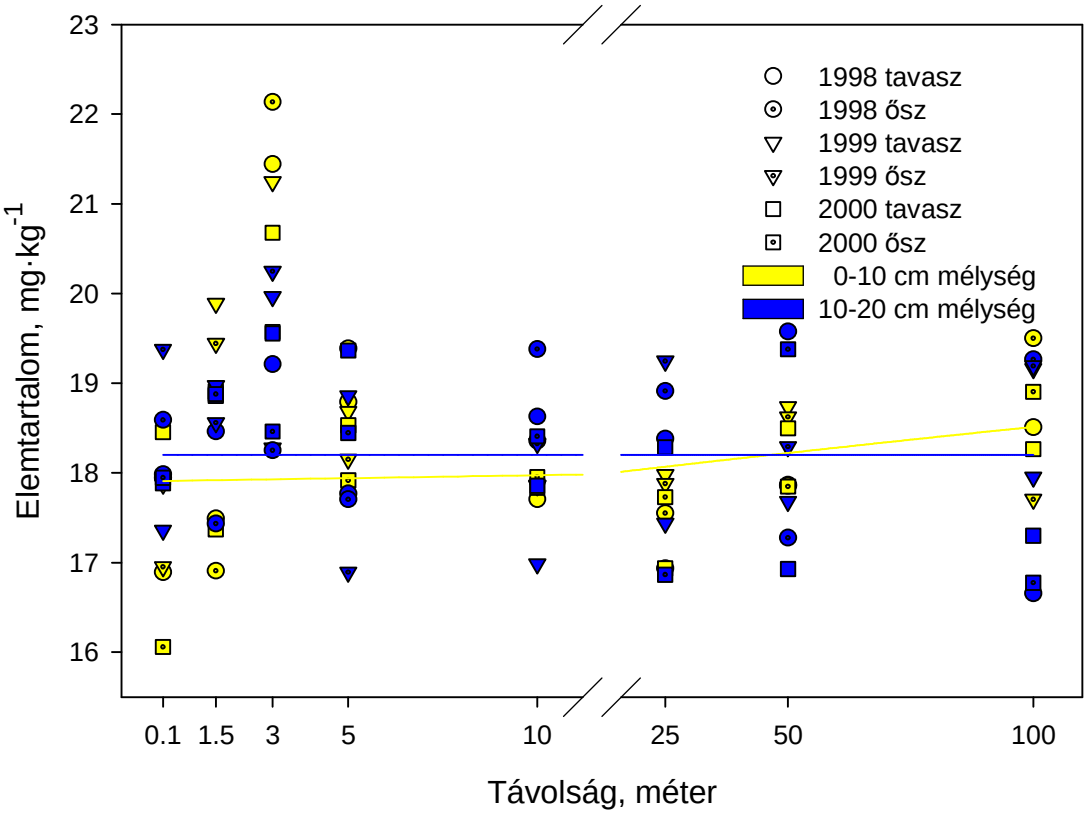


4.16. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható nikkel tartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért nikkel koncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

Az 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos nikkel tartalom változást a 4.11. táblázat szemlélteti. A szignifikancia szinteket mutató a Student-féle t-teszt eredménye az 6. mellékletben található.
Megállapítható, hogy a 3 méteres távolságtól eltekintve a talajok elemtartalma statisztikai értelemben csak néhány esetben különbözik egymástól.

Az 50 %-os nikkeltartalom csökkenést a 0-10 cm-es talajréteg esetében 1,36 méternél, míg a 10-20 cm-es talajréteg esetében 2,26 méternél éri el. A 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság a 0-10 cm-es talajréteg esetében 4,53 méter, a 10-20 cm-es talajrétegnél pedig 7,52 méter.

Az autópályától számított talajbeli krómtartalom távolságfüggő változásának vizsgálatakor azt tapasztaltam, hogy a 3 méteres adatokat nem tartalmazó értékek között jelentős eltérés nincs (4.17. ábra). Az értéktartományok és szórásértékek is hasonlóak. Ebből következően nem lehet azt mondani, hogy a vizsgált talajokban lévő króm tartalom bármi módon függene az autópálya közelségétől, azaz a gépjármű forgalomtól. A távolságfüggő változást leíró görbék közül a felső talajrétegre vonatkozó görbe enyhén felfelé ível, az alsó talajrétegre vonatkozó pedig szinte egyenes. A Pagotto et al. (2001) által tapasztalt távolságfüggő exponenciális krómtartalom csökkenést munkám során nem tudtam igazolni.



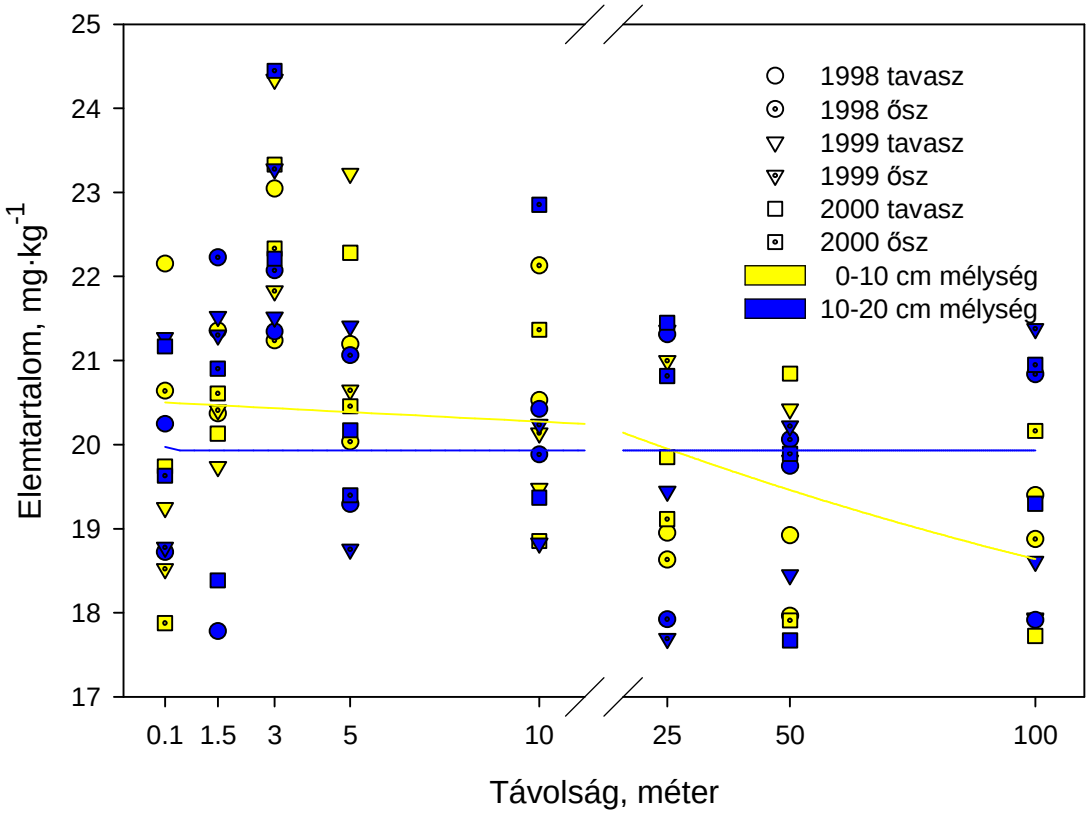
4.17. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható króm tartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért króm koncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

A vizsgált terület talajában mért krómtartalom 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos változását a 4.14. táblázat szemlélteti. Az egyes távolságokban mért értékek között a szignifikancia szinteket a Student-féle t-teszttel vizsgáltam (6. mellékletben). Az 5 méternél közelebb lévő talajok elemtartalma csak néhány esetben – főként 1998-ban – mutatnak szignifikáns különbözőséget a többi távolságban mért elemtartalomtól, míg az 5 méteres és a távolabb elhelyezkedő területeknél csupán két alkalommal állapítható meg statisztikai eltérés (1998 ősz, 0-10 cm-es talajréteg esetében a 25 és 100 m távolságok között p=0,041; valamint 2000 ősz, 10-20 cm, 25 és 50 m, p=0,044).

Az 50 %-os elemtartalom csökkenés a 0-10 cm-es talajrétegnél 491,23 méternek, míg a 10-20 cm-es talajrétegnél 0,02 méternek adódott. A 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság a 0-10 cm-es talajréteg esetében 1631,84 méter, a 10-20 cm-es talajrétegnél pedig 0,06 méter.

Ezen eredményekből is látható, hogy az eddig tapasztalt csökkenési tendenciák a króm esetében nem voltak tapasztalhatók, illetve ezek a viszonyszámok nem értelmezhetők.

A réz esetében az átlagos értéktartományok és szórásértékek is hasonlóak (4.18. ábra). A 0-10 cm-es talajréteghez tartozó görbe 10 méterig enyhén, ettől távolabb meredekebben csökken. A 10-20 cm-es talajréteghez tartozó görbe szinte egyenes. A krómhoz hasonlóan a réz értékelésekor sem lehet kijelenteni, hogy a vizsgált talajokban lévő réztartalom függ a gépjármű forgalomtól.



4.18. ábra: Talaj 2M HNO_3-oldható réztartalmának változása az autópályától számított távolság függvényében 1998 és 2000 között. Az ábrán feltüntetésre kerültek az egyes mintavételi időben gyűjtött talajmintákban mért rézkoncentrációk átlagértékei, valamint a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe. Az illesztés nem tartalmazza a 3 méteren mért értékeket.

A Jaradat és Momani (1999), Jaradat et al. (1999), valamint Pagotto et al. (2001) által tapasztalt távolságfüggő exponenciális réztartalom csökkenést – hasonlóan a krómhoz - munkám során nem tudtam igazolni.

Az 0,1 méteres távolsághoz viszonyított százalékos réz tartalom változást a 4.18. táblázat szemlélteti. A szignifikancia szinteket mutató a Student-féle t-teszt eredménye az 6. mellékletben található.
Megállapítható, hogy a 3 méteres távolságon belül a vizsgálati pontok az esetek kisebb részében, míg 5 métertől a talajok elemtartalma statisztikai értelemben 11 esetben különböznek egymástól.

Az 50 %-os elemtartalom csökkenés a 0-10 cm-es talajrétegnél 146,72 méternek, míg a 10-20 cm-es talajrétegnél 0,03 méternek adódott. A 90 %-os csökkenéshez tartozó távolság a 0-10 cm-es talajréteg esetében 487,38 méter, a 10-20 cm-es talajrétegnél pedig 0,12 méter. Megállapítható, amennyiben a 3 méteres távolság értékeit nem vesszük figyelembe, úgy a csökkenési tendencia a réz esetében nem tapasztalható, illetve ezek a viszonyszámok a réznél nem értelmezhetők.

4.4. Talaj- és növényminták multivariancia analízise

A vizsgált talaj-, illetve növényminták elemtartalmát egyidejűleg több tényezői is befolyásolja, másrészt az egyes mintákban felhalmozódó szennyező elemek egyidejűleg több forrásból is származhatnak, melyeket a különböző források más-más arányban bocsátanak ki. A minták elemkoncentráció adatai nyilvánvalóan ezeket az információkat nem hordozhatják, azonban az adatok varianciájából ezekre is következtethetünk. A különböző hatások elkülönítésében, a vizsgálatokkal nyert adatokban rejlő részletek feltárásában a multivariancia analízis különböző módszerei, mint pl. a klasszifikáció és az ordináció nyújthatnak segítséget.
Az egyes talaj-, illetve növényminták elemtartalom átlagértékei alapján ugyanis csupán a minták közötti különbségek (varianciaanalízis), valamint az elemtartalom idő-, illetve térbeli változásának jellege (regresszió analízis) állapítható meg elemenként. További információhoz juthatunk azonban, ha az egyes mintákat jellemző különböző elemtartalom adatokat együttesen vizsgáljuk. A multivariancia analízis az egyes elemek (mint változók) tér- és

időbeli mennyiségi varianciájának összehasonlítása révén egyrészt lehetőséget nyújt a különböző helyeken és időben gyűjtött minták (mint objektumok) csoportosítására (klasszifikáció, pl. klaszteranalízis), valamint az egyes elemek (változók) közötti kapcsolat, korreláció kimutatására, a talaj-, ill. növényszennyezést okozó fő faktorok beazonosítására, elkülönítésére (ordináció, pl. főkomponens analízis).

4.4.1. Vizsgálati helyek csoportosítása klaszteranalízis segítségével

4.4.1.1. Talajbeli nehézfém terhelés területi eloszlása klaszteranalízis alapján

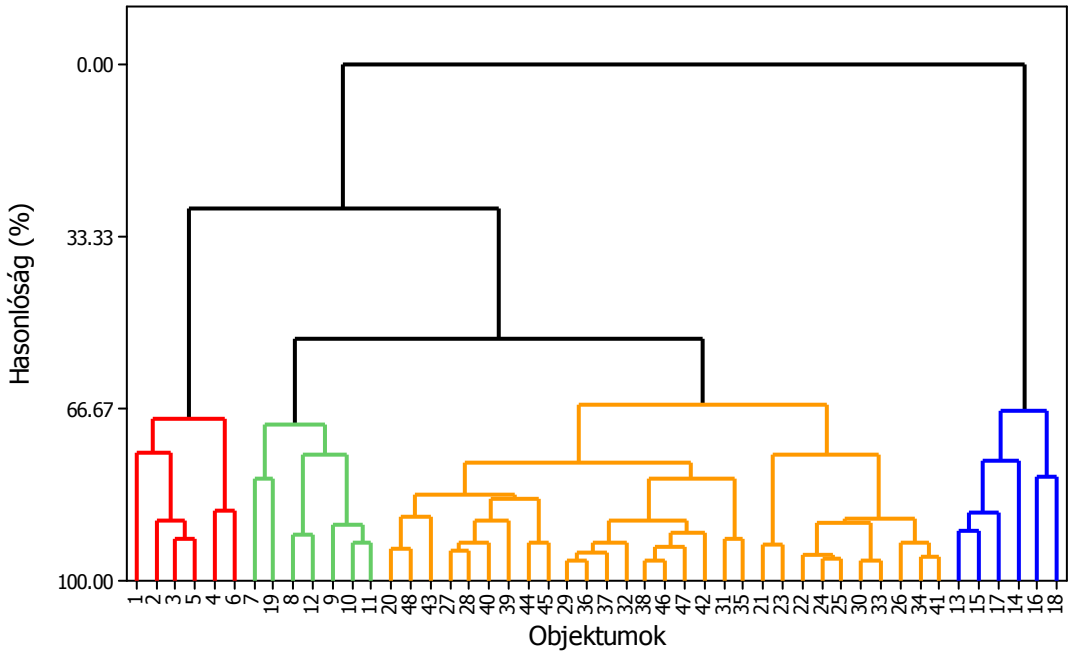
Az M3 autópálya mellett vizsgált 8 különböző távolságban kijelölt mérőhelyeket egyrészt a talaj-, másrészt a növényminták 6 nehézfémre 6 különböző időpontban meghatározott elemtartalom adatai segítségével – euklideszi távolságfüggvényt alkalmazva – csoportosítottam. A különböző időpontokban gyűjtött mintákat külön objektumként kezeltem, a talajminták esetében tehát összesen 48 (8 távolság x 6 időpont), a növényminták esetében 30 (5 távolság x 6 időpont) objektumra végeztem el az analízist. A csoportosítást a talajadatok esetében a felső és az alsó 10 cm-es rétegre külön-külön elvégeztem.
A dendogramokon alkalmazott jelölések magyarázatát a 4.37. táblázat tartalmazza.

4.37. táblázat: Dendogramok jelöléseinek magyarázata talaj esetében

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
1998 tavasz	1	7	13	19	25	31	37	43
1998 ősz	2	8	14	20	26	32	38	44
1999 tavasz	3	9	15	21	27	33	39	45
1999 ősz	4	10	16	22	28	34	40	46
2000 tavasz	5	11	17	23	29	35	41	47
2000 ősz	6	12	18	24	30	36	42	48

A felső talajréteg esetében kapott dendogramon (4.19. ábra) a 48 objektum négy, élesen elváló nagyobb csoportba különül el. Az első csoportot az összes mintától legjobban elkülönülő talajminták képviselik. Ez az úttól számított 3 méteres távolság, azaz az árok alja.

A dendogramon a 13., 14., 15., 16., 17. és 18. hely. Ez azt jelenti, hogy a 3 méteres távolság nehézfém tartalma nem hasonlít más távolságok fémtartalmához, nagymértékben eltér azoktól.



4.19. ábra: A felső talajréteg (0-10 cm) vizsgálati helyeinek csoportosítása a köztük lévő euklideszi távolságok alapján klaszteranalízis segítségével. A dendogramokon szereplő számok jelölésének magyarázatát a 4.37. táblázat tartalmazza.

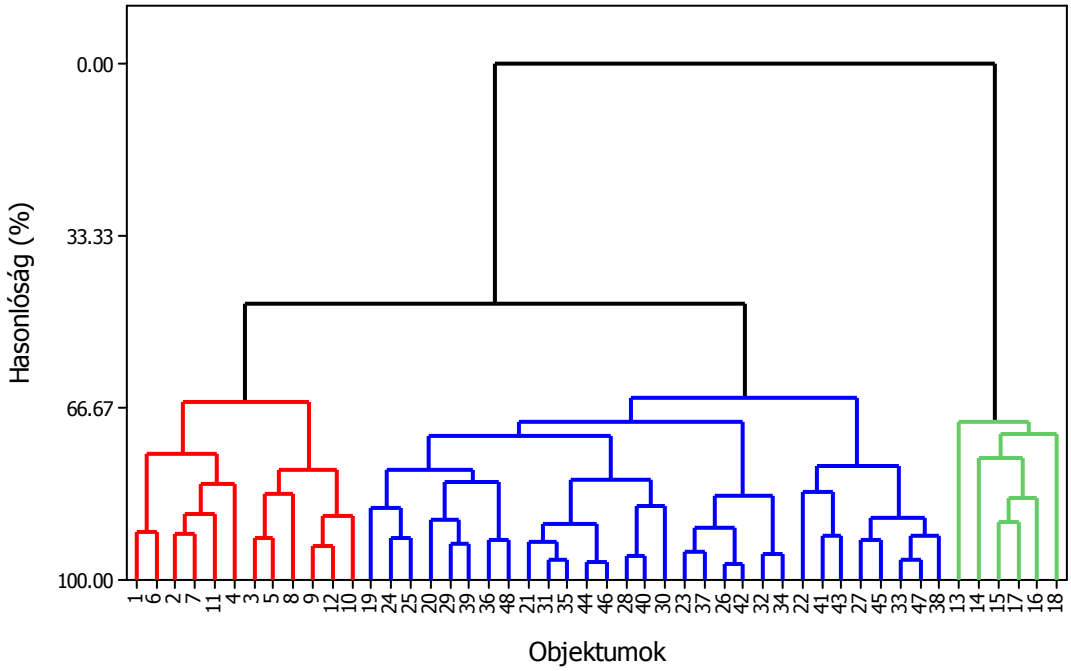
A második csoportot a 0,1 méteres távolság mintái alkotják, a 3 méteres távolsághoz hasonlóan itt is mind a 6 objektum jól elkülöníthető, és csak egymáshoz hasonlítanak (1-6. helyek).

A harmadik csoportban az 1,5 méteres távolság mintái (mind a hat, 7-12. hely) mellett az 5 méteres távolság egyik mintája (1998 tavasz, azaz 19. hely) is megtalálható, tehát ebben a csoportban már átfedés is van, a különbözőség nem olyan kifejezett, mint az első két csoport esetében.

A negyedik csoport azon kívül, hogy az előző csoportoktól jól elkülönül, maga is több alcsoportra osztható, ezen alcsoportokban az egyes távolságok mintái szétszórtan helyezkednek el, tehát a különbözőség véletlenszerű és nem tendenciózus az 5 és 100 méteres távolságok között (20-48. hely).

Megállapítható, hogy az első csoport elemei a legszennyezettebb, míg a negyedik csoport elemei a legtisztább mintákat tartalmazzák.

Az alsó talajréteg (10-20 cm) vizsgálatakor kapott dendogramon a vizsgálati minták – a felső talajrétegnél tapasztaltaktól eltérően – csak 3 jól elkülönülő csoportot alkotnak (4.20. ábra). Az első csoportot az összes mintától legjobban elkülönülő 3 méteres távolság mintái alkotják. Mint ahogyan a felső talajréteg esetében sem, itt sem hasonlít a 3 méteres távolság más távolságokhoz (13., 14., 15., 16., 17. és 18. hely).



4.20. ábra: Az alsó talajréteg (10-20 cm) vizsgálati helyeinek csoportosítása a köztük lévő euklideszi távolságok alapján klaszteranalízis segítségével. A dendogramokon szereplő számok jelölésének magyarázatát a 4.37. táblázat tartalmazza.

A második csoportot a 0,1 és az 1,5 méteres távolság mintái alkotják. A csoporton belül két alcsoport különíthető el. Az első alcsoportot az 1., 2., 4., 6., 7., 11. hely, míg a második alcsoportot a 3., 5., 8., 9., 10., 12. hely alkotja. Ez azt jelenti, hogy a 0,1 és az 1,5 méteres távolság egymáshoz hasonló nehézfém tartalmú, és élesen eltér a többi távolság nehézfém tartalmától.

A harmadik csoport több alcsoportra osztható. A csoport jól elkülönül a fentebb leírt csoportoktól. Az alcsoportokban az egyes távolságok mintái szétszórtan helyezkednek el,

tehát a különbözőség véletlenszerű és nem tendenciózus az 5 és 100 méteres távolságok között (19-48. hely).
Megállapítható, hogy az első csoport elemei a leg szennyezettebb, míg a harmadik csoport elemei a legtisztább mintákat tartalmazzák.

A talajbeli nehézfém terhelés klaszteranalízis segítségével elvégzett csoportosítása alapján jól látható, hogy a felső talajréteg nehézfém tartalmai az úthoz közelebbi távolságokban jól elkülönülnek egymástól, míg az 5 métertől távolabb lévő területek, azaz a mezőgazdasági művelés alatt álló terület nehézfém tartalmai egy csoportot alkotnak, tehát nem különböznek egymástól. Az alsó talajrétegben viszont csak három csoport különíthető el, hiszen a 0,1 és az 1,5 méteres távolság nehézfém tartalmai között nincs különbség.
A klaszteranalízis alapján fogalmazhatunk úgy is, hogy a gépjármű forgalom nehézfém szennyező hatása főként az útpályához közelebb elhelyezkedő területeket érinti. Valamint a felső talajrétegnél a 0,1 és az 1,5 méteres távolság nehézfém tartalma különböző, míg az alsó talajréteg esetében nem, hiszen az értékek jobban összesimulnak. Ez szintén a talajrétegek eltérő nehézfém szennyezettségére utal.

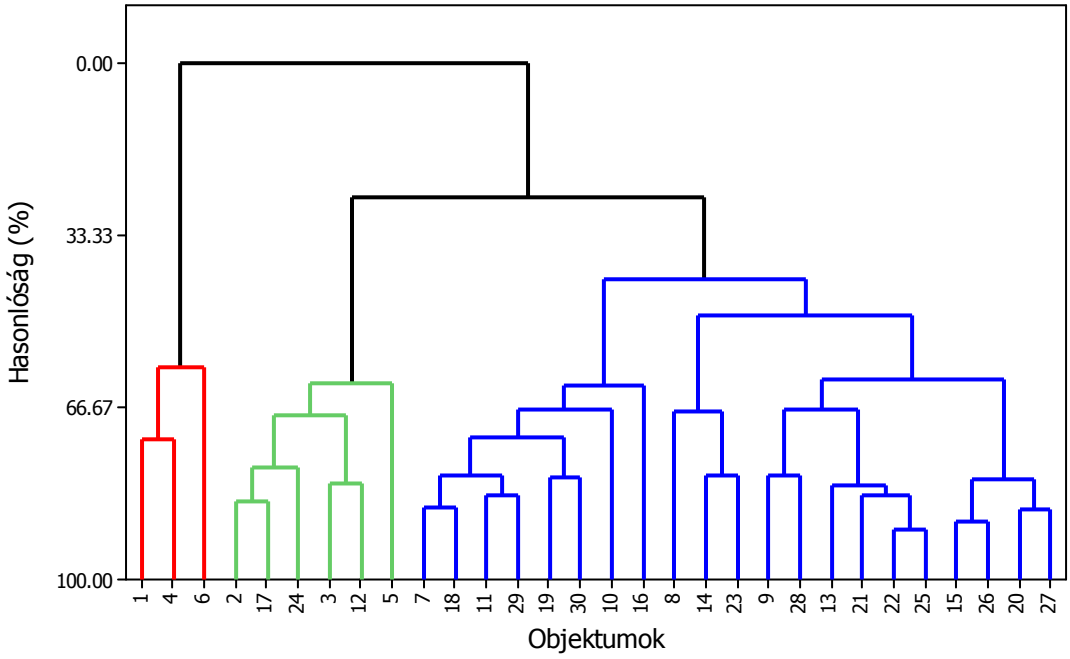
4.4.1.2. Növénybeli nehézfém terhelés területi eloszlása klaszteranalízis alapján

A növényminták esetében 30 (5 távolság x 6 időpont) objektumra végeztem el az analízist. A dendogramokon alkalmazott jelölések magyarázatát a 4.38. táblázat tartalmazza.

4.38. táblázat: Dendogramok jelöléseinek magyarázata növény esetében

	5m	10m	25m	50m	100m
1998 tavasz	1	7	13	19	25
1998 ősz	2	8	14	20	26
1999 tavasz	3	9	15	21	27
1999 ősz	4	10	16	22	28
2000 tavasz	5	11	17	23	29
2000 ősz	6	12	18	24	30

A növényzet vizsgálatakor kapott dendogramon a vizsgálati minták 3 elkülönülő csoportot alkotnak (4.21. ábra). Az első csoportot az 5 méteres távolság 3 eleme, azaz az 1., 4., 6. hely (1998 tavasz, 1999 ősz, 2000 ősz) alkotja. A második csoportba az 5 méteres távolság további elemei (2., 3., 5.) mellett a 10, 25 és 50 méteres távolságokból is kerülnek elemek (12., 17., 24. hely). Az analízis a többi vizsgálati mintát egy, azaz a harmadik csoportba rendezi.



4.21. ábra: Növényminták csoportosítása a köztük lévő euklideszi távolságok alapján klaszteranalízis segítségével. A dendogramokon szereplő számok jelölésének magyarázatát a 4.38. táblázat tartalmazza.

Tekintve, hogy a második csoport elemei között a távolság szerinti összefüggés nem értelmezhető, hiszen ebben az esetben csupán arról van szó, hogy a növényben az eltérő távolságokban mért nehézfém tartalom véletlenül hasonlít vagy azonos, így az a megállapítás tehető, hogy a lucerna növény nehézfém tartalom vizsgálata szerint az úthoz legközelebb lévő távolságban mutatható csak ki a gépjármű forgalom növényzetre gyakorolt nehézfém szennyező hatása. Ez a hatás azonban nem olyan kifejezett, mint a talajok esetében. Ez az eltérés az üzemanyagok fémtartalmának csökkenésével magyarázható, hiszen a talajban sokkal több ideig lesz kimutatható az egykor nagyobb mértékű szennyezés „eredménye”.

4.4.2. Vizsgálati elemek csoportosítása főkomponens analízis segítségével

A főkomponens analízis lényegét tekintve a vizsgált objektumokat leíró, egymással különböző mértékben korreláló változókat helyettesíti azonos számú, egymással egyáltalán nem korreláló komponenssel az eredeti változók lineáris kombinációja révén. Az új komponensek – ez esetben a talaj-, illetve növénymintákból vizsgált 6 elem mennyiségét befolyásoló, meghatározó, egymástól függetlennek tekinthető hatások – közül jelentős súlya csak az összes variancia legnagyobb hányadát magában foglaló első néhánynak, az ún. főkomponenseknek lesz. Az eredeti faktorok – a vizsgált paraméterek – ordinációját, azaz hogy milyen mértékben vesznek részt az egyes komponensekben, a sajátvektorok vagy változósúlyok adják meg. A változósúlyok és egymáshoz viszonyított arányaik alapján az egyes komponensek meghatározott típusú szennyezőforrásként azonosíthatók be. Az objektumok, azaz a vizsgálati helyek ordinációját az új komponensek alkotta térben a komponens- vagy objektumsúlyok adják meg megmutatva, hogy a vizsgált időszakban az egyes helyszíneken az összes terhelésért az egyes elkülönített szennyezőforrások milyen mértékben tehetők felelőssé.
A korreláció mátrixon alapuló (azaz centrált és standardizált), R-típusú (a vizsgálati helyek, mint objektumok és a különböző elemek, mint faktorok) főkomponens analízishez ugyanazt az adatmátrixot használtam, mint a klasszifikációnál, azaz 6-6 elem jellemzett a felső és az alsó 10 cm-es talajréteg esetében 48-48 objektumot (8 távolság x 6 időpont), a növényminták esetében pedig 30 objektumot (5 távolság x 6 időpont).

A felső talajréteg esetében a sajátértékek alapján 3 komponens figyelemre méltó. E három főkomponens az adatok teljes varianciájának 95 %-át magyarázza (4.39. táblázat). Az első főkomponensben jelentős súllyal az ólom, a cink, a kadmium és a nikkel szerepel. A fenti elemek összes varianciájának 91,5; 88,6; 94,5; valamint 76,8 százaléka található ebben a komponensben, de itt található a réz varianciájának is a legnagyobb része (44,9%). A második főkomponensben a króm és a réz rendelkezik jelentős pozitív súllyal, (míg a többi elem kisebb, de negatív súllyal). E komponens a két elem teljes varinciájáknak 42,0 és 25,8 százalékát tartalmazza. A harmadik komponensben szintén az előbbi két elem, a króm és a réz sajátvektor értéke kiugró, de egymáshoz viszonyítva ellentétes előjellel, a két elem teljes varianciájának további 20,8, illetve 29,1 százalékát magyarázva.

4.39. táblázat: A 0-10 cm-es talajminták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponens analízis eredményei.

	Komponensek					
	I	II	III	IV	V	VI
Sajátértékek						
	4,332	0,858	0,509	0,239	0,046	0,017
Sajátérték százalékok						
	72,19	14,3	8,48	3,98	0,76	0,29
Kumulált sajátérték százalékok						
	72,19	86,5	94,97	98,95	99,71	100
Transzformációs mátrix (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)						
	Pb	Zn	Cd	Ni	Cr	Cu
I	**0,4595**	**0,4523**	**0,4671**	**0,4210**	0,2919	0,3220
II	-0,2388	-0,2989	-0,0771	-0,2378	**0,7001**	**0,5487**
III	-0,0599	-0,1064	-0,0172	0,0633	**-0,6391**	**0,7565**
IV	-0,2679	-0,2797	-0,2753	**0,8725**	0,0991	-0,0560
V	-0,4662	-0,2732	0,8282	0,0314	-0,0767	-0,1239
VI	-0,6627	0,7361	-0,1181	-0,0029	0,0218	0,0670
A változók összvarianciájának százalékos megoszlása a komponensek között						
I	**91,46**	**88,61**	**94,51**	**76,77**	**36,90**	**44,91**
II	4,89	7,66	0,51	4,85	**42,06**	**25,83**
III	0,18	0,58	0,02	0,20	**20,77**	**29,11**
IV	1,71	1,87	1,81	**18,17**	0,24	0,08
V	0,99	0,34	3,13	0,00	0,03	0,07
VI	0,76	0,94	0,02	0,00	0,00	0,01

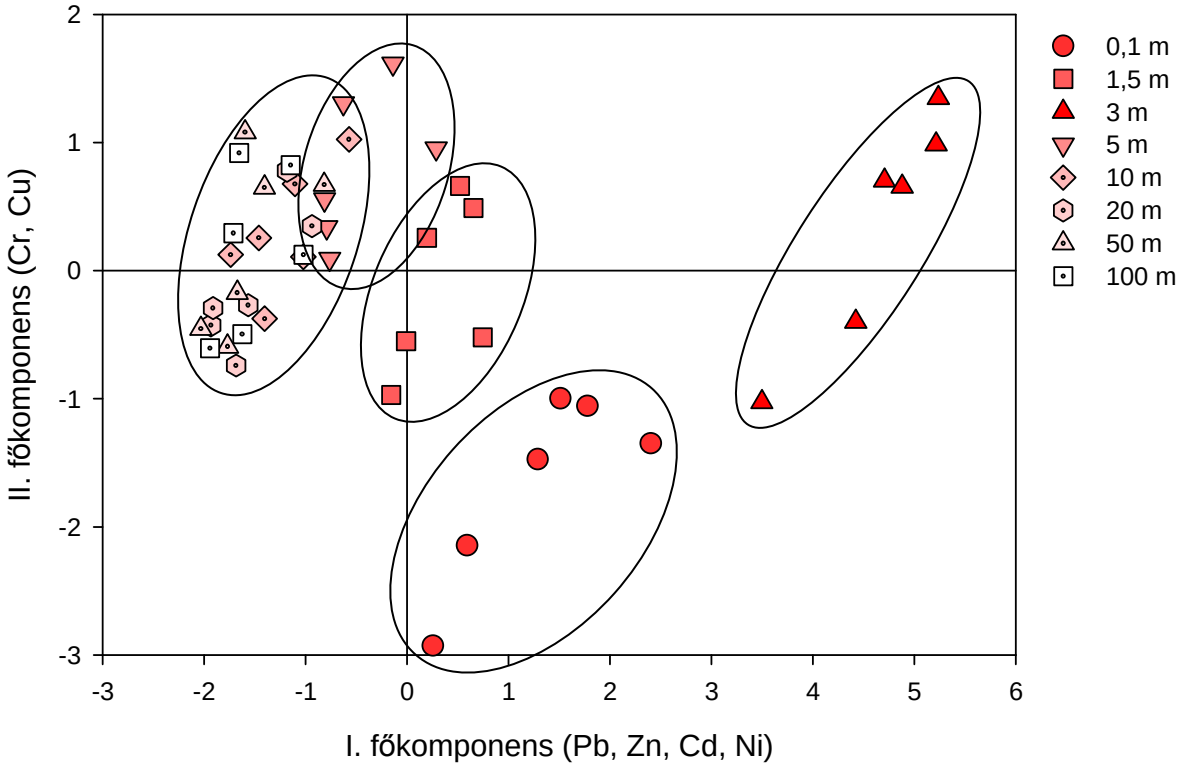
A változósúlyok alapján az első főkomponens egyértelműen a gépjárműforgalom okozta elemterheléssel azonosítható, a 2. és 3. főkomponens pedig mezőgazdasági tevékenységgel függhet össze. Mindkét utóbbi főkomponensben szerepel a réz, ami elsősorban növényvédő szerek alkotó eleme. A 2. főkomponens a krómmal és mellette csekély mértékben az ólom, cink és nikkel varianciája alapján talajeredetű – a talajrészecskék felkavarásából és kiülepedéséből származó – szennyezés lehet, míg a 3 főkomponens a térségben folytatott tényleges növényvédelmi eljárásokkal, kipermetezett növényvédő szerekkel függ össze.

Az egyes objektumokhoz rendelt komponenssúlyok alapján – további elemzés céljából – az objektumok elhelyezhetők valamely két – általában az első két – főkomponens által alkotott derékszögű koordinátarendszerben. Egy-egy ilyen grafikonról egyrészt könnyen leolvasható, hogy mely objektumok esetében van jelentős súlya egy-egy főkomponensnek, azaz a

különböző távolságokban gyűjtött minták esetében mely szennyező forrásoknak van jelentős hatása, másrészt az egymáshoz közel elhelyezkedő objektumok is könnyen csoportosíthatók.

A talaj felső 10 cm-es rétegének elemtartalom adatainak főkomponens analízis eredményei alapján (4.22. ábra) 5 elkülöníthető csoport, objektumhalmaz jelölhető ki. Négy csoport az autóúthoz legközelebbi négy mintavételi hely 6-6 időpontban gyűjtött mintáit különíti el, míg az ötödik a következő 4 mintavételi hely csoportját képezi. Szembetűnő, hogy az egyes ellipszisek tengelye nem függőleges, hanem jobbra dől. Ez azt jelenti, hogy bár a főkomponens analízis egymással nem korreláló komponenseket definiál, mégis egy-egy csoportban összefüggés adódik, nevezetesen a magasabb Pb, Zn, Cd és Ni terhelés mellett a Cr és a Cu terhelés is magasabb, ami legkifejezettebben az útpadkán és az árokban mutatkozik meg. Ez alapján megállapítható, hogy a gépjármű forgalom Cr és Cu terhelést is okoz a talaj felső rétegében, ami – bár erősen csökkenő mértékben, de – még nagyobb távolságokban is érezteti hatását.

A króm és rézterhelés tekintetében (2. főkomponens) az útpadkán gyűjtött minták szennyezettsége kisebb, az 5 méteres távolságban gyűjtött mintáké pedig valamelyest magasabb a többi mintáéhoz képest. Az úthoz legközelebbi minták esetében az alacsonyabb Cr és Cu tartalom oka lehet az is, hogy az útpálya építésénél a töltés kialakításához a környező talajtól eltérő talajt használtak.



4.22. ábra: A vizsgálati helyek a talaj felső 10 cm-es rétegének elemtartalom adatai alapján elvégzett főkomponens analízis 1. és 2. tengelyének síkjában.

Az alsó talajréteg esetében teljesen hasonló eredményt kaptam a jelentős sajátértékkel rendelkező főkonponensek számát tekintve és két eltéréssel az egyes főkomponensekben jelentős változósúllyal rendelkező elemek tekintetében is (4.40. táblázat és 4.23. ábra). Különbség, hogy a második főkomponensben csak a króm változósúlya jelentős, a rézé nem, a 3. főkomponensben pedig legfőképp csak a rézé. Ez azt jelzi, hogy a talaj alsó 10-20 cm-es rétegében a rézterhelés egyedüli forrása a területen folyó mezőgazdasági tevékenység.

Az első két főkomponens által alkotott síkon az egyes objektumok 3 fő csoportot képeznek. Az első főkomponens alapján ólommal, cinkkel, kadmiummal és nikkellel legszennyezettebb csoport az úttól 3 méteres távolságban lévő árok. A következő csoport – még mindig az 1. főkomponens pozitív tartományában – az út széli, valamint a 1,5 méteres távolság mintavételi helyeinek 6-6 időpontban gyűjtött mintáit különíti el, míg a harmadik az y tengely bal oldalán az 5 és 100 méter közötti mintákat. Az alsó 10 cm-es rétegben az autóúttól 5 méteres

távolságban gyűjtött minták tehát már nem különülnek el az úttól távolabbi helyek csak a térségre jellemző háttérszennyezést mutató mintáitól.

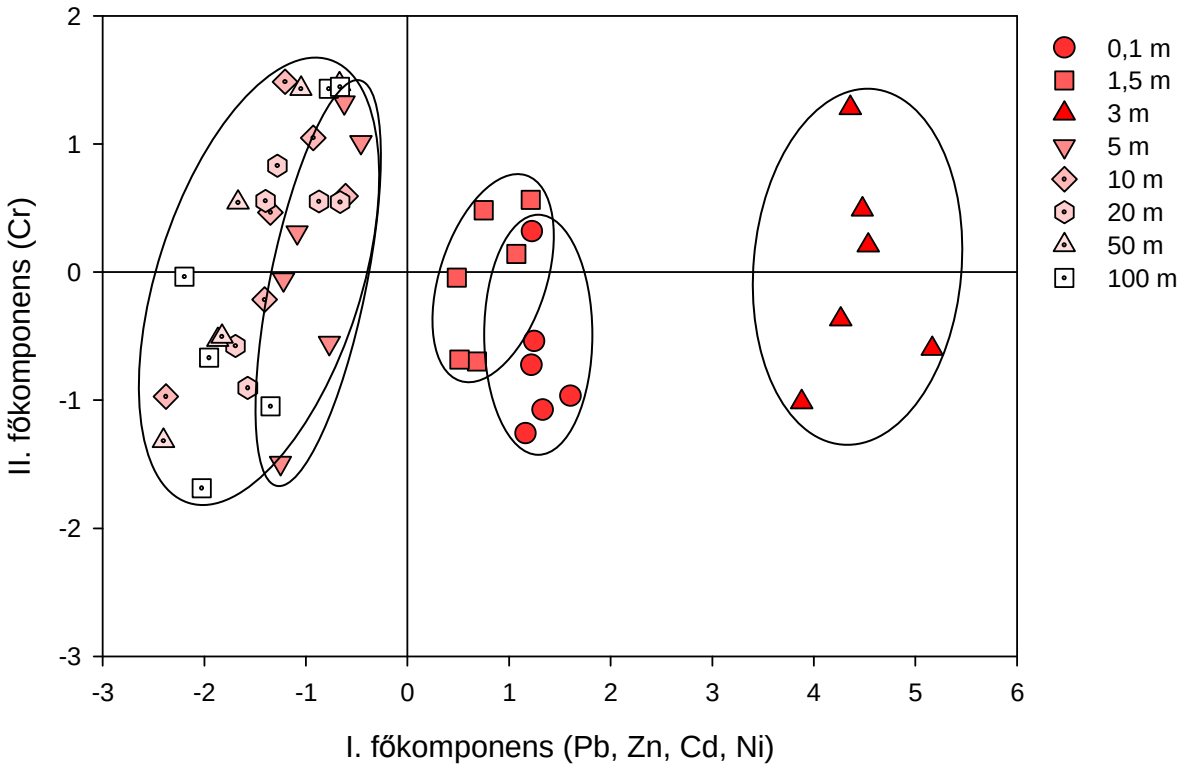
A 2 főkomponens tekintetében (ami itt csak a krómterheléssel hozható összefüggésbe) a vízszintes tengelyhez képest kizárólag az útszéli csoport elhelyezkedése aszimmetrikus, de semmiképp sem olyan jelentős mértékben, mint a felső 10 cm-es talajréteg esetében.

Az ábrán az egyes ellipszisek hossztengelye alig tér el a függőlegestől, azaz az alsó talajrétegben már semmiféle összefüggés nem mutatkozik az első 2 főkomponens között. Ez alapján a felső talajrétegben mutatkozó összefüggés hátterében az 1. főkomponens által elkülönített elemekkel szennyezett talaj szél, vagy egyéb okok miatti felverődése és kiülepedése áll.

Az elnyúlt függőleges ellipszisek viszont azt jelzik, hogy egy-egy távolságban az 1. főkomponensbeli elemterhelés heterogenitásához képest a 2. főkomponensbeli elemterhelésé lényegesen nagyobb.

4.40. táblázat: A 10-20 cm-es talajminták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponens analízis eredményei.

	Komponensek					
	I	II	III	IV	V	VI
Sajátértékek						
	4,131	0,806	0,726	0,257	0,057	0,023
Sajátérték százalékok						
	68,84	13,44	12,09	4,29	0,95	0,38
Kumulált sajátérték százalékok						
	68,84	82,28	94,38	98,66	99,62	100
Transzformációs mátrix (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)						
	Pb	Zn	Cd	Ni	Cr	Cu
I	**0,4763**	**0,4715**	**0,4733**	**0,4268**	0,2500	0,2868
II	-0,1953	-0,1808	-0,1260	-0,1563	**0,9015**	0,2762
III	-0,0586	-0,0077	-0,0922	-0,2299	**-0,3439**	**0,9038**
IV	-0,2346	-0,3122	-0,2914	**0,8585**	-0,0516	0,1512
V	-0,0435	-0,6726	0,7352	-0,0174	-0,0570	0,0404
VI	-0,8214	0,4417	0,3552	0,0568	-0,0271	-0,0091
A változók összvarianciájának százalékos megoszlása a komponensek között						
I	**93,69**	**91,82**	**92,54**	**75,23**	25,82	33,97
II	3,07	2,64	1,28	1,97	**65,51**	6,15
III	0,25	0,00	0,62	3,83	8,58	**59,28**
IV	1,42	2,51	2,19	**18,96**	0,07	0,59
V	0,01	2,59	3,09	0,00	0,02	0,01
VI	1,56	0,45	0,29	0,01	0,00	0,00



4.23. ábra: A vizsgálati helyek a talaj 10 és 20 cm közötti rétegének elemtartalom adatai alapján elvégzett főkomponens analízis 1. és 2. tengelyének síkjában.

A növényminták esetében az összes variancia 95,5 %-át 5 komponens kumulált sajátérték százaléka adja ki (ami azt is jelenti, hogy még a 6. komponens sajátérték százaléka is közel 5 %) (4.41. táblázat).

A komponensek közül csak az első tartalmaz egymással pozitív korrelációt mutató változósúlyokat. A többi esetben vagy csak egy elem változósúlya jelentős, mint például a 2-ban a cinké, vagy a 6-ban a nikkelé, vagy több elemé is, amelyek közül az egyiké ellentétes előjelű, azaz mennyisége fordítottan arányos a többiéhez, illetve másikéhoz képest. A 3. komponensben a Ni pozitív, a Cu negatív, a 4. komponensben a Zn és a Cu, az 5-ben a Cd pozitív, míg mindkettőben a Pb negatív változósúlyú.

Az első komponensben a Pb, Cd és Cr változósúlya a legnagyobb, de ebben a komponensben a Ni és a Cu varianciájának is jelentős hányada jelenik meg. Ez a komponens a növényekre kiülepedő Pb, Cd, Cr, Ni és Cu elemekkel szennyezett, felkavarodott talaj által okozott elemterheléssel függ össze.

Szemben a talajjal, a növénymintákban a cink határozottan elkülönül a szintén a gépjármű forgalommal összefüggésbe hozott ólomtól és kadmiumtól. Összvarianciájának 62,6 %-a a 2. főkomponensben, 17,7 %-a a 4. főkomponensben található. Ez az elkülönülés egyrészt nagyon jól tükrözi azt a megfigyelést (Fergusson, 1986, 1991; Winter és Müller, 1991; Calace et al., 2002), hogy az ólom a gyökerekben halmozódik fel, míg a Zn a levelekben, másrészt azt, hogy a cink, szemben az ólommal vagy a kadmiummal, esszenciális elem. Emiatt a levelekben már nem tükröződik a talajbeli elemmennység arány, és különül el a Zn az előbbi elemektől, szemben a talajmintákkal, ahol közös komponensben jelennek meg. Ezt igazolja a 4 komponens is, ahol a cink együtt található meg azonos változósúly előjellel a szintén esszenciális rézzel, de fordított arányban az ólommal.

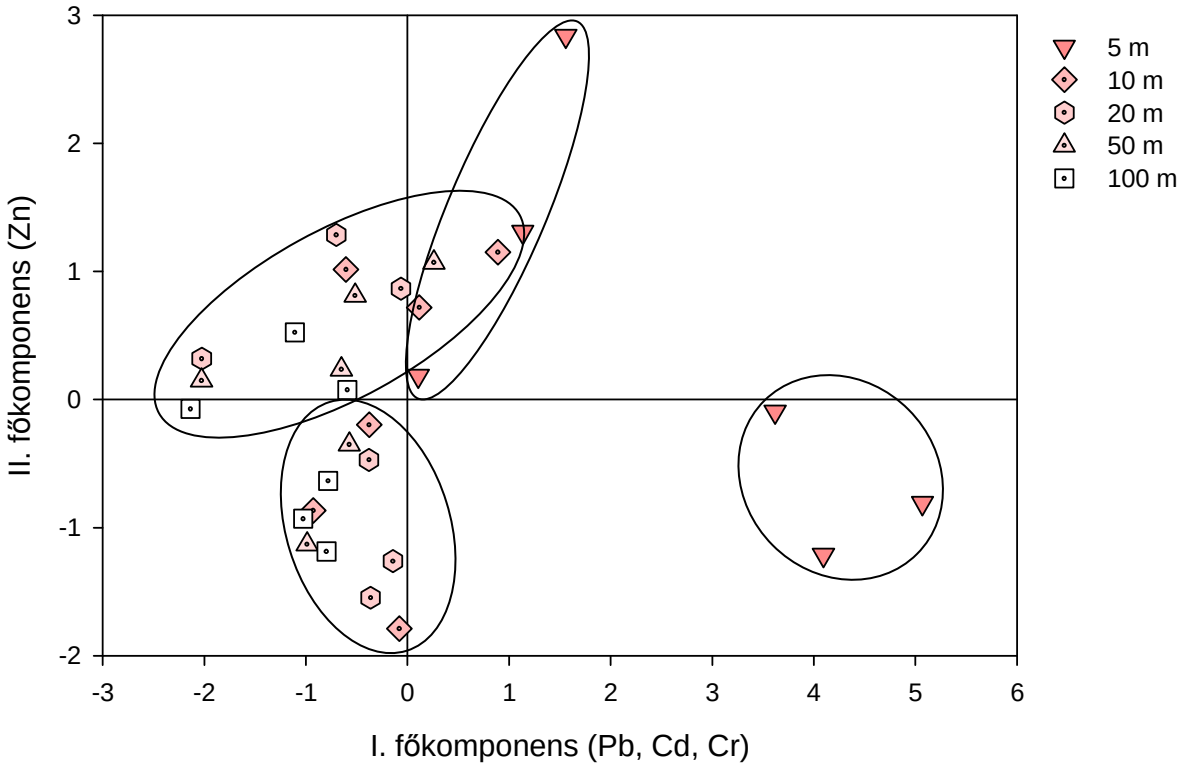
4.41. táblázat: Növényminták elemtartalom adatainak felhasználásával elvégzett centrált és standardizált főkomponens analízis eredményei.

	Komponensek					
	I	II	III	IV	V	VI
Sajátértékek						
	2,793	1,095	0,877	0,611	0,356	0,268
Sajátérték százalékok						
	46,55	18,25	14,62	10,19	5,94	4,46
Kumulált sajátérték százalékok						
	46,55	64,79	79,41	89,6	95,54	100
Transzformációs mátrix (sorok = sajátvektorok vagy változósúlyok)						
	Pb	Zn	Cd	Ni	Cr	Cu
I	**0,4738**	0,2125	**0,4472**	0,3523	**0,4892**	0,4087
II	0,1456	**0,7562**	0,3435	-0,3290	-0,3667	-0,2153
III	0,0570	0,2705	-0,2609	**0,7303**	0,0140	**-0,5675**
IV	**-0,5583**	**0,5387**	-0,3700	0,0647	0,2148	0,4593
V	**-0,6628**	-0,1111	**0,6828**	0,1811	0,1009	-0,1979
VI	0,0101	0,0862	-0,1041	-0,4443	**0,7548**	-0,4631
A változók összvarianciájának százalékos megoszlása a komponensek között						
I	**62,70**	12,61	**55,85**	**34,66**	**66,82**	**46,64**
II	2,32	**62,60**	12,92	11,85	14,72	5,08
III	0,29	6,42	5,97	**46,78**	0,02	**28,25**
IV	**19,05**	**17,74**	8,37	0,26	2,82	12,89
V	**15,64**	0,44	**16,60**	1,17	0,36	1,40
VI	0,00	0,20	0,29	5,29	15,26	5,74

Az első két komponens által alkotott síkban elhelyezett 30 minta 3 nagy csoportba osztható. Az első csoportba az autóúttól 5 méteres távolságban gyűjtött minták közül az 1998 tavaszán,

valamit az 1999 és 2000 őszén gyűjtött minták kerültek (4.24. ábra). A másik három minta az előbbiektől élesen elkülönülő, a fennmaradó, egységes csoportot képező mintákhoz közelebb álló csoportot képez.

A 2. komponens tekintetében az 1998 ősz és a 2000 tavasz mintái elkülönülő alcsoportot képeznek a vízszintes tengely alatt, vagy túlnyomórészt az alatt elhelyezkedő 1998 tavasz és 1992 ősz mintáktól. Érdekes, hogy az így elkülönített két alcsoportot határoló két ellipszis hossztengelye kb. derékszöget zár be. A 2. komponens tekintetében hasonlóképp különül el egymástól az 5 méterről 6 különböző időpontban gyűjtött minták is.



4.24. ábra: A vizsgálati helyek a növényminták elemtartalom adatai alapján elvégzett főkomponens analízis 1. és 2. tengelyének síkjában.

4.5. Új tudományos eredmények

A 100 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban mért elemtartalmakat véve háttérértéknek, az útpadka talajában mért értékekkel történő összehasonlításakor azt tapasztaltam, hogy az úttest mellett a Pb, Cd és Zn esetében többszörösen magasabb az elemtartalom. A króm és réz esetében ez nem volt kimutatható.

Az útpályát övező árok alján a talaj nehézfémtartalma kiugró, az ároknak mintegy gyűjtő szerep tulajdonítható a vizsgált fémek többségénél. Az ebben a távolságban mért értékek az ólom, kadmium és cink esetében az esetek döntő többségében igen magas szignifikancia szinten különböznek más távolságok értékeitől, míg a nikkel, króm és réz esetében ezt csak egyes esetekben tapasztaltam.

Határértéket meghaladó elemtartalmat mértem több esetben az ólom, kadmium és cink vizsgálatakor. Azok a minták, amelyekben határértéket meghaladó mennyiségek adódtak, az úthoz közelebbi területekről, leggyakrabban az útpályától számított 3 méteres távolságban – azaz az árok alján – kerültek begyűjtésre. A nikkel, króm és réz esetében nem volt határérték túllépés.

A talaj nehézfém tartalmának az úttól való távolság szerinti változása exponenciális függvénnyel írható le az ólom, kadmium, cink és nikkel esetében.

A lucerna minták elemtartalom adatokon alapuló klaszteranalízis és főkomponens analízis alapján kimutatható a gépjármű forgalom nehézfém szennyező hatása. Az adott vizsgálati körülmények között a nehézfémtartalom távolságfüggő változása tendenciaszerűen jelentkezett, de statisztikai értelemben vett szignifikáns különbözőség nem volt igazolható.

A talajadatok főkomponens analízissel történő feldolgozása során azt az eredményt kaptam, hogy az ólom, kadmium, cink és nikkel egy csoportba (első főkomponens) kerül. Ezek a nehézfémek függenek ténylegesen a gépjármű forgalomtól. További csoportot képez a króm

és a réz (második főkomponens). Ezek az elemek vélhetően részben más forrásból kerülnek a területre (pl. növényvédőszerek, szerves- és műtrágyák, talajjavítók, stb.)

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A gyűjtött talaj- és lucernamintákban mért nehézfém mennyiségek részletes statisztikai elemzése alapján az alábbi következtetések vonhatók le.

A vizsgált időtartamon belül (1998-2000) a vizsgált nehézfémekre vonatkozóan nem volt kimutatható tendenciózus időbeli változás sem a talaj-, sem a növényminták esetében. Tekintve, hogy az ólmozott üzemanyagok forgalmazását 1999-ben tiltották be, várakozásom az volt, hogy mérhető ólomtartalom változást (várhatóan csökkenést) tapasztalok. Különbséget viszont akkor sem lehetett kimutatni, ha évenkénti vagy, ha szezonális (tavasz, ősz) összehasonlítást végeztem. Ez azzal magyarázható, hogy az üzemanyagokhoz kevert ólomadalékok mértéke már a megelőző években is – a nyugat-európai normáknak megfelelően – elenyésző volt. A talajbeli ólomtartalom „utánpótlás" hiányában nem növekedik, de az erős kötődés következtében nem is csökken néhány év távlatában. Jóllehet, több szakcikk írja le az ólmozott üzemanyagok betiltása utáni talajbeli ólomtartalom csökkenését, vizsgálatom során ezt nem tudtam igazolni. A többi vizsgált nehézfém esetében sem volt kimutatható időbeli változás a talaj elemtartalmában. A lucerna növényben mért ólomtartalom sem mutatott változást az idő függvényében. Ez szintén azzal van összefüggésben, hogy a motorbenzin ólomtartalma minimális volt. Valószínűleg adódna statisztikailag is kimutatható különbözőség, ha rendelkezésre állna korábbi, a nagyobb mértékű szennyezés korából a területről származó adat. A növény esetében a vizsgált többi nehézfémre vonatkozóan sincs idő függvényében vett elemtartalom változás.

Az útpályától számított távolságfüggő talajbeli nehézfémtartalom változás az előzetes várakozásnak megfelelően pozitív eredményt hozott. A legtöbb gépjárműforgalom hatást vizsgáló dolgozat a nehézfémekkel – főként az ólommal – kapcsolatban megállapítja, hogy az útpályától távolodva a talaj elemtartalma csökken. Munkám során azt tapasztaltam, hogy (a három méteres távolságban mért értékektől eltekintve) az ólom, kadmium és cink esetében igen határozott csökkenés állapítható meg az úttól mért 5 méteres távolságon belül lévő területek talajában. De a mezőgazdasági művelés alatt lévő terület (5-100 méter) mintavételi helyei között is kimutatható egyes esetekben a távolságfüggő csökkenés. A 100 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban mért elemtartalmakat véve háttérértéknek, az útpadka

talajában mért értékekkel történő összehasonlításakor azt tapasztaltam – más szerzők által leírt eredményekhez hasonlóan –, hogy az úttest mellett a Pb, Cd és Zn esetében többszörösen magasabb az elemtartalom.

A króm és réz esetében a távolság függvényében vett változás – a 3 méteres távolság kivételével – nem volt kimutatható. A háttérértékhez történő hasonlításkor a 0,1 méteres távolságban gyűjtött talajmintákban nincs érdemben kimutatható elemtartalom változás. A nikkel esetében a háttérértékhez viszonyítva a növekedés csupán max. 29 %.

Az eredmények azt mutatják, hogy a legtöbb nehézfém tartalom az útpályát övező árok alján – amely 3 méterre helyezkedik el az úttól – mérhető, tehát ennek a tereptárgynak döntő szerepe van az emittált szennyezőanyagok akkumulálásában. Az ebben a távolságban mért értékek az ólom, kadmium és cink esetében az esetek döntő többségében igen magas szignifikancia szinten különböznek más távolságok értékeitől, míg a nikkel, króm és réz esetében ezt csak egyes esetekben tapasztaltam.

A talajminták mélység szerinti vizsgálata alapján megállapítható, hogy a vizsgált nehézfémek közül az ólom és a cink esetében volt statisztikailag kimutatható eltérés a vizsgált 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben gyűjtött minták elemtartalma között. Ez főként az úthoz közelebb elhelyezkedő mintavételi távolságoknál tapasztalható, az úttól távolodva, a mezőgazdasági terület talajrétegeiben nem jelentkezik. Ez egyrészt a távolságfüggő elemtartalom csökkenéssel hozható összefüggésbe, másrészt viszont számításba kell venni, hogy a mezőgazdasági terület talaja időről időre forgatva, bolygatva van (természetesen a vizsgálat ideje alatt nem történt ilyen agrotechnikai művelet). Az ólom és cink esetében megfigyelt talajbeli mélység szerinti elemtartalom csökkenés megegyezik több kutató által tapasztaltakkal, ugyanezt a kadmium, nikkel, króm és réz vizsgálatakor nem tudtam kimutatni, jóllehet néhány szakcikkben a szerzők más vizsgálati körülmények között kimutatták ezt (pl. Ward et al., 1977; Lagerwerff és Specht, 1970).

A talajmintákban mért elemtartalmak vizsgálatakor a mért értékeket összehasonlítottam a vonatkozó jogszabályban megadott határértékekkel. Határértéket meghaladó elemtartalmat mértem több esetben az ólom, kadmium és cink vizsgálatakor. Azok a minták, amelyekben határértéket meghaladó mennyiségek adódtak, az úthoz közelebbi területekről, leggyakrabban az útpályától számított 3 méteres távolságban – azaz az árok alján – kerültek begyűjtésre. A nikkel, króm és réz esetében nem volt határérték túllépés.

Amennyiben az elemtartalom változás távolságfüggésének vizsgálatakor nem vesszük figyelembe a 3 méteres értékek „torzító” hatását, úgy a távolság szerinti változást leíró függvénygörbe exponenciális lefutású az ólom, kadmium, cink és nikkel esetében. Ezt több szerző is tapasztalta, viszont munkám során az útpályától számított exponenciális króm és réz tartalom csökkenést nem igazoltam.
Az átlagértékek vizsgálatakor – ahol a távolságfüggés igazolt – az úthoz közelebb lévő mintáknál általában nagyobb szórásértékek adódtak. Azaz a vizsgált talajmintákban mért elemtartalmak az autópályához közelebb eső területeken szélesebb értéktartományban helyezkednek el, jól jelezve ezzel a nehézfém tartalom nem természetes eredetét, valamint a közúti közlekedés környezetterhelő hatását.

A vizsgált növényzet (lucerna) elemtartalom értékei alapján megállapítható, hogy a nem esszenciális fémek a növénymintákban nem mindig voltak kimutathatóak. A vonatkozó jogszabályban megadott határértékekkel történő összehasonlítás során egy esetben sem volt határértéket meghaladó növénybeli elemtartalom. Ez mindenképpen azt jelzi, hogy a gépjármű forgalomnak már nincs olyan nagy mértékű szennyező hatása. Figyelembe kell venni azonban, hogy a lucernát a vegetációs periódus alatt többször kaszálják, így ez esetben nincs arra mód, hogy egy tavasztól őszig tartó hosszabb expozíciós idő alatt esetlegesen bekövetkező nagyobb elemfelvétel kimutatható legyen. Ugyanakkor a tavaszi és őszi növedékek alkalmasak arra, hogy a gépjárműforgalom szezonális változásából származó szennyezés változást nyomon lehessen követni. Ilyen változást azonban sem az egyes éveken belül, sem az évek között nem tapasztaltam.
A lucerna növényben mért nehézfém mennyiségek vizsgálata alapján szembetűnő távolságfüggő változást nem lehet megállapítani. Jólehet, általánosságban igaz, hogy az útpályához közelebb lévő területek növénymintáiban nagyobb elemtartalom mérhető, azonban ez csak az átlagértékekre igaz, statisztikai értelemben vett szignifikáns különbség nincs.

Az 50 %-os csökkenéshez tartozó távolságot meghatározó úgynevezett félérték alapján megállapítható, hogy az 5 méteres távolság felső talajrétege az összes vizsgált elemtartalom varianciája alapján inkább az úthoz közelebbi talajok elemtartalmával mutat egyezőséget, míg az alsó talajréteg a mezőgazdasági terület jellemző értékeihez hasonlít.
Ezt támasztja alá az adatok klaszteranalízise. A dendogramok kiválóan szemléltetik, hogy a felső talajréteg objektumai 4 elkülönült csoportot alkotnak, míg alsó talajréteg objektumai

csupán 3 csoportba rendeződnek. A talajbeli nehézfém terhelés klaszteranalízis segítségével elvégzett csoportosítása alapján jól látható, hogy a felső talajréteg nehézfém tartalmai az úthoz közelebbi távolságokban jól elkülönülnek egymástól, míg az 5 métertől távolabb lévő területek, azaz a mezőgazdasági művelés alatt álló terület nehézfém tartalmai egy csoportot alkotnak, tehát nem különböznek egymástól. Az alsó talajrétegben viszont csak három csoport különíthető el, hiszen a 0,1 és az 1,5 méteres távolság nehézfém tartalmai között nincs különbség. A klaszteranalízis alapján fogalmazhatunk úgy is, hogy a gépjármű forgalom nehézfém szennyező hatása főként az útpályához közelebb elhelyezkedő területeket érinti. Valamint a felső talajrétegnél a 0,1 és az 1,5 méteres távolság nehézfém tartalma különböző, míg az alsó talajréteg esetében nem. Ez szintén a talajrétegek eltérő nehézfém szennyezettségére utal.
A lucerna minták klaszteranalízisének alapján megállapítható, hogy csak az úthoz legközelebb lévő távolságban mutatható ki a gépjármű forgalom növényzetre gyakorolt nehézfém szennyező hatása. Ez a hatás azonban nem olyan kifejezett, mint a talajok esetében.

Az adatok főkomponens analízissel történő feldolgozása során azt az eredményt kaptam, hogy az ólom, kadmium, cink és nikkel egy csoportba (első főkomponens) kerül. Ezek a nehézfémek függenek ténylegesen a gépjármű forgalomtól. További csoportot képez a króm és a réz (második főkomponens). Ezek az elemek vélhetően részben más forrásból kerülnek a területre (pl. növényvédőszerek, szerves- és műtrágyák, talajjavítók, stb.)
A növényminták esetében az Pb, Cd és Cr alkot jelentős csoportot, de ide sorolható még a Ni és Cu is. Ez a főkomponens a növényekre kiülepedő Pb, Cd, Cr, Ni és Cu elemekkel szennyezett, felkavarodott talaj által okozott elemterheléssel függ össze. A Zn – a talajadatoktól eltérően – határozottan elkülönülő csoportot alkot, főként azért, mert ez az elem – szemben az ólommal és a rézzel – nem a gyökerekben, hanem a levelekben akkumulálódik.
Jólehet a multivariancia analízisnek nem ez a fő alkalmazási területe, de a kapott eredmények alapján javasolható ilyen típusú adatok esetében is a használata, mert jelentős mértékben javíthatja az eredmények értékelésének színvonalát, mind az értelmezés megalapozottsága, mind részletessége, mind pedig gyakorlati alkalmazhatósága tekintetében.

Vizsgálataim alapján úgy találtam, hogy az autópálya mellett lévő terület talajának ólom, kadmium, cink és nikkel tartalma ténylegesen összefüggésbe hozható a gépjármű forgalommal, illetve ennek szennyező hatásával, míg az a króm és réz esetében nem

igazolható. A növényminták elemtartalmából következtetni lehet arra, hogy a terület talajában mért nehézfém mennyiségek jóval a vizsgálati időintervallum előtti, azaz a gépjárművek nagyobb szennyezőanyag kibocsátásához köthető időkből kerültek a talajba.

Az autóutak mentén elhelyezkedő mezőgazdasági területeken általánosságban javasolható olyan növények termesztése, amelyeknek gyökérzete a mélyebben lévő talajrétegekből vesz fel táplálékot. Az úttól számított minimális termesztési távolság legkevesebb 5 méter kell legyen.

Csapadékhullás alkalmával az útpályára rakódott szennyeződések a terep kialakítás következtében az autópálya mellett kialakított csapadékvíz gyűjtő és elvezető árokba jutnak. Javasolható, hogy az útépítések alkalmával alakítsanak ki árkot, hiszen ezáltal meg lehet akadályozni, hogy a nehézfémmel terhelt elfolyó víz mezőgazdasági területre jusson és annak elemtartalmát nem kívánatos módon dúsítsa.

A disszertáció témakörében kapott eredményeimről nemzetközi impakt faktoros folyóiratokban (Köles et al, 1997; Naszradi et al., 2004a; Naszradi et al., 2007), hazai tudományos folyóiratokban (Naszradi és Németh, 2002; Naszradi et al., 2002; Naszradi et al., 2003), nemzetközi konferencia kiadványokban (Naszradi et al., 2000ab; Naszradi és Németh, 2001a; Naszradi et al., 2001a; Naszradi et al., 2004b), hazai konferencia kiadványokban (Naszradi et al., 2001b; Köles et al., 2001; Naszradi és Németh, 2001b; Naszradi és Herkó, 2002), nemzetközi konferencia abstract-okban (Naszradi és Köles, 2000; Köles et al., 2000; Naszradi et al., 2001c; Naszradi, 2001; Naszradi, 2002; Naszradi et al., 2006ab) hazai konferencia összefoglalókban (Köles és Naszradi, 1997; Naszradi, 2000ab; Naszradi et al., 2000cde; Naszradi és Nagy, 2001; Naszradi et al., 2001de; Naszradi és Köles, 2002), nemzetközi és hazai konferencia előadásokban számoltam be.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Munkám során az M3-as autópálya Gödöllő-Hatvan között elhelyezkedő Kerekharaszt (51-es kilométer szelvény) melletti szakaszán, az autópálya déli oldalán végeztem vizsgálatokat 1998 és 2000 között. Választ kerestem arra, hogy van-e a közúti járműforgalomnak nehézfémterhelő hatása közvetlenül az útpálya mellett lévő terület, valamint a távolabb elhelyezkedő mezőgazdasági művelés alatt álló terület talajára és növényzetére. Ennek érdekében évente két alkalommal – májusban és szeptemberben – talajmintákat gyűjtöttem az úttól számított 0,1; 1,5; 3; 5; 10; 25; 50 és 100 méteres távolságokban a 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekből, valamint növénymintákat (lucerna) az 5; 10; 25; 50 és 100 méteres távolságokban. A minták laboratóriumi feltárását követően ICP atomemissziós spektrométer segítségével meghatároztam a bennük lévő nehézfém (ólom, kadmium, cink, nikkel, króm, réz) mennyiségeket.

A vizsgálati eredmények kiértékelése és statisztikai módszerekkel történő elemzése során a következőket állapítottam meg.

A vizsgált időtartamon belül (1998-2000) a vizsgált nehézfémekre vonatkozóan nem volt kimutatható tendenciózus időbeli változás sem a talaj-, sem a növényminták esetében. Különbséget viszont akkor sem lehetett kimutatni, ha évenkénti, vagy ha szezonális (tavasz, ősz) összehasonlítást végeztem.

Az útpályától számított távolságfüggő talajbeli nehézfémtartalom vizsgálat az előzetes várakozásnak megfelelően pozitív eredményt hozott. A három méteres távolságban mért értékektől eltekintve az ólom, kadmium és cink esetében igen határozott csökkenés állapítható meg az úttól mért 5 méteres távolságon belül lévő területek talajában. De a mezőgazdasági művelés alatt lévő terület (5-100 méter) mintavételi helyei között is kimutatható egyes esetekben a távolságfüggő csökkenés.

A háttérértékhez képest az útpadka talajában a Pb, Cd és Zn esetében az elemtartalom többszörösére nőtt.

Az eredmények azt mutatják, hogy a legmagasabb nehézfém tartalom az útpályát övező árok alján – amely 3 méterre helyezkedik el az úttól – mérhető, tehát ennek a tereptárgynak döntő szerepe van az emittált szennyezőanyagok akkumulálásában. Az ebben a távolságban mért értékek az ólom, kadmium és cink esetében az esetek döntő többségében igen magas

szignifikancia szinten különböznek más távolságok értékeitől, míg a nikkel, króm és réz esetében ezt csak egyes esetekben tapasztalható. Egyes mintákban a jogszabályban meghatározott határérték feletti elemtartalmakat mértem.

A talajminták mélység szerinti vizsgálata alapján megállapítható, hogy a vizsgált nehézfémek közül az ólom és a cink esetében volt statisztikailag kimutatható eltérés a vizsgált 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegekben gyűjtött minták elemtartalma között. Ez főként az úthoz közelebb elhelyezkedő mintavételi távolságoknál tapasztalható, az úttól távolodva, a mezőgazdasági terület talajrétegeiben nem jelentkezik.

Az úttól számított távolság szerinti talajbeli elemtartalom változást leíró függvénygörbe exponenciális lefutású az ólom, kadmium, cink és nikkel esetében. A króm és a réz esetében távolságfüggő változás nem volt kimutatható.

A lucernanövény mintákban nehézfém határérték túllépés nem adódott. A mért nehézfém mennyiségek vizsgálata alapján távolságfüggő változást nem lehet megállapítani.

Az autópálya mellett lévő terület talajának ólom, kadmium, cink és nikkel tartalma ténylegesen összefüggésbe hozható a gépjármű forgalommal, illetve ennek szennyező hatásával, míg ez a króm és réz esetében nem igazolható.

A terület talajában mért nehézfém mennyiségek jóval a vizsgálati időintervallum előtti, azaz a gépjárművek nagyobb szennyezőanyag kibocsátásához köthető időkből kerültek a talajba.

Az autóutak mentén elhelyezkedő mezőgazdasági területeken általánosságban javasolható olyan növények termesztése, amelyeknek gyökérzete a mélyebben lévő talajrétegekből vesznek fel táplálékot. Az úttól számított minimális termesztési távolság legkevesebb 5 méter kell legyen.

SUMMARY

My study was directed to describe the degree of heavy metal pollution of traffic origin on the vegetation and the soil at the roadside and on agricultural lands situated further off from the road. For this purpose I have carried out investigations between 1998 and 2000 on the Gödöllő-Hatvan segment of the M3 motorway, at the 51st distance post at Kerekharaszt. Soil samples from the depths of 0-10 and 10-20 cms at distances off the road of 0,1; 1,5; 3; 5; 10; 25; 50 and 100 m have been collected twice a year together with alfalfa (Medicago sativa) plant samples at distances off the road of 5; 10; 25; 50 and 100 m, respectively. Heavy metal (lead, cadmium, zinc, nickel, chromel and copper) contents of lab processed samples have been determined by ICP AES. Evaluation and statistical analysis of the data on heavy metal contents led to the following results:

Temporal trends have not been found on annual scale for the heavy metal concentrations during the period 1998-2000, considering either the soil or the plant samples. Seasonal (spring - autumn) differences were also insignificant in the statistical term.

Soil heavy metal content was dependent on the sampling distance from the road as expected. Soil lead, camium and zinc contents showed strong decrease within the 5 m vicinity of the road, except for the values at 3m, in the ditch along the road. Distance-dependent decrease of heavy metal contents in the samples from the alfalfa field have also been observed in the 5-100 m distances off the road. Pb, Cd and Zn contents of the roadside soil were several times higher than the background contamination. Highest heavy metal content have been found in the samples taken from the bottom of the ditch situated at 3 m distance from the road, showing the importance of this object in accumulating the emitted pollutants. Lead, cadmium and zinc contents in the ditch samples have been significantly higher than the other ones in the majority of the cases, while nickel, chromel and copper contents in te ditch samples were higher than in the other samples in a few cases, only. In some of the samples the element content was higher than the limit set by relevant regulations. Considering the element content differences between the sampling depths (0-10 and 10-20 cm), lead and zinc contents differed significantly between these layers in the vicinity of the road, while no depth-dependent differences were found in the alfalfa field, further off from the road.

Element content showed exponential relationship to off road distances in case of lead, cadmium, zinc and nickel. Considering chromel and copper contents I have not found off road

distance dependence. Heavy metal content in the alfalfa samples were not dependent on the off road distance and were lower than the limits set by the regulations. Pollution due to high traffic load was proven to be responsible for the lead, cadmium, zinc and nickel contents of the soil in the vicinity of the motorway, while we could not verify the same in case of chromel and copper. Soil heavy metal element contents have been attributed to pollution dates well before the study period, when the emission rates by vehicles have been higher than nowadays. Production of relatively deep rooted plants is recommended on lands alongside the high traffic roads. Minimum off road distance for agricultural production is recommended to be higher than 5 m.

7. MELLÉKLETEK

1.) Irodalomjegyzék
2.) Magmás és üledékes kőzetek fémtartalma Kabata-Pendias és Pendias (1984) alapján, mg kg^{-1}
3.) Nehézfémek által okozott mérgezés tünetei termesztett növényekben Kabata-Pendias és Pendias (1984) alapján
4.) Talajminták nehézfémtartalmának eredményei
5.) Növényminták nehézfémtartalmának eredményei
6.) Különböző távolságokban gyűjtött talajmintákban mért elemkoncentrációk közötti szignifikancia szintek értékei (Student-féle t-teszt)
7.) Az autópályához közelebb (0,1-5 méter) lévő területen található növényzet fajlistája
8.) Köszönetnyilvánítás

IRODALOMJEGYZÉK

Adachi, K., Tainosho, Y. (2004): Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International*, 30, 1009–1017. p.

Adriano, D.C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Sringer Verlag, New York-Berlin-Heilderberg-Tokyo. 533 p.

Aksoy, A., Ozturk, M.A. (1997): Nerium oleander L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *The Science of The Total Environment*, 205 (2-3), 145-150. p.

Albasel, N., Cottenie, A. (1985): Heavy metal contamination near major highways, industrial and urban areas in Belgian grassland. *Water, Air and Soil Pollution*, 24 (1), 103-109. p.

Al-Chalabi, A.S., Hawker, D. (2000): Distribution of vehicular lead in roadside soils of major roads of Brisbane, Australia. *Water, Air and Soil Pollution*, 118 (3-4), 299-310. p.

Al-Shayeb, S.M., Seaward, M.R.D. (2001a): Heavy metal content of roadside soils along ring road in riyadh (Saudi Arabia). *Asian Journal of Chemistry*, 13 (2), 407-423. p.

Al-Shayeb, S.M., Seaward, M.R.D. (2001b): Heavy metal distribution in soil profiles in riyadh (Saudi Arabia). *Asian Journal of Chemistry*, 13 (2), 424-438. p.

Alloway, W.H. (1968): Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy*, 20, 235-274. p.

Alt, F., Bambauer, A., Mergler, B., Tölg, G. (1993): Platinum traces in airborne particulate matter. Determination of whole content, particle size distribution and souble platinum. *Fresenius J. Anal. Chem*, 346, 693-696. p.

Andersson, A. (1990): Heavy metal problems in Swedish food production and food. In: Proceedings from Seminar. Rapport. Stockholm. 51, 235-257. p.

Antonovics, V.A., Breadshaw, A.D., Turner, R.G. (1971): Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res*., 7, 1-85. p.

Arts, W., Bretschneider, H.J. (1984): Blei im Berliner Trinkwasser (Teil 1). *Forum Städte-Hygiene*, 34 (5), 197-203. p.

Árkosi, I., Buna, B. (1990): A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növényszennyező hatásának vizsgálata. A G-10 jelű OKKFT Program keretében végzett kutatások. *Környezetgazdálkodási kutatások*. 3, 27-61. p.

Badacsonyi, A., Tuba, Z. (2000): A környezet állapotának jelzése mohákkal. *Bot. Közlem*., 86-87 (1-2), 207-219. p.

Baker, A.J.M., Reeves, R.D., Hajar, A.S.M. (1994): Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte Thlaspi caerulescens L. & C. Presl (Brassicaceae). *New-Phytologist*, 127 (1), 61-68. p.

Barber, S.A. (1974): Influence of the plant root on ion movement in soil, in the plant root and its enviroment. Vol. 1. (Ed.: Carson, E.W.), Charlottesville. VA: University Press of Virginia, 525-554. p.

Bazzaz, F.A., Carlson, R.W., Rolfe, G.L. (1974): The effect of heavy metals on plants. I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl. *Environmental Pollution*. 7, 241-246. p.

Benson, N.R. (1968): Proc. Wash. State. Hort. Ass. 64:1E-5E. Cit.: Lisk, D.J.: 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Advances in Agronomy*, 24, 267-326. p.

Bickmore, C., Dutton, S. (1984): Water pollution in motorway runoff. *Surveyor*, 163 (5), 12-13.

Blaskó, L., Juhász, J. (1991): Drénezett területek trágyázása. In: Trágyázási Kutatások 1968-1988. Akadémiai Kiadó.

Blume, H.P., Brummer, G. (1987): Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Boden mit einfachen Feldmethoden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 53, 111-117. p.

Bornemisza, E. (1985): Középamerikai talajtani problémák és gyakorlati vonatkozásuk. *Agrokémia és Talajtan*, 34, 185-190. p.

Boutron, C.F. (1983): Atmospheric heavy metals in the snow and ice layers deposited in Antarctica and Greenland from prehistoric times to present. *Heavy metals in the environment*, 1, 174-177. p.

Boutron, C.F., Patterson, C.C. (1987): Preliminary data on changes of lead concentrations in Antarctic ice from 155000 to 26000 years BP. *Atmospheric environment*, 21 (5), 1197-1202. p.

Bowen, H.J.M. (1966): Trace elements in biochemisry. Academic Press, New York. 115 p.

Bromfield, S.M. (1958): The solution of -MnO_2 by substances released from soil and from the roots of oats and vetch in relation to manganese availability. *Plant and Soil*, 10 (2), 147-159. p.

Brooks, R.R. (1998): Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining. CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK. 380 p.

Cadle, S.H., Mulawa, P.A., Ball, J., Donase, C., Weibel, A., Sagebiel, J.C., Knapp, K.T., Snow, R. (1997): Particulate emission rates from high emitting vehicles recruited in Orange County, California. *Environmental Science and Technology*, 31, 3405–3412. p.

Calace, N., Petronio, B.M., Picciolo, M., Pietroletti, M. (2002): Heavy metal uptake by barley growing in polluted soils: Relationship with heavy metal speciation in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33 (1-2), 103-115. p.

Candelone, J.P., Jaffrezo, J.L., Hong, S.M., Davidson, C.I., Boutron, C.F. (1996): Seasonal variations in heavy metals concentrations in present day Greenland snow. *The Science of The Total Environment*, 193 (2), 101-110. p.

Carlson, R.W., Bazzaz, F.A., Rolfe, G.L. (1975): The effect of heavy metals on plants. II. Net photosynthesis and transpiration of whole corn and sunflower plants treated with Pb, Cd, Ni and Tl. *Environ. Res.*, 10, 113-120. p.

Caswell, R. (1985): A survey of lead, in air and dust, on London's roadsides. *The Environmentalist*, 5 (3), 214-216. p.

Cawse, P.A. (1987): Trace and Major Elements in the Atmosphere at rural Locations in Great Britain 1972-81, In: Caughtrey, P. J., Martin, M. H., Unsworth, M. H. (Eds.): Pollutant Transport and Fate in Ecosystems, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London. 89-112. p.

Çelic, A., Kartal, A., Akdogan, A., Kaska, Y. (2005): Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinio pseudo-acacia L. *Environment International*, 31, 105-112. p.

Chaney, R.L. (1973): Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents, in reycling municipal sludges and effluents on land. EPA, ORD., 129-143. p.

Chow, T.J. (1970): Lead accumulation in roadside soil and grass. Nature, 225, 295-296. p.

Christeller, J.T., Laing, W.A. (1979): Effects of manganese ions on the activity of soya-bean ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase. Biochem. J., 183, 747-750. p.

Christensen, T.H. (1989): Cadmium soil sorption at low concentrations. Polyteknisk Forlag, Kobenhavn, 39 p.

Collins, J.A. (1984): Roadside lead in New Zealand and its significance for human and animal health. *New Zealand J. of Sci*., 27, 93-97. p.

Craig, P.J. (1980): Biogeochemical cycles and Biometilization. In: Hutzinger, O. (Ed.): The Handbook of Environmental Chemistry. Volume 1 Part. Springer-Verlag, Berlin, 169-227. p.

Craul, P.J., Klein, C.J. (1980): Characterization of streetside soils of Syracuse. *Metria*, 3, 88-101. p.

Cumbrowski, J. (1991): Die Schwermetallbelastung des Menschen durch die Umwelt. Eine Betrachtung aus hygenischer Sicht. *Forum Städte-Hygenie*, 42 (3), 134-142. p.

Cuny, D., Van Haluwyn, C., Pesch, R. (2001): Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France. *Water, Air and Soil Pollution*, 125 (1-4), 273-289. p.

Csathó, P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Szakirodalmi Szemle. Akaprint. Budapest. 182 p.

Csintalan, Zs., Tuba, Z. (1992): The effect of pollution on the physiological processes in plants (The fundamentals of plant physiological indication of pollutants at individual level.) In: Kovács, M. (Ed.): Biological indicators in environmental protection. Budapest. Akadémiai Kiadó. 169-191. p.

Csintalan, Zs., Meenks, J.L.D., Tuba, Z. (1993): Kadmium- és ólomkezelt Tortula ruralis ökofiziológiai válaszai. Bot. Közl., 80 (2), 205-215. p.

Dassler, H.G. (1979): A légszennyezések hatása a növényekre. Mg. Kiadó, Budapest, 163 p.

Davies, B. (1984): Soil and plant analysis for heavy metals and the quality of our environment. *European Spectroscopy News*, 56, 19-23. p.

Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S.B. (2001): Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44 (5), 997-1009. p.

De Fillips, L.F., Hampp, R., Ziegler, H. (1981): The effects of sublethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on Euglena. II. Respiration, photosynthesis and photochemical activities. *Arch. Microbiol.*, 128, 407-411. p.

De Luca d'Alessandro, E., Guasticchi, G., Zantedeschi, E. (1992): La presenza di piombo nell'ambiente ed effeti sulla salute umana. *Inquinamento*, 34 (6), 50-54. p.

Drasch, G. A. (1982): Lead burden in prehistorical, historical and modern human bones. *The Science of the Total Environment*, 24 (3), 199-231. p.

Du Laing, G., Bogaert, N., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., Hendrickx, F. (2002): Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (Pirata piraticus) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. *The Science of the Total Environment*, 289 (1-3), 71-81. p.

Duffs, J. H. (1980): Environmental toxicology. Edward Arnold (Publishers) Ltd. 164 p.

Ebner, F., Gams, H. (1984): Schwermetalle in der Salzach und im Inn. *Österreichische Wasserwirtschaft*, 36 (1-2), 29-35. p.

Ek, K.H., Morrison, G.M., Rauch, S. (2004): Environmental routes for platinum group elements to biological materials. *The Science of the Total Environment*, 334-335, 21-38. p.

Elek, É., Patócs, B., Gärtner, Á. (1985): Manganese, zinc and cooper supply of the soil in Hungary and relations to crop production. In: Proc. CIEC 9th World Fertilizer Congress. Göttingen - Budapest.

Elwood, P.C., Gallacher, J.E.J., Toothill, C. (1986): Air lead, blood lead and travel by car. *Environmental geochemisrty and Health*, 8 (3), 68-70. p.

Ely, J.C., Neal, C.R., Kulpa, C.F., Schneegurt, M.A., Seidler, J.A., Jain, J.C. (2001): Implications of platinum-group element accumulation along US roads from catalytic-converter attrition. *Environmental Science and Technology*, 35 (19), 3816-3822. p.

Esser, J. (1985): Zum Einfluss von Gehölz und Lärmschutzwänden am Strassenrand auf die Abgasausbreitung. *Strassenverkehrstechnik*, 29 (3), 90-94. p.

Evans, L.J., Spiers, G.A., Zhao, G. (1995): Chemical aspects of heavy metal solubility with reference to sewage sludge amended soils. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 59, 291-302. p.

Ewers, U., Schlipköter, H-W. (1991a): Cronic Toxicity of Metals and Metal Compounds, In: Merian, E. (Ed.): Metals and Thier Compounds in the Environment. Occurence, Analysis and Biological Relevance. VCH Weinheim, New York, 591-603. p.

Ewers, U., Schlipköter, H.W. (1991b): Lead. In: Merian, E. (Ed.): Metals and Thier Compounds in the Environment. Occurence, Analysis and Biological Relevance. VCH Weinheim, New York, 970-1014. p.

Fatoki, O.S. (1997): Trace zinc and copper in roadside vegetation and soil in Alice, Eastern Cape, as monitor of atmospheric pollution. *South African Journal of Science*, 93 (5), 240-242. p.

Fergusson, J.E., Hayes, R.W., Yong, T.S., Thiew, S.H. (1980): Heavy metal pollution by traffic in Christchurch, New Zealand: Lead and cadmium content of dust, soil and plant samples. *New Zealand Journal of Science*, 23, 293-310. p.

Fergusson, J.E. (1986): Lead: petrol lead in the environment and its contribution to human bloos lead levels. *The Science of the Total Environment*, 50, 1-54. p.

Fergusson, J.E., Kim, N. (1991): Trace elements in street and house dusts source and speciation. *The Science of the Total Environment*, 100, 125-150. p.

Filep, Gy. (1988): Talajkémia. Akadémia Kiadó, Budapest. 293 p.

Filep, Gy. (1998): Behaviour and fate of pollutants in soil. In: Filep, Gy (Ed.): Soil Pollution. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. 21-49. p.

Filep, Gy. (1999): Soil Chemistry. Processes and Constituents. Akadémiai Kiadó, Budapest. 332 p.

Fischer, W.R. (1987): Das Verhalten von Spurelementen im Boden. *Naturwissenschaften*, 74 (2), 63-70. p.

Flückiger, W., Flückiger-Keller, H., Oertli, J.J. (1978): Biochemische Veranderungen in jungen Birken im Nahbereich einer Autobahn. *Eur. J. For. Path.*, 8, 154-163. p.

Flückiger-Keller, H., Flückiger, W., Oertli, J.J. (1979): Changed pH-values on the vegetation along a motorway. *Water, Air and Soil Pollution*, 11, 153-157. p.

Förstner, U. (1988): Analysis and prognosis of heavy metal mobility in soils and wastes. In: Wolf, K., Van Den Brink, W.J., Colon, F.J. (Eds.): Contaminated Soil ’88. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht. Vol. 1., 1-10. p.

Frank, V., Tölgyessy, J. (1993): The Chemistry of Soil. In: Tölgyessy, J. (Ed.): Chemistry and Biology of Water, Air and Soil. Environmental aspects. Elsevier, Amsterdam, London, 621-698. p.

Fu, S.L., Hashimoto, H., Siegel, B.Z., Siegel, S.M. (1989): Variations in plant and soil lead and mercury content in a major Honolulu park, 1972 to 1987, a period of significant source reduction. *Water, Air and Soil Pollution*, 43, 109-118. p.

Gailey, F.A., Lloyd, O.L. (1985): Grass and surface soils as monitors of atmospheric metal pollution in Central Scotland. *Water, Air and Soil Pollution*, 24 (1), 1-18. p.

Garg, B.D., Cadle, S.H., Mulawa, P.A., Groblicki, P.J. (2000): Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science and Technology*, 34, 4463–4469. p.

Glass, A.D.M. (1989): Plant mineral nutrition. An introduction to current concepts. Jones and Bartlett Publishers. Boston. 234 p.

Gondi, F., Hartyáni, Zs., Nemecz, E., Sipos, P., Szendrei, G. (2004): A hazai környezet-geokémiai kutatások néhány eredménye. Magyar Kémiai Folyóirat, 109-110 (4), 204-210. p.

Graber, K. (1970): Luftverunreinigung durch schwermetallhaltige Stäube-Wirkungen auf Pflanzen. 25/1 Sonderheft zur Zeitschrift „*Landwirtschaftliche Forschungen*”, 59-68. p.

Gratani, L., Taglioni, S., Crescente, M.F. (1992): The accumulation of lead in agricultural soil and vegetation along a highway. *Chemosphere*, 24 (7), 941-949. p.

Gustavson, J. (1989): Swedish Agriculture. An overview and some current problems. The extent of soil mapping. Kézirat. MTA TAKI. Budapest.

Hapke, H.J. (1991): Effects of Metals on Domestic Animals. In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 531-546. p.

Harrison, R.M., Laxen, D.P.H. (1981): Lead Pollution Causes and Control. Chapman and Hall Ltd., London and New York, 168 p.

Harrison, R.M., Laxen, D.P.H., Wilson, S.J. (1981): Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dust and roadside soils. *Environ. Sci. Technol*., 15, 1378-1383. p.

Harrison, R.M., Johnston, W.R. (1985a): The budget of lead, copper and cadmium for a major highway. *The Science of the Total Environment*, 46, 137-145.

Harrison, R.M., Johnston, W.R. (1985b): Deposition fluxes of lead, cadmium, copper and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) on the verges of a major highway. *The Science of the Total Environment*, 46, 121-135. p.

Harve, G.N., Underdal, B. (1976): Lead contamination of vegetation grown close to roads. *Acta Agriculture Scandinavica*, 26, 18-24. p.

Hecht, H. (1983): Toxische Schwermetalle in Fleisch un Innereien verschiedener Tierarten. *Fleischwirtschaft*, 63 (4), 544-554. p.

Helmers, E., Barchet, R. (1993): Platin in Klärschlammasche und Gräsern. Umweltwissenschaften und Schadstoff-forschung – *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 6 (3), 130-134. p.

Helmers, E., Wilk, G., Wippler, K. (1995): Lead in the urban environment. Studying the strong decline in Germany. *Chemosphere*, 30 (1), 89-99. p.

Higney, E., Olive, V., MacKenzie, A.B., Pulford, I.D. (2002): Isotope dilution ICP-MS analysis of platinum in road dust from west central Scotland. *Applied Geochemistry*, 17 (8), 1123-1129. p.

Ho, Y.B., Tai, K.M. (1979): Effect of rain on lead levels in roadside vegetation in Hong Kong. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 23, 658-660. p.

Hodgson, J.F. (1963): Chemistry of micronutrient elements in soil. *Adv. Argon.*, 15, 120-159. p.

Hodgson, J.F. (1970): Chemistry of trace elements in soils with reference to trace element concentration in plants. In: Hemphill, D.D. (Ed.): Trace substances in environmental health. University of Missouri Press, Vol. 3, 45-58. p.

Horváth, A., Bozsai, G., Szabados, M., Károlyi, E., Szabó, M. (1980): A talaj nehézfém-szennyezettségének vizsgálata ólomkohó környezetében. *Magyar Kémikusok Lapja*, XXXV, 135-140. p.

Hovmand, M.F., Tjell, J.C., Mosbaek, H. (1983): Plant uptake of airborne cadmium. *Environ. Pollution*, 30, 27-38. p.

Högger, D. (1966): Auswirkungen der Motorfahrzeugabgase auf Menschen, Tiere und Pflanzen. *Z. Präventivmed.*, 11, 161-178. p.

Hutton, M. (1982): Cadmium in the European community: a prospective assessment of sources, human exposure and environmental impact. MARC Report, Vol. 26, 99. p.

Inacker, O., Malessa, R. (1991): Experimentalstudie zum Austrag von Platin aus Automobilabgas-Katalysatoren. NMI Naturwissenschaftliches und Medizinisches Institut an der Universität Tübingen, 89 p.

Inacker, O., Malessa, R. (1997): Experimental study on the transfer of platinum from vehicle exhaust catalysts. In: Pohl, D. (Ed.): Noble metal emissions. Neuherberge, GSF - National Research Centre for Environment and Health, 48-67. p.

Jacques, J.C. (1985): De la pollution liée aux ruisellements autorutiers de rase campagne. Quelques réflexions sur des observations faites en France le long de l'autoroute Paris - Lyon á la traversée d'une zone d'étangs. *Techniques et Sciences Municipales*, 80 (2), 65-78. p.

Jaradat, Q.M., Momani, K.A. (1999): Contamination of roadside soil, plants and air with heavy metals in Jordan. *Turkish Journal of Chemistry*, 23 (2), 209-220. p.

Jaradat, Q.M., Momani, K.A., Jiries, A., El-Alali, A., Batarseh, M., Sabri, T.G. (1999): Chemical composition of urban wet deposition in Amman Jordan. *Water, Air, Soil Pollution*, 112, 55-65. p.

Jenny, H., Owerstreet, R. (1959): Surface migration of ions and contact exchange. *J. Phys. Chem.*, 43, 1185-1196. p.

Jones, K.C. (1991): Contaminat trends in soil and crops. *Environmental Pollution*, 69 (4), 311-325. p.

Jordao, C.P., Pereira, J.L., Jham, G.N., Bellato, C.R. (1999): Distribution of heavy metals in environmental samples near smelters and mining areas in Brazil. *Environmental Technology*, 20 (5), 489-498. p.

Juste, C., Gomez, A., Desenfants, C. (1989): Nutrient solution temperature effect on uptake of cadmium and nickel by maize (Zea mays L.) seedlings. In: Vernet, J.P. (Ed.): Heavy metals in the environment. Int. Conf., Geneva, Italy, Vol. 2., 201-205. p.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1984): Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 315 p.

Kabata-Pendias, A., Ponder, H. (1984): A termőtalajok degradációjának veszélye Lengyelországban. *Agrokémia és Talajtan*, 33, 539-544. p.

Kamm, K. (1985): Prognose künftiger Schwermetallgehalte in Boden und verzehrbaren Pflanzen. *Wasser, Luft und Betrieb*, 7-8, 36-39. p.

Kaprova, E.A., Potatueva, J.A. (1990): Kadmij v pocsvah, rasztenijah, udobrenijah. *Him. Szelszk. Hozj.*, 2, 44-47. p.

Karkalikné, H.Zs., Patócs, B. (1990): Különböző gyártmányú foszfor műtrágyák Cd tartalma és talajaink Cd tartalmának alakulása közötti összefüggések. In: Hungagrochem '90, Keszthely. 272-275. p.

Karuczka, A., Blaskó, L. (1993): Talajok savterheléssel szembeni érzékenysége és a potenciálisan toxikus elemek oldékonysága különböző talajokon. In: Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok, 1993. szept. 7-9., 160-170. p.

Kádár, I. (1986): A tápanyagvizsgálatokat célzó talajmintavétel problémái hazánkban. *Agrokémia és Talajtan*, 35 (3-4), 405-414. p.

Kádár, I. (1991): A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. KTM-MTA TAKI, Budapest. 104 p.

Kádár, I. (1993): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott telejszennyezés megítéléséhez. *Növénytermesztés*, 42 (2), 185-190. p.

Kádár, I. (1995a): A talaj - növény - ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások, KTM-MTA TAKI, Budapest. 388 p.

Kádár, I. (1995b): Effect of heavy metal load on soil and crop. *Acta Agronomica Hungarica*, 43 (1-2), 3-9. p.

Kádár, I. (1998): A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési Kézikönyv 2. Kármentesítési program. Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest. 152 p.

Kádár, I., Horváth, A. (1999): Környezetvédelmi talajmintavétel. In: Simon L. (Ed.) Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, Budapest. 58-69. p.

Kékesi, O., Sárkány, E. (1990): Daganat és környezet. A Zöld Jövő Környezetvédelmi Központ és Egyesület javaslatai a Metallochemia területének és a Metallochemia környezetének környezetvédelmi szempontú rehabilitációjához. Budapest.

Keller, Th. (1970): Der jetztige Bleigehalt der Vegetation in der Nähe schweizerischen Autostrassen. *Schweizerischen Zeitschrift für Forstwesen*, 48, 235-244. p.

Kingston, L., Leharne, S., McPhee, E. (1988): A survey of vehicular lead deposition in a woodland ecosystem. *Water, Air and Soil Pollution*, 38 (3-4), 239-250. p.

Király, Z. (1985): Balancing chemical and non-chemical methods to manage plant diseases, pests and weeds. In: Proc. of Seminar on Technologies for Sustainable Agriculture. *Agrokémia és Talajtan*, Suppl. 34, 156-164. p.

Knobloch, S. (1993): Bestimmung von Platin in katalysiertem Autoabgas mittels ICP-MS.- Dissertation, Universität Hannover, 110 p.

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

Köles P., Naszradi T. (1997): Talajművelés hatása a lucernatábla talajának nehézfém-tartalmára a 30-as út mellett. Kemikáliák felhalmozódása a talajban poszterkonferencia. GATE, Gödöllő, 1997. augusztus 27.

Köles P., Póti P., Nemcsics M., Naszradi T. (1997): A közúti közlekedés nehézfémszennyező hatása kukoricaállományokban. Növénytermelés, 46 (3), 255-266. p.

Köles, P., Nemcsics, M., Naszradi, T. (2000): Micro- and toxic element content of pasture grasses, as a function of the distance from the road. The 3rd Conference on Carpathian Euroregion Ecology, Miskolc, Hungary, May 21-24, 2000. In book of abstracts, 80. p.

Köles P., Szemán L., Naszradi T. (2001): A közutak környezetszennyező hatása a takarmánytermesztésre. Innováció a tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumában. SZIE, Gödöllő, 2001. május 17-18. Proceedings, 330-333. p.

Központi Statisztikai Hivatal, www.ksh.hu/pls/ksh/docs/index_fontosabb_adatok.html

Kriger, B. (1996): Schadstoffe im Strassenbegleitgrün. *Strasse und Autobahn*, 47 (2), 84-86. p.

Krosshavn, M., Steinnes, E., Varskog, P. (1993): Binding of Cd, Cu, Pb and Zn soil organic matter with different vegetational background. *Water, Air and Soil Pollution*, 71 (1-2), 185-193. p.

Kuboi, T., Noguchi, A., Yazaki, J. (1986): Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant and Soil*, 92, 405-415. p.

Lagerwerff, J.V. (1967): Heavy metal contamination of soils. In: Brady, N.C. (Ed.): Agriculture and the quality of our environment. *Amer. Assoc. Adv. Sci. Publ.*, 85, 343-364. p.

Lagerwerff, J.V., Specht, A.W. (1970): Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. *Environ. Sci. Technol.*, 4, 583-586. p.

Lagerwerff, J.V. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. *Advances in Agronomy*, 24, 267-326. p.

Laschka, D., Striebel, T., Daub, J., Nachtwey, M. (1996): Platin im Regenabfluß einer Srtaße. Umweltwissenschaften und Schadstoff-forschung – *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 8 (3), 124-129. p.

Laschober, C., Limbeck, A., Rendl, J., Puxbaum, H. (2004): Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaiserm.uhlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment*, 38, 2187–2195. p.

Lee, K.C., Cunningham, B.A., Paulsen, G.M., Liang, G.H., Moore, R.B. (1976a): Effects of cadmium on respiration rate and activities of several enzymes in soybean seedlings. *Physiologia Plantarum*, 36, 4-6. p.

Lee, K.C., Cunningham, B.A., Chung, K.H., Paulsen, G.M., Liang, G.H. (1976b): Lead effects on several enzymes and nitrogenous compounds in soybean leaf. *J. Environmental Quality*, 5, 357-359. p.

Leeper, G.W. (1972): Reactions of heavy metals with soils with special regard to their application in sewage wastes. Departement of Army, Crops of Engineers, Contact No. DACW 73-73-C-0026. Wachington, D.C., 77 p.

Lehoczky, É., Kiss, Zs., Németh, T. (2006): Study of the Transfer Coefficient of Cadmium and Lead in Ryegrass and Lettuce. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37:15-20, p. 2531-2539.

Linton, R.W., Natusch, D.F.S., Solomon, R.L., Evans, C.A. (1980): Physicochemical characterization of lead in the urban dusts. A microanalytical apporach to lead tracing. *Environ. Sci. Technol*., 14, 158-164. p.

Lisk, D.J. (1972): Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron*., 24, 267-325. p.

Machelett, B., Podlesak, W., Garz, J. (1984): Zur Wirkung des Kadmiumgehaltes im Düngerphosphat auf die Kadmiumkonzentration in Boden und Pflanze in einem langjahrigen Phosphatdüngungversuch. *Arch. Acker. Pflbau*, 28, 247-251. p.

Magyar Takarmány Kódex (2003): Földművelésügyi Minisztérium és Mezőgazdasági Minősítő Intézet, Budapest, 201-202. p.

Malle, K. G. (1993): Cink a környezetben. MIKÖV, 3, 5-16. p.

Markert, B., Weckert, V. (1993): Time-and-site integrated long-term biomonitoring of chemical elements by means of mosses. *Toxicol. Environ. Chem*., 40, 43-56. p.

Markert, B., Weckert, V. (1994): Higher lead concentrations in the environment of former West Germany after the fall of the 'Berlin Wall'. *The Science of the Total Environment*, 158, 93-96. p.

Marschall, M., Mészáros, I. (1994): Some data to the applicability of bryphytes as bioindicators. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung*., 5, 245-254. p.

McEldowney, S., Hardman, D. J., Waite, S. (1993): Pollution: Ecology and Biotreatment. Longman, Scientific and Technical, Harlow, UK, 322 p.

Meenks, J.L.D., Tuba, Z. (1992): Bryophytes as biological indicators. In: Kovács, M. (Ed.): Biological Indicators in Environmental Protection. Akadémiai Kiadó, Budapest. 65-75. p.

Meenks, J.L.D., Tuba, Z, Csintalan, Zs. (1991): Eco-physiological responses of Tortula ruralis upon transplantation around a power plant in west Hungary. *J. Hattori Bot. Lab*., 69, 21-35. p.

Mengel, K. (1976): A növények táplálkozása és anyagcseréje. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 365 p.

Merian, E. (1991): Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany. 1438 p.

Mertz, W. (1967): Federation Proc. 26:186-193. Cit.: Alloway, W.H. 1968: Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy*, 20, 235-274. p.

Miller, W.P., McFee, W.W. (1983): Distribution of cadmium, zinc, copper and lead in soils of industrial northwestern Indiana. *J. Environ. Qual*., 12, 29-33. p.

Morcelli, C.P.R., Figueiredo, A.M.G., Sarkis, J.E.S., Enzweiler, J., Kakazu, M., Sigolo, J.B.: (2005): PGEs and other traffic-related elements in roadside soils from Sao Paulo, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 345, 81-91. p.

Morgan, J. J., Stumm, W. (1991): Chemical Processes in the Environment, Relevance of Chemical Speciation, In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 68-103. p.

Morselli, L., Brusori, B., Passarini, F., Bernardi, E., Francaviglia, R., Gataleta, L., Marchionni, M., Aromolo, R., Benedetti, A., Olivieri, P. (2004): Heavy metals monitoring at a Mediterranean natural ecosystem of Central Italy Trends in different environmental matrixes. *Environ Int*., 30 (2), 173– 81. p.

Morton-Bermea, O., Alvarez, E.H., Gaso, I., Segovia, N. (2002): Heavy metal concentrations in surface soils from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68 (3), 383-388. p.

Muskett, C.J., Jones, M.P. (1980): The dispersal of lead, cadmium and nickel from motor vehicles and effects on roadside invertebrate macrofauna. *Environmental Pollution*, 23, 231-242. p.

Naszradi, T. (2000a): Az M3-as autópálya melletti talajok ólomtartalmának változása az ólommentes benzin bevezetése után. V. Magyar Ökológus Kongresszus, Debrecen, 2000. október 25-27., Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica, Fasc. 11/1, 2000., 114. p.

Naszradi, T. (2000b): A közúti járművek nehézfémszennyező hatása az ólommentes üzemanyag bevezetése után. Magyar Biológiai Társaság, Botanikai Szakosztály, 1365. szakülés. ELTE, Budapest, 2000. november 27. In: Botanikai Közlemények. 1999-2000, 86-87 (1-2), 265. p.

Naszradi, T. (2001): Heavy metal accumulation in the soil of an infiltration area along a high traffic road in Hungary. 3rd International Conference of Ph.D. Students, University of Miskolc, Hungary, August 13-19, 2001. In book of programme, 56. p.

Naszradi, T. (2002): Accumulation of heavy metal in soil of an infiltration area along a public road in Hungary. 3rd European Conference on Restoration Ecology, Budapest, Hungary, August 25-31, 2002. In book of abstracts, 176-177. p.

Naszradi, T., Herkó, D. (2002): Ólom- és kadmiumtartalom az M3-as Autópálya melletti kaszáló gyepnövényzetében. Innováció a tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumában. Környezetvédelem, természetvédelem. Debreceni Egyetem MTK, Debrecen, 2002. április 11-12. Proceedings, 47-52. p.

Naszradi, T., Köles, P. (2000): Time and spatial distribution of heavy metal content in luzerne (Medicago sativa) stand near motorway M3. The 3rd International Conference on Carpathian Euroregion Ecology, Miskolc, Hungary, May 21-24, 2000. In book of abstracts, 91. p.

Naszradi, T., Köles, P. (2002): Cink-, ólom-, kadmium- és réztartalom az M3-as autópálya melletti kaszáló gyepnövényzetében. In: Előadások és poszterek összefoglalói (Ed.: Molnár, I.). Wellmann Oszkár Tudományos Tanácskozás. SZTE, Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Hódmezővásárhely, 2002. április 27-28. 108. p.

Naszradi, T., Nagy, J. (2001): Autópályák melletti takarmánynövények nehézfémtartalma. Magyar Biológiai Társaság, Botanikai Szakosztály, 1365. szakülés. ELTE, Budapest, 2001. március 26.

Naszradi, T., Németh, N. (2001a): The polluting effect of heavy metals from vehicular traffic of the motorway M3 on roadside soils in Hungary. 3rd International Conference of Ph.D. Students, University of Miskolc, Hungary, August 13-19, 2001. Proceedings, 261-265. p.

Naszradi, T., Németh, N. (2001b): A közúti közlekedés nehézfém-szennyező hatásának vizsgálata gyepnövényzetben. Gyepgazdálkodás 2001., Debreceni Gyepgazdálkodási Napok. 188-191. p.

Naszradi, T., Németh, N. (2002): Zinc, lead, cadmium and copper concentrations of meadow plants along the M3 motorway. Acta Agronomica Hungarica, 50 (3), 371-376. p.

Naszradi, T., Köles, P., Pirkó, B., Balázs, K. (2000a): Nehézfémtartalom vizsgálatok egy lucernatábla talajában az M3-as autópálya mellett. The 3rd International Conference on Carpathian Euroregion Ecology, Miskolc, Hungary, May 21-24, 2000. Proceedings, 187-193. p.

Naszradi, T., Köles, P., Badacsonyi, A. (2000b): Time and spatial distribution of heavy metal content in the soil an alfalfa (Medicago sativa) field close to the M3 motorway (Hungary). First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, University of Essen, Germany, July 12-18, 2000, Proceedings, Vol. III., 955-960. p.

Naszradi, T., Balázs, K., Köles, P. (2000c): Nehézfémek felhalmozódása egy elszikkasztó terület talajában. V. Magyar Ökológus Kongresszus, Debrecen, 2000. október 25-27. Programfüzet, 33. p.

Naszradi, T., Balázs, K., Köles, P., Pirkó, B. (2000d): Az útpályáról lefolyó víz által szállított és a talajba bemosódott nehézfémek felhalmozódása egy elszikkasztó terület talajában a 30-as főút mellett. Tudomány Hete rendezvénysorozat, „A ma diákjai a jövő tudósai" poszterkonferencia. ELTE, Budapest, 2000. november 6.

Naszradi, T., Pirkó, B., Balázs, K., Köles, P. (2000e): Az M3-as autópálya járműforgalmának és az autópálya melletti talajok ólomterhelésének összefüggése. Tudomány Hete rendezvénysorozat, „A ma diákjai a jövő tudósai" poszterkonferencia. ELTE, Budapest, 2000. november 6.

Naszradi, T., Balázs, K., Köles, P., Németh, N. (2001a): The polluting effect of heavy metals from vehicular traffic and heavy metal accumulation in soil of infiltration area along a public road in Hungary. 7th Conference on Environmental Science And Technology, University of the Aegean, Hermoupolis, Syros island, Greece, September 3-6, 2001. Proceedings, Vol. B., 659-665. p.

Naszradi, T., Nagy, J., Lakner, G., Balázs, K., Németh, N. (2001b): Autópálya melletti kaszáló gyepnövényzetének nehézfémtartalma. XLIII. Georgikon Napok. „Vidékfejlesztés-Környezetgazdálkodás-Mezőgazdaság" konferencia. Keszthely, Hungary, September 20-21, 2001. Proceedings, Vol. 1., 231-236. p.

Naszradi, T., Lakner, G., Centeri, Cs., Gecse, M., Balázs, K., Németh, N. (2001c): The polluting effect of heavy metals from vehicular traffic of the motorway M3 on roadside soils and plants in Hungary. Student Conference on Conservation Science, University of Cambridge, England, March 28-30, 2001. In book of abstracts, 12. p.

Naszradi, T., Centeri, Cs., Németh, N., Balázs, K., Pirkó, B., Köles, P. (2001d): A 30-as főút mellett található elszikkasztó terület talajának ólom- és kadmiumtartalom változása 1997 és 2000 között. Fiatal Magyar Tudományos Kutatók És Doktoranduszok Ötödik Világtalálkozója. SZIE, Gödöllő, 2001. április 20-22. Konferencia-kiadvány, 121. p.

Naszradi, T., Németh, N., Balázs, K., Pirkó, B., Köles, P., Nagy, J. (2001e): Az M3-as autópálya melletti takarmánynövények kadmium- és ólomtartalmának változása az ólommentes üzemanyagok bevezetését követően. Fiatal Magyar Tudományos Kutatók És Doktoranduszok Ötödik Világtalálkozója. SZIE, Gödöllő, 2001. április 20-22.

Naszradi, T., Németh, N., Lakner, G., Nagy, J., Badacsonyi, A. (2002): Change in the plant-available lead concentration of the soil of an alfalfa field located along motorway M3 after introducing lead-free fuel. Bulletin of the Szent István University, 103-108. p.

Naszradi, T., Köles, P., Balázs, K., Pirkó, B. (2003): Ólomtartalom-vizsgálatok egy elszikkasztó terület talajában Gödöllő belterületén. Agrokémia és Talajtan, 52 (1-2), 133-144. p.

Naszradi, T., Badacsonyi, A., Németh, N., Tuba, Z., Batič, F. (2004a): Zinc, Lead and Cadmium Content in Meadow Plants and Mosses Along the M3 Motorway (Hungary). Journal of Atmospheric Chemistry, 43 (1-3), 593-603. p.

Naszradi, T., Badacsonyi, A., Németh, N., Tuba, Z., Batič, F. (2004b): Zinc, Lead and Cadmium Content in Meadow Plants and Mosses Along the M3 Motorway (Hungary). 3rd International Workshop on Biomonitoring of Atmospheric Pollution, Bled, Slovenia, September 21-25, 2003. Proceedings on CD

Naszradi, T., Badacsonyi, A., Köles, P., Podar, D., Tuba, Z. (2006a): Health risk of lead after introduction lead-free fuel: Lead in roadside soil and meadow plants along M3 motorway in Hungary. Conference on "State of the art of Human Biomonitoring within Europe". Lisbon Faculty of Medicine, Lisbon, Portugal, March 19-21., 2006.

Naszradi, T., Badacsonyi, A., Podar, D., Keresztényi, I., Tuba, Z. (2006b): Biomonitoring of atmospheric heavy metal deposition by mosses: Detection of spatial and temporal trends of metal accumulation. Conference on "State of the art of Human Biomonitoring within Europe". Lisbon Faculty of Medicine, Lisbon, Portugal, March 19-21., 2006.

Naszradi, T., Badacsonyi, A., Keresztényi, I., Podar, D., Csintalan, Zs., Tuba, Z. (2007): Comparison of results of two bioindication surveys of trace metals by means of moss samples in Budapest, Hungary. Environmental Monitoring and Assessment, (in press)

Ndiokwere, C.L. (1984): A study of heavy metall pollution from motor vehicle emissions and its effect on roadside soil, vegetation and crops in Nigeria. *Environmental Pollution*, 7 (1), 35-42. p.

Newland, L. W., Daum, K. A. (1980): Anthropogenic Compounds, In: Hutzinger, O. (Ed.): The Handbook of Environmental Chemistry, Vol 3. Part B, Springer-Verlag, Berlin, 1-27. p.

Németh, T. (1997): Agrártermelés és környezetterhelés. Egyetemi jegyzet. GATE, Gödöllő, 155 p.

Németh, T., Kovács, G.J., Kádár, I. (1987-1988): A NO_3, SO_4 és a sóbemosódás vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletekben. *Agrokémia és Talajtan*, 36-37, 109-126. p.

Nierboer, E., Richardson, D.H.S. (1980): The replacement of nondescript term „heavy metals" by a biologically and chemically significant calssification of metal ions. *Environmental Pollution*, 1, 3-26. p.

Nierboer, E., Fletcher, G.G. (1996): Determinants of reactivity in metal toxicology, In: Chang, L.W. (Ed.) Toxicology of metals. CRC Press, New York, 113-133. p.

Nriagu, J. O. (1979): Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, 279, 409-411. p.

Nriagu, J. O. (1989a): A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 388, 47-49. p.

Nriagu, J. O. (1989b): Natural Versus Antropogenic Emissions of Trace Metals to the Atmosphere, In: Pacyna, J. F., Brynjulf, O. (Ed.): Control and Fate of Atmospheric Trace Metals, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 3-13. p.

Nriagu, J.O., Burt, B., Linder, A., Ismail, A., Sohn, W. (2006): Lead levels in blood and saliva in a low-income population of Detroit, Michigan. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 209 (2), 109-121. p.

Ocker, H.D., Brüggemann, J. (1986): Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel – Rückstände bei Getreidenährmitteln. *Getreide, Mehl und Brot*, 40 (12), 377-379. p.

Olajire, A.A., Ayodele, E.T. (1997): Contamination of roadside soil and grass with heavy metals. *Environment International*, 23 (1), 91-101. p.

Oláh, J., Szlávik, I., Szőnyi, I. (1984): Települési szennyvíziszapkezelési technológia fejlesztése. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*. Vol. 147, 160. p.

Oncsik, M., Kiss, A.S., Dombóvári, J. (1989): A kadmium és a magnézium antagonizmusa rizs növényeknél. In: Kiss, A.S. (Ed.): 3. Magyar Magnézium Szimpózium. Az előadások összefoglalói. 1989. Jun. 27-28. Kazincbarcika, 45-46. p.

Ódor, L., Horváth, I., Fügedi, U.: Magyarország Geokémiai Atlasza. Magyar Állami Földtani Intézet. http://www.mafi.hu/microsites/geokem/Popul1.html#Alapfogalom/

Page, A.L. (1973): Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural lands: a literature review study, Environmental Protection Technology Series, EPA-670/2-74-005, Cincinnati, Ohio, 98 p.

Page, A.L., Bingham, F.T., Nelson, C. (1972): Cadmium adsorption and growth of various plant species as influenced by solution cadmium concentration. *J. Environ. Qual*., 1, 288-291. p.

Pagotto, C., Remy, N., Legret, M., Le Cloirec, P. (2001): Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environmental Technology*, 22 (3), 307-319. p.

Pais, I. (1991): Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: Pais, I. (Ed.): IGBP Symposium of H.A.S. „Cycling of nutritive elements in geo- and biosphere." Univ. Hortic. Food Ind. Budapest, 59-77. p.

Pais, I. (1994): Trace Elements Need Trace Analysis, In: Environmental Sampling for Trace Analysis. VCH Weinheim, New York, 113-141. p.

Patterson, J.B.E. (1971): Metal toxicites arising from industy. M.A.F.F. *Techn. Bull*., 21, 193-207. p.

Paukert, J. (1980): A közlekedés légköri kadmiumszennyezésének mérése. MIKÖV 275 (24), 1-3. p.

Paul, E. A., Huang, P. M. (1980): Chemical Aspects of Soil, In: Hutzinger, O. (Ed.): The Handbook of Environmental Chemistry Vol 1. Part A, Springer-Verlag, Berlin etc., 69-89. p.

Pelli, T. (1986): Imissions-Prognose. *Schweizer Ingenieur and Architekt*, 104 (27-28), 679-684. p.

Piotrowska, M., Dutka, S. (1994): Estimation of maximum permissible levels of cadmium in a light soil by using cereal plants. *Water, Air and Soil Pollution*, 73 (1-4), 179-188. p.

Podani, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest. 412 p.

Prasad, A.D. (1966): Zinc metabolism. Charles C. Thomas Publishers, Springfield, Illinois, 465 p.

Purves, D. (1985): Trace element contamination of the enviroment. Elsevier. Amsterdam/Oxford/New York/Tokyo, 243 p.

Puxbaum, H. (1991): Metal compounds in the atmosphere, In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 256-286. p.

Rao, S.T. (1979): Characteristics of turbulence and dispersion of pollutants near major highways. *J. Appl. Met.*, 18, 283-293. p.

Ravindra, K., Bencs, L., Van Grieken, R. (2004): Platinum group elements int he environment and their health risk.. *The Science of the Total Environment*, 318, 1-43. p.

Reddy, K.J., Wang, L., Gloss, S.P. (1995): Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acid environments. *Plant and Soil*, 171, 53-58. p.

Reeves, R.D., Schwartz, C., Morel, J.L., Edmondson, J. (2001): Distribution and metal-accumulating behavior of Thlaspi caerulescens and associated metallophytes in France. *International Journal of Phytoremediation*, 3 (2), 145-172. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1990a): A szarvasmarha, juh és ló Zn-, Mn-, Cu-, Mo-, Ni- és Cd-ellátottsága. 1. közlemény: A cinkellátottság. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 39 (3), 255-270. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1990b): A szarvasmarha, juh és ló Zn-, Mn-, Cu-, Mo-, Ni- és Cd-ellátottsága. 2. közlemény: A mangán ellátottság. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 39 (5), 457-472. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1990c): A szarvasmarha, juh és ló cink-, mangán-, réz-, molibdén-, nikkel- és kadmium-ellátottsága. 3. közlemény: A rézellátás. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 39 (6), 547-562. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1990d): A szarvasmarha, juh és ló cink-, mangán-, réz-, molibdén-, nikkel- és kadmium-ellátottsága. 4. közlemény: A molibdén-ellátottság. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 39 (6), 563-576. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1991a): A szarvasmarha, juh és ló cink-, mangán-, réz-, molibdén-, nikkel- és kadmium-ellátottsága. 5. közlemény: A nikkel-ellátottság. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 40 (2), 151-161. p.

Regiusné Mőcsei, Á. (1991b): A szarvasmarha, juh és ló cink-, mangán-, réz-, molibdén-, nikkel- és kadmium-ellátottsága. 6. közlemény: A kadmium-ellátottság. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 40 (5), 465-477. p.

Regiusné Mőcsei, Á., Anke, M. (1992): A növények vastartalma és az állatok ellátottsága. *Állattenyésztés és Takarmányozás*, 41 (4), 369-377. p.

Renner, H., Schmuckler, G. (1991): Platinum-Group Metals. In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 1136-1152. p.

Reuther, W., Labanauskas, C.K. (1966): „Copper”. In: Chapman, H.D. (Ed.): Diagnostic criteria for plants and soils. University of California, Division of Agricultural Science. 157-179. p.

Robards, K., Worsfold, P. J. (1991): Cadmium: toxicology and analysis. *Analyst*, 116 (6), 549-568. p.

Robinson, W.O., Edgington, G., Byers, H.G. (1935): U.S. Dept. Agr. Tech. Bull. 471. Cit.: Alloway, W.H. 1968: Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Advances in Agronomy*, 20, 235-274. p.

Robinson, P.D., Martin, M.N., Tabita, F.K. (1979): Differential effects of metal ions on Rhodospirillum rubrum ribulose bisphosphate carboxylase/oxigenase and stoichiometric incorporations of HCO_3 – into a cobalt (III)-enzyme complex. *Biochemistry*, 18, 4453-4458. p.

Rosenfels, R.S., Crafts, A.S. (1939): Arsenic fixation in relation to the sterilisation of soils with sodium arsenite. *Hilgardia*, 12, 201-223. p.

Ross, S. (1994): Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems. In: Ross, S. (Ed.): Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons Ltd. 3-25. p.

Salánki, J., Farkas, A., Kamardina, T., Rózsa, K.S. (2003): Molluscs in biological monitoring of water quality. *Toxicol Lett.*, 140-141, 403-410. p.

Sander, K., Lohse, J., Pirntke, U. (2000): Heavy metals in vehicles. Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection of the Commission of the European Communities. Contract No B4-3040/99/75869/MAR/E3. 51 p.

Sandermann, W. F., Oskarsson, A. (1991): Nickel. In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 1101-1126. p.

Sansalone, J.J., Glenn, D.W. (2000): Temporal variations in heavy metal partitioning and loading in urban highway pavement sheet flow – Implications for in situ treatment design. Roadside safety features and hydraulic, hydrology and water quality issues, *Transportation research record*, 1720, 100-111. p.

Schöller, R., Stürzer, E., Kleiber, E. (1991): Strassenabwasser – von der Entstehung bis zur Reinigung. *Österreichische Wasserwirtschaft*, 43 (1-2), 290-298. p.

Schulte, A. (1994): The adsorption of Cd, Zn, Cu and Pb in acid forest soils. In: Adriano, D.C. (Ed.): Biogeochemistry of Trace Elements. *Env. Geochemistry and Health*, 16, 525-535. p.

Schulthess, C.P., Huang, C.P. (1990): Adsorption of heavy metals by silicon and aluminium oxide surfaces on clay minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54 (3), 679-688. p.

Schulthess, C.P., Huang, C.P. (1991): Humic and fulvic acid adsorption by silicon and aluminum oxide surfaces on clay minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55 (1), 34-42. p.

Sharpley, A.N., Menzel, R.G. (1987): The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Adv. Agron.*, 41, 297-324. p.

Sheppard, D.S., Claridge, G.G.C., Campbell, I.B. (2000): Metal contamination of soils at Scott Base, *Antarctica. Appl Geochem.*, 15, 513–30. p.

Siddiqui, M.F.R., Loranger, S., Zayed, J., Courchesne, F, Kennedy, G. (2001): Manganese contamination in organic soil, bean and oat plants as related to traffic volume. *Bangladesh Journal of Botany*, 30 (1), 43-51. p.

Simon, L. (1999): A talaj szennyeződése szervetlen anyagokkal. In: Simon, L. (Ed.): Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet, Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, Budapest, 3-32. p.

Simpson, T. (1996): Urban soils. In: McCall, G.J.H., de Mulder, E.F.J., Marker, B.R. (Eds.): Urban Geoscience. AGID Special Publication Series, 20, 35-60. p.

Singh, S.P., Rakipov, N.G. (1988): Effects of Cd, Cu and Ni on barley and their removal from the soil. *Int. J. Env. Studies*, 31 (4), 291-295. p.

Soylak, M., Akkaya, Y., Elci, L. (2001): Monitoring trace metal levels in Yozgat-Turkey determinations of some metal ions in roadside soils. *Trace Elements and Elektrolytes*, 18 (4), 176-180. p.

Stefanovits, P. (1989): Effect of clay mineral content on soil acidification. In: Szabolcs, I. (Ed.): Ecological Impact of Acidification. Proc. Joint Symp. „Environmental Threats to Forest and Other Natural Ecosystems”. Nov. 1-4, 1988, Oulu, Finland, 49-59. p.

Stefanovits, P. (1996): Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 380 p.

Stoeppler, M. (1991): Cadmium. In: Merian, E. (Ed.): Metals and their compounds in the environment: occurence, analysis and biological relevance. VCH Weinheim, Germany, 809-851. p.

Striebel, Th., Gruber, A. (1997): Schwermetalle in Strassenstäuben und Schlammtopfsedimenten in Bayreuth. Konzentrationsbereiche, Einfluss der Verkehrsbelastung, Bindungsformen. Gefahrstoffe – *Reinhaltung der Luft*, 57 (7-8), 325-331. p.

Swaileh, K.M., Rabay'a, N., Salim, R., Ezzughayyar, A., Rabbo, A.A. (2001): Concentrations of heavy metals in roadside soils, plants and landnails from the West Bank, Palestine. *J. of Environmental Science and Health* (Part A), 36 (5), 765-778. p.

Szabó, I.M. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 373 p.

Szabó, L. (1998): Nehézfém-talaj kapcsolatok vizsgálata a vidékfejlesztés szempontjából. In: Magda, S., Szabó, L. (Eds.): VI. Nemzetközi Agrárökonómiai Tudományos Napok. GATE, Gyöngyös, 96-101. p.

Szabó, P. (1991): A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. *Agrokémia és Talajtan*, 40, 297-302. p.

Szabó, S.A. (1984): Radioaktivitási viszonyok a talaj-növény relációban. *Agrokémia és Talajtan*, 33, 594-606. p.

Szabuka, M. (1980): A környezeti ólomszennyezés és a reprodukció. *Népegészségügy*, 61, 45-51. p.

Szlávik, I., Oláh, J., Szőnyi, I. (1984): Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, Vol. 148, Budapest, 147 p.

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

Takács, Z., Csintalan, Zs., Tuba, Z. (1999): Responses of the lichen Cladonia convoluta to high CO_2 level and heavy metal treatment. *Zeitschrift für Naturforschung*, 54c, 797-801. p.

Takács, Z., Tuba, Z., Smirnoff, N. (2001): Exaggeration of desiccation stress by heavy metal pollution in Tortula ruralis: a pilot study. *Plant Growth Regulation*, 35, 157-160. p.

Tegethof, U., Cichos, A. (1994): Vertikale Schwermetallverlagerung in Banketten von Bundesautobahnen. *Strasse und Autobahn*, 45 (10), 627-638. p.

Teutsch, N., Erel, Y., Halicz, L., Banin, A. (2001): Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. *Geochimia et Cosmochimia Acta*, 65 (17), 2853-2864. p.

Thyll, Sz. (1996): Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 425 p.

Thornton, I. (1981): Geochemical aspects of the distribution and forms of heavy metals in Soils. In: Lepp, N. W. (Ed.): Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Vol. 2 Applied Science Publishers, London and New Jersey, 1-33. p.

Tiffin, L.A., Lagerwerff, J.V., Taylor, A.W. (1973): Heavy metal and radionuclide behavior in soils and crops. A review, AEC Res. Contract AT (49-70-1), 182 p.

Tuba, Z. (1986): A mohák bioindikációs szerepe. In: Kovács, M., Podani, J., Tuba, Z., Turcsányi, G. (Eds.): A környezetszennyezést jelző és mérő élőlények. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 99-111. p.

Tuba, Z., Csintalan, Zs. (1993a): The use of moss cushion transplantation technique for bioindication of heavy metal pollution of terrestrial environment. In: Markert, B. (Ed.): Plants as biomonitors. Indicators for heavy metal pollution of terrestrial environment. VHC Publisher, Weinheim, New York, Tokyo, 403-411. p.

Tuba, Z., Csintalan, Zs. (1993b): Bioindication of road motor traffic caused heavy metal pollution by lichen transplants. In: Markert, B. (Ed.): Plants as biomonitors. Indicators for heavy metal pollution of terrestrial environment. VHC Publisher, Weinheim, New York, Tokyo, 329-341. p.

Tuba, Z., Csintalan, Zs., Nagy, Z., Szente, K., Takács, Z. (1994): Sampling of terricolous lichen and moss species for trace element analysis with, special reference to bioindication of air pollution. In: Markert, B. (Ed.): Environmental Sampling for trace analysis. VHC Publisher, Weinheim, New York, Tokyo. 415-434. p.

Turer, D., Maynard, J.B., Sansalone, J.J. (2001): Heavy metal contamination in soils of urban highways: Comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. *Water, Air and Soil Pollution*, 132 (3-4), 293-314. p.

Van Assche, F., Clijsters, H. (1979): Photosynthesis in Phaseolus vulgaris as influenced by supra-optimal zinc nutrition. In: Marcelle, R., Clijsters, H., Van Poucke, M. (Eds.): Photosynthesis and plant development. Junk Publ., The Hague, 175-184. p.

Van Assche, F., Ceulemans, R., Clijsters, H. (1980): Zinc mediated effects on leaf CO_2 diffusion conductances and net photosynthesis in Phaseolus vulgaris L. *Photosynthesis Research*, 1, 171-180. p.

Van Assche, F., Clijsters, H. (1986a): Inhibition of photosynthesis in Phaseolus vulgaris by treatment with toxic concentrations of zinc: effects on electron transport and photphosphorylation. *Physiol. Plantarum*, 66, 717-721. p.

Van Assche, F., Clijsters, H. (1986b): Inhibition of photosynthesis in Phaseolus vulgaris by treatment with toxic concentrations of zinc: effects on ribulose –1,5-bisphosphate carboxilase/oxygenase. *J. Plant Physiology*, 125, 355-360. p.

Van Assche, F., Clijsters, H. (1990): A biological test system for the evaluation of the phytotoxicity of metal-contaminated soils. *Environmental Pollution*, 66 (2), 157-172. p.

Van de Velde, K., Barbante, C., Cozzi, G., Moret, I., Bellomi, T., Ferrari, C., Boutron, C. (2000): Changes in the occurrence of silver, gold, platinum, palladium and rhodium in Mont Blanc ice and snow since the 18th century. *Atmospheric Environmental*, 34 (19), 3117-3127. p.

Van Gent, H.A., Rietveld, P. (1993): Road transport and the environment in Europe. *The Science of the Total Environment*, 129 (1-2), 205-218. p.

Várallyay, Gy. (1990): Soil quality and land use. In: Hinrichsen, D. and Enyedi, Gy. (Eds.): State of Hungarian environment. Hungarian Academi of Sciences – Ministry of Environment – CSO of Hungary. Budapest, 91-123. p.

Várallyay, Gy., Rédly, M., Murányi, A. (1989): Map of the susceptibility of soils to acidification in Hungary. In: Szabolcs, I. (Ed.): Ecological Impact of Acidification. Proc. Joint Symp. „Environmental Threats to Forest and Other Natural Ecosystems". Nov. 1-4, 1988, Oulu, Finland, 79-94. p.

Várkonyi, T. (1988): Az élet veresége. Akadémiai Kiadó, Budapest, 160 p.

Vermes, L. (1989): A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának Kelet-európai tapasztalatai. *Melioráció. Öntözés és Talajvédelem*, 2, 48-66. p.

Vermes, L. (1994): A talajszennyezés néhány kérdése. *Talajvédelem*. 2 (2), 86-93. p.

Vermes, L. (2005): Hulladékgazdálkodás és hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 220 p.

Veysseyre, A., Moutard, K., Ferrari, C., Van de Velde, K., Barbante, C., Cozzi, G., Capodaglio, G., Boutron, C. (2000): Heavy metals in fresh snow collected at different altitudes in the Chamonix and Maurienne valleys, French Alps: initial results. *Atmospheric Environmental*, 35 (2), 415-425. p.

Vidovic, M., Sadibasic, A., Cupic, S., Lausevic, M. (2005): Cd and Pb in atmospheric deposit, soil, wheat and milk. *Environmental Research*, 97, 26-31. p.

Viskari, E.L., Rekila, R., Roy, S., Lehto, O., Ruuskanen, J., Karenlampi, L. (1997): Airborne pollutants along a roadside: Assessment using snow analyses and moss bags. *Environmental Pollution*, 97 (1-2), 153-160. p.

Walter, B., Resch, H.N. (1983): Stickstoffaustrage in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität im Weinbau. Arbeiten der DLG, DLG Verlag, Frankfurt am Main. 177, 114-120. p.

Ward, N.I., Brooks, R.R., Roberts, E. (1977): Heavy metal pollution from automotive emissions and its effect on roadside soils and pasture species in New Zealand. *Environ. Sci. Technol*., 11, 917-921. p.

Ward, N.I., Anke, M., Meissner, D., Mills, C.F. (1993): Quality control in trace element analysis of human and animal samples: are we using poor data to evaluate nutritional, agricultural, clinical or biological problems? TEMA 8: Proceedings of the Eighth International Symposium on Trace Elements in Man and Animals, 108-112. p.

Wäber, M., Laschka, D., Peichl, L. (1996): Biomonitoring verkehrsbedingter Platin-Immissionen im Untersuchungsgebiet München mit dem Verfahren der standardisierter Graskultur. Umweltwissenschaften und Schadstoff-forschung – *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 8 (1), 3-7. p.

Webber, J. (1972): Effects of toxic metals in sewage on crops. *Water Pollut. Contr*., 71, 404-413. p.

Wehrmann, J., Scharpf, H.C. (1983): Stickstoffaustrage in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität in Intensivkulturen. Arbeiten der DLG, DLG Verlag, Frankfurt am Main. 177, 95-113. p.

Wei, C., Morrison, G.M. (1994a): Platinum analysis and spetiation in urban gullypots. *Analytica Chimica Acta*, 284 (3), 587-592. p.

Wei, C., Morrison, G.M. (1994b): Platinum in road dusts and urban river sediments. *The Science of the Total Environment*, 147, 169-174. p.

Welp, G., Brümmer, G.W. (1999): Adsorption and solubility of ten metals in soil samples of different composition. *J. Plant. Nutr. Soil Sci*., 162, 155-161. p.

Westerlund, K.G. (2001): Metal emissions from Stockholm traffic—wear of brake linings. Reports from SLB. Analys. No. 3.

Wickern, M., Breckle, S. (1983): Blei im Eichenholz vom Autobahnrand. Ber. *Deutsch. Bot. Ges. Bd*., 96, 343-350. p.

Wildner, G.F., Henkel, J. (1979): The effect of bivalent metal ions on the activity of Mg^{2+} depleted ribulose 1,5 bisphosphate oxygenase. *Planta*, 146, 223-228. p.

Winter, A., Müller, P. (1991): Versuche zur Verbesserung der Nachweisgrenzen für Schwermetalle bei standardisierten Graskulturen durch alternative Wuchssubstrate. *VDI Berichte*, 901, 729-745. p.

Yassoglou, N., Kosmas, C., Asimakopoulos, J., Kallianou, C. (1987): Heavy metal contamination of roadside in the Greater Athens Area. *Enviromental Pollution*, 47 (4), 293-304. p.

Yong, R.N., Mohamed, A.M.O., Warkentin, B.P. (1992): Principles of Contaminant Transport in Soils. Elsevier, Amsterdam. 327 p.

Yun, S.T., Choi, B.Y., Lee, P.K. (2000): Distribution of heavy metals (Cr, Cu, Zn, Pb, Cd, As) in roadside sediments, Seoul Metropolitan City, Korea. *Environmental Quality*, 21 (9), 989-1000. p.

Zereini, F., Skerstupp B., Alt F., Helmers E., Urban H. (1997a): Geochemical behaviour of platinum-group elements (PGE) in particulate emissions by automobile exhaust catalysts: experimental results and environmental investigations. *The Science of the Total Environment*, 206 (2-3), 137-146. p.

Zereini F., Alt F., Rankenburg K., Beyer J.M., Artelt S. (1997b): Verteilung von Platingruppenelementen (PGE) in den Umweltkompartimenten Boden, Schlamm, Strassenstaub, strassenkehrgut and Wasser. Emission von Platingruppenelementen (PGE) aus Kfz-Abgaskatalysatoren. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 9 (4), 193-200. p.

Zuber, R., Bovay, E., Tschaunen, W., Quiche, P. (1970): Le plomb comme facteur de pollution atmosphérique et son accumulation sur les plantes croissant en bordue des arteries á forte densité de circulation. *Research agronomique en Suisse*, 9, 83-96. p.

Az értekezésben hivatkozott jogszabályok jegyzéke:

10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről

33/2000. (III. 17.) Kormány rendelet a felszín alatti víz minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról. (Hatályon kívül helyezte: 219/2004. (VII. 21.) Kormány rendelet a felszín alatti vizek védelméről)

8/1985. (X.21.) EüM rendelet az élelmiszerek ártalmas vegyi szennyeződésének elhárításáról szóló 4/1978. (VI. 25.) EüM rendelet módosításáról. (Hatályon kívül helyezte: 17/1999. (VI. 16.) EüM rendelet az élelmiszerek vegyi szennyeződésének megengedhető mértékéről.

2. Melléklet

Magmás és üledékes kőzetek fémtartalma Kabata-Pendias és Pendias (1984) alapján, mg kg^{-1}

	Cu	**Co**	**Cd**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Magmás						
ultrabázikus kőzetek (dőnit, peridotit, piroxenit)	10-40	100-200	0,03-0,05	1400-2000	0,1-1,0	40-60
bázikus kőzetek (bazalt, gabbró)	60-120	35-40	0,13-0,22	130-160	3-8	80-120
átmeneti vulkáni kőzetek (andezit, sienit, diorit)	15-80	1-10	0,13	5-55	12-15	40-100
savanyú mély-ségi kőzetek (gránit, gneisz)	10-30	1-7	0,09-0,20	5-15	15-24	40-60
savanyú kiöm-lési kőzetek (riolit, dacit, trachit)	5-20	15	0,05-0,2	20	10-20	40-100
Üledékes						
palák	40	11-20	0,22-0,33	50-70	18-25	80-120
homokkövek	5-30	0,3-10	0,05	5-20	10-50	15-30
mészkövek és dolomitok	2-10	0,1-30	0,035	7-20	3-10	10-25

3. Melléklet

Nehézfémek által okozott mérgezés tünetei termesztett növényekben Kabata-Pendias és Pendias (1984) alapján

Elem:	Tünet:	Érzékeny növények:
Zn	Klorotikus és nekrotikus levélcsúcs; új levelek érközi klorózisa; a teljes növény gátolt növekedése; sérült, szögesdróthoz hasonló gyökérzet.	gabonafélék, spenót
Pb	Sötétzöld levélzet; idősebb levelek elhervadása; gátolt növekedésű hajtás; barna, rövid gyökérzet.	gabonafélék
Cd	Levelek széle elbarnul; klorózis; vöröses levélerek és levélnyél; összekunkorodó levelek; barna, csökkent növekedésű gyökérzet.	pillangósok (bab, szója), spenót, retek, sárgarépa, zab
Ni	Új levelek érközi klorózisa; szürkészöld levelek; barna, gátolt növekedésű gyökérzet.	gabonafélék
Cr	Új levelek klorózisa; gyökérnövekedésben károsodás.	nincs adat
Cu	Sötétzöld levelek, amelyet indukált Fe klorózis követ; vastag, rövid gyökérzet; gátolt bokrosodás.	gabonafélék, spenót, pillangósok

4. Melléklet

Talajminták nehézfémtartalmának eredményei, mg kg^{-1}

Pb 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	84,23	68,67	57,62	86,29	293,25	244,36	46,10	38,16	17,43	33,49	24,62	9,70	15,85	14,38	11,38	12,76
	137,17	123,20	29,27	103,12	255,02	231,74	29,31	24,63	21,15	27,61	42,69	37,85	37,00	17,65	24,14	24,32
	104,95	91,75	85,59	73,55	97,14	143,00	32,46	53,92	36,54	12,19	21,53	25,47	19,76	15,06	21,03	21,09
	127,52	96,66	71,42	47,61	133,37	89,19	9,05	16,97	48,57	18,86	14,09	13,22	27,84	7,63	9,73	16,98
	142,11	83,26	75,88	76,59	194,54	177,46	87,61	11,20	21,00	19,04	15,25	19,57	26,28	22,14	37,00	6,55
	97,00	72,84	97,07	35,47	86,23	95,99	56,35	45,68	55,18	8,77	29,77	28,81	9,07	26,30	14,42	29,33
	157,72	106,70	45,49	96,11	227,31	192,70	13,20	44,30	14,30	39,17	38,74	27,90	29,59	29,27	23,34	27,00
átlag	121,53	91,87	66,05	74,11	183,84	167,78	39,15	33,55	30,60	22,73	26,67	23,22	23,63	18,92	20,15	19,72
szórás	26,71	19,14	23,51	24,75	80,24	61,39	27,12	16,09	16,24	11,14	11,04	9,73	9,37	7,49	9,39	8,14

Pb 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	153,50	75,53	148,24	105,20	231,52	187,78	79,33	26,46	20,97	7,00	24,38	15,50	32,40	12,21	23,45	21,23
	118,74	147,27	42,56	39,37	188,74	164,99	19,41	32,23	31,57	13,67	21,07	26,04	41,73	17,42	20,85	14,00
	85,72	84,70	63,59	35,43	221,00	86,83	41,29	14,50	18,26	20,14	33,15	14,80	12,80	22,89	20,00	8,98
	87,00	72,13	76,38	55,39	244,42	174,90	76,49	43,27	27,00	21,10	35,10	21,59	13,04	20,34	7,09	27,89
	169,56	95,62	84,62	106,11	194,63	177,15	29,12	48,48	49,36	33,79	29,61	9,15	40,21	7,85	36,29	10,35
	148,24	78,30	59,40	52,50	89,00	84,01	55,85	28,95	29,44	15,42	10,44	33,84	29,84	37,00	13,06	34,51
	147,82	108,00	71,72	73,15	159,23	216,09	26,00	29,04	9,00	11,68	26,23	35,27	32,13	25,59	7,62	15,97
átlag	130,08	94,51	78,07	66,74	189,79	155,96	46,78	31,85	26,51	17,54	25,71	22,31	28,88	20,47	18,34	18,99
szórás	33,43	26,42	33,74	29,24	52,94	50,78	24,32	11,21	12,66	8,64	8,32	9,93	11,74	9,51	10,22	9,43

Pb 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	67,53	114,45	102,00	65,29	167,93	115,71	112,69	11,07	24,63	10,27	10,71	14,46	21,52	10,45	9,19	12,68
	186,38	94,15	71,21	77,41	213,00	165,45	57,26	17,32	37,75	17,42	18,46	17,78	23,01	36,45	17,57	19,03
	126,05	67,54	82,47	81,47	69,36	155,76	34,60	48,76	29,38	8,76	23,99	19,04	12,65	21,31	8,58	22,45
	72,72	63,00	54,89	35,14	98,12	151,29	18,15	64,69	15,24	26,37	42,63	35,41	29,29	27,68	18,75	10,81
	97,38	120,61	36,24	57,14	232,24	166,60	24,10	59,01	51,03	28,89	29,93	26,08	8,70	10,83	25,37	27,49
	143,65	105,33	27,01	64,72	258,51	193,84	48,94	35,53	18,15	33,01	28,34	29,32	28,99	17,94	30,07	18,88
	165,24	131,83	57,33	55,70	170,49	79,39	57,38	38,26	23,13	9,19	35,12	11,13	35,00	21,04	29,17	7,94
átlag	122,71	99,56	61,59	62,41	172,81	146,86	50,45	39,23	28,47	19,13	27,03	21,89	22,74	20,81	19,81	17,04
szórás	45,64	26,24	26,02	15,38	69,28	37,78	31,52	20,07	12,39	10,23	10,55	8,68	9,42	9,19	8,84	6,91

Pb 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	138,45	83,31	44,68	42,00	175,10	160,04	52,44	27,00	26,41	20,92	20,45	16,73	9,68	13,90	9,66	25,07
	104,07	78,88	36,75	79,09	254,12	110,10	42,91	48,79	22,99	17,65	23,83	12,03	38,70	21,00	13,00	19,70
	119,00	73,46	68,27	68,05	225,93	151,25	80,36	26,30	52,91	26,00	21,56	8,75	32,63	13,56	10,79	11,98
	182,26	58,23	55,17	97,55	272,45	189,77	52,33	42,44	15,13	38,72	13,20	27,68	14,72	8,12	16,00	30,62
	144,40	116,00	125,95	35,70	164,35	218,41	47,12	26,99	32,86	10,45	45,69	23,22	39,10	30,50	31,60	9,06
	79,02	129,68	69,97	76,31	93,97	85,90	26,25	21,58	27,69	10,26	29,05	39,13	21,01	21,36	27,50	17,22
	105,48	97,41	74,89	40,93	177,02	139,68	12,75	16,80	35,27	16,09	11,34	24,90	23,44	32,22	9,79	10,40
átlag	124,67	91,00	67,95	62,80	194,71	150,74	44,88	29,99	30,47	20,01	23,59	21,78	25,61	20,09	16,91	17,72
szórás	33,68	25,00	29,14	23,55	60,99	45,03	21,45	11,44	11,89	9,95	11,48	10,31	11,55	8,97	8,99	8,02

Pb 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	101,88	37,47	49,37	102,29	142,74	115,65	28,26	22,05	12,38	9,67	31,26	9,47	25,35	37,80	21,28	7,78
	67,91	93,50	51,30	57,63	137,58	131,48	25,30	10,34	21,23	15,53	24,87	37,23	16,64	25,63	16,35	26,93
	98,37	132,83	73,00	48,17	214,30	187,59	73,83	32,36	16,48	25,82	11,96	14,64	28,05	34,76	15,02	15,38
	143,55	121,20	99,19	35,00	75,75	101,11	48,04	15,44	32,05	17,00	13,02	26,10	21,37	13,99	9,71	22,00
	156,20	109,97	66,43	54,51	256,02	214,93	21,87	61,09	18,97	29,66	28,59	15,31	34,00	22,48	29,30	19,91
	98,57	73,17	52,69	70,56	188,31	192,35	33,56	27,79	29,56	36,37	19,46	11,79	9,14	20,69	19,10	9,31
	119,43	77,00	41,22	46,32	200,25	156,00	41,09	31,42	41,34	18,24	34,34	19,00	8,76	11,04	33,25	28,37
átlag	112,27	92,16	61,89	59,21	173,56	157,02	38,85	28,64	24,57	21,76	23,36	19,08	20,47	23,77	20,57	18,53
szórás	30,04	32,65	19,65	21,92	59,44	42,87	17,91	16,47	10,15	9,24	8,80	9,64	9,53	9,92	8,23	8,08

Pb 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	150,56	108,50	90,50	50,00	236,00	158,82	22,00	24,58	40,16	21,48	29,00	27,63	19,39	9,33	17,45	16,72
	86,36	64,11	42,69	47,48	114,22	191,00	67,13	24,67	18,72	10,72	24,79	21,28	38,48	18,41	30,92	22,91
	101,10	74,01	30,94	48,23	198,58	155,30	59,00	14,10	12,45	25,73	8,50	11,01	15,57	13,22	17,29	10,64
	56,79	108,97	69,25	36,23	194,36	83,50	54,82	33,96	28,83	21,26	21,76	14,03	28,80	27,29	16,51	23,84
	123,52	82,49	63,42	75,19	190,52	127,32	22,38	21,11	37,00	16,82	26,01	29,98	30,90	25,99	10,18	15,33
	104,30	83,97	36,55	34,51	238,64	96,13	31,74	24,79	28,59	25,57	12,73	25,06	15,68	14,52	9,50	11,50
	113,81	53,62	32,58	83,56	94,20	108,82	16,00	30,00	30,65	17,39	31,24	11,43	27,49	19,54	24,83	8,38
átlag	105,21	82,24	52,28	53,60	180,93	131,56	39,01	24,74	28,06	19,85	22,00	20,06	25,19	18,33	18,10	15,62
szórás	29,39	20,91	22,57	18,75	56,15	38,60	20,77	6,31	9,70	5,33	8,43	7,91	8,60	6,61	7,64	6,00

Cd 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	0,85	0,79	0,20	0,64	0,99	1,63	0,39	0,27	0,26	0,33	0,24	0,12	0,20	0,05	0,07	0,21
	0,52	0,17	0,34	0,27	0,58	0,90	0,03	0,21	0,11	0,12	0,19	0,10	0,19	0,09	0,10	0,13
	1,62	0,31	0,25	0,55	1,72	0,55	0,20	0,56	0,35	0,23	0,34	0,19	0,13	0,22	0,25	0,08
	0,22	0,37	0,37	0,16	0,37	1,14	0,33	0,19	0,10	0,30	0,27	0,23	0,26	0,18	0,21	0,12
	0,58	0,45	1,20	0,28	0,53	0,48	0,28	0,27	0,19	0,36	0,26	0,18	0,08	0,28	0,18	0,10
	0,29	0,50	0,22	0,47	1,24	0,35	0,12	0,41	0,27	0,17	0,16	0,24	0,16	0,29	0,24	0,19
	0,23	0,29	0,17	0,52	0,91	0,35	0,76	0,33	0,19	0,25	0,43	0,30	0,30	0,23	0,16	0,26
átlag	0,62	0,41	0,39	0,41	0,91	0,77	0,30	0,32	0,21	0,25	0,27	0,19	0,19	0,19	0,17	0,16
szórás	0,50	0,20	0,36	0,18	0,47	0,48	0,24	0,13	0,09	0,09	0,09	0,07	0,07	0,09	0,07	0,07

Cd 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	0,43	0,38	0,14	0,23	0,47	0,75	0,26	0,14	0,07	0,12	0,20	0,15	0,14	0,23	0,16	0,20
	0,27	0,19	0,54	0,66	1,31	0,88	0,17	0,12	0,20	0,21	0,19	0,07	0,10	0,13	0,11	0,17
	0,49	0,43	0,37	0,41	0,89	0,58	0,10	0,22	0,23	0,34	0,12	0,27	0,13	0,24	0,22	0,28
	0,75	1,04	0,23	0,15	0,63	0,44	0,15	0,00	0,16	0,17	0,04	0,30	0,22	0,26	0,19	0,20
	0,61	0,27	0,33	0,29	0,36	1,08	0,29	0,24	0,10	0,17	0,18	0,10	0,06	0,11	0,02	0,08
	0,46	0,40	0,26	0,23	0,57	0,37	0,40	0,33	0,28	0,26	0,00	0,06	0,15	0,18	0,00	0,13
	0,39	0,27	0,30	0,46	0,35	0,84	0,21	0,21	0,19	0,10	0,22	0,21	0,29	0,23	0,18	0,10
átlag	0,49	0,43	0,31	0,35	0,65	0,71	0,23	0,18	0,18	0,20	0,14	0,17	0,16	0,20	0,13	0,17
szórás	0,16	0,28	0,13	0,18	0,34	0,25	0,10	0,11	0,07	0,08	0,09	0,10	0,08	0,06	0,09	0,07

Cd 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	1,15	0,20	0,57	0,71	0,84	0,56	0,05	0,16	0,08	0,21	0,34	0,23	0,06	0,11	0,00	0,18
	0,32	0,45	0,28	0,20	0,45	0,46	0,07	0,21	0,22	0,13	0,18	0,16	0,33	0,26	0,20	0,25
	0,40	0,37	0,46	0,42	0,38	0,43	0,35	0,18	0,17	0,04	0,13	0,00	0,00	0,07	0,17	0,06
	0,43	0,18	0,85	0,34	0,73	1,22	0,26	0,09	0,05	0,00	0,19	0,00	0,09	0,10	0,19	0,13
	0,26	0,12	0,33	0,16	1,02	0,25	0,44	0,23	0,19	0,18	0,29	0,27	0,28	0,22	0,24	0,00
	0,50	0,52	0,47	0,18	0,80	1,19	0,38	0,33	0,28	0,31	0,30	0,26	0,25	0,29	0,21	0,16
	0,21	0,36	0,49	0,30	1,55	0,40	0,46	0,27	0,36	0,27	0,08	0,19	0,19	0,18	0,10	0,27
átlag	0,47	0,31	0,49	0,33	0,82	0,64	0,29	0,21	0,19	0,16	0,22	0,16	0,17	0,18	0,16	0,15
szórás	0,32	0,15	0,19	0,19	0,39	0,39	0,17	0,08	0,11	0,11	0,10	0,11	0,12	0,09	0,08	0,10

Cd 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	0,28	0,11	0,56	0,73	0,89	0,60	0,28	0,20	0,20	0,15	0,12	0,18	0,26	0,18	0,07	0,15
	0,62	0,84	0,34	0,50	1,05	0,78	0,15	0,17	0,00	0,13	0,23	0,24	0,17	0,13	0,15	0,26
	0,59	0,37	0,49	0,41	0,44	0,63	0,34	0,33	0,18	0,21	0,09	0,16	0,16	0,10	0,19	0,02
	0,25	0,31	0,43	0,27	0,63	1,20	0,26	0,12	0,26	0,11	0,16	0,03	0,29	0,22	0,13	0,17
	0,35	0,40	0,16	0,29	0,78	0,37	0,08	0,16	0,32	0,24	0,18	0,30	0,10	0,09	0,25	0,16
	0,10	0,24	0,55	0,38	0,45	0,29	0,13	0,28	0,15	0,10	0,12	0,25	0,19	0,23	0,19	0,23
	0,57	0,21	0,27	0,33	0,84	0,72	0,10	0,28	0,12	0,22	0,19	0,21	0,27	0,25	0,16	0,19
átlag	0,39	0,35	0,40	0,42	0,73	0,66	0,19	0,22	0,18	0,17	0,16	0,20	0,21	0,17	0,16	0,17
szórás	0,20	0,24	0,15	0,16	0,23	0,30	0,10	0,08	0,10	0,06	0,05	0,09	0,07	0,07	0,06	0,08

Cd 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	0,26	0,18	0,41	0,24	1,24	0,56	0,45	0,09	0,28	0,06	0,00	0,20	0,28	0,23	0,17	0,14
	0,37	0,45	0,15	0,43	0,75	1,35	0,21	0,17	0,00	0,37	0,26	0,00	0,15	0,00	0,24	0,26
	0,52	0,48	0,45	0,18	0,44	0,51	0,08	0,28	0,18	0,24	0,17	0,19	0,24	0,19	0,16	0,08
	0,19	0,34	0,67	0,45	0,19	0,49	0,00	0,11	0,28	0,15	0,22	0,21	0,20	0,00	0,18	0,21
	0,48	0,27	0,45	0,49	0,88	0,66	0,17	0,30	0,29	0,35	0,24	0,14	0,22	0,17	0,23	0,17
	0,79	0,46	0,43	0,54	0,59	0,42	0,41	0,27	0,32	0,17	0,15	0,30	0,04	0,20	0,00	0,11
	0,42	0,20	0,31	0,41	1,40	0,98	0,35	0,16	0,00	0,40	0,13	0,25	0,12	0,16	0,09	0,13
átlag	0,43	0,34	0,41	0,39	0,78	0,71	0,24	0,20	0,19	0,25	0,17	0,18	0,18	0,14	0,15	0,16
szórás	0,20	0,13	0,16	0,13	0,43	0,34	0,17	0,09	0,14	0,13	0,09	0,10	0,08	0,10	0,08	0,06

Cd 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	0,41	0,26	0,33	0,12	0,67	0,52	0,14	0,19	0,24	0,18	0,19	0,13	0,08	0,16	0,14	0,16
	0,34	0,19	0,27	0,18	0,92	1,12	0,07	0,33	0,12	0,14	0,22	0,14	0,12	0,15	0,00	0,11
	0,14	0,37	0,65	0,39	0,36	0,47	0,30	0,27	0,19	0,27	0,17	0,27	0,21	0,20	0,17	0,20
	0,05	0,11	0,39	0,24	1,31	1,01	0,26	0,04	0,21	0,11	0,09	0,05	0,19	0,14	0,22	0,19
	0,27	0,39	0,31	0,24	0,77	0,29	0,16	0,17	0,07	0,25	0,12	0,25	0,30	0,27	0,19	0,19
	0,50	0,51	0,20	0,32	0,47	0,30	0,24	0,38	0,15	0,11	0,20	0,23	0,18	0,29	0,26	0,16
	0,76	0,48	0,54	0,72	0,48	0,19	0,38	0,20	0,20	0,17	0,11	0,20	0,18	0,17	0,19	0,25
átlag	0,35	0,33	0,38	0,32	0,71	0,56	0,22	0,23	0,17	0,18	0,16	0,18	0,18	0,20	0,17	0,18
szórás	0,24	0,15	0,16	0,20	0,33	0,37	0,11	0,11	0,06	0,06	0,05	0,08	0,07	0,06	0,08	0,04

Zn 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	124,16	86,33	69,75	57,25	138,20	97,41	39,22	44,13	36,41	42,44	43,00	38,17	17,41	31,28	19,19	25,08
	176,53	149,06	42,33	46,21	174,65	169,68	68,54	58,75	48,37	46,99	57,12	39,05	38,56	47,35	34,00	39,42
	112,07	74,96	100,30	89,48	122,37	111,03	55,81	53,42	34,92	30,61	33,04	25,73	42,36	27,27	38,21	37,56
	59,72	63,51	83,47	108,35	199,05	132,44	72,31	31,84	25,33	36,79	39,53	60,24	73,69	33,52	43,50	29,61
	147,68	124,19	154,18	87,83	216,94	155,14	51,28	67,02	76,86	58,13	32,25	59,53	36,57	49,07	48,13	41,94
	186,80	156,42	37,08	63,28	265,03	185,69	37,59	28,52	29,15	46,25	22,84	45,22	52,75	21,15	54,94	54,77
	133,27	55,83	60,00	40,08	98,57	86,55	45,27	35,38	35,07	33,10	41,47	18,76	43,11	40,43	51,85	36,15
átlag	134,32	101,47	78,16	70,35	173,54	133,99	52,86	45,58	40,87	42,04	38,46	40,96	43,49	35,72	41,40	37,79
szórás	42,58	41,35	40,14	25,29	58,30	37,67	13,61	14,61	17,41	9,48	10,73	15,66	17,09	10,36	12,25	9,48

Zn 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	131,53	56,60	85,17	35,16	162,21	200,94	16,43	55,68	48,30	77,37	31,72	33,84	57,48	25,79	41,20	22,43
	143,29	35,63	142,24	47,08	174,63	75,48	59,82	48,24	28,92	34,52	23,60	23,58	31,49	36,65	39,53	45,07
	93,23	39,2	64,89	68,39	83,43	141,13	61,27	25,95	27,27	26,00	49,64	46,25	23,91	48,37	33,37	28,50
	184,67	122,85	91,74	121,83	194,71	127,81	44,56	41,33	65,00	28,87	31,66	19,82	19,80	42,06	16,51	13,17
	144,63	91,37	119,65	92,40	187,79	137,23	27,33	17,53	46,52	51,49	68,05	31,09	36,30	29,00	51,45	45,20
	71,84	67,29	104,21	145,95	233,50	239,70	38,10	14,67	16,54	19,22	28,58	65,10	63,08	19,48	17,39	27,64
	216,12	149,01	82,97	73,47	259,68	113,27	65,04	23,00	33,64	48,40	21,41	47,61	59,72	48,70	23,76	59,63
átlag	140,76	80,28	98,70	83,47	185,14	147,94	44,65	32,34	38,03	40,84	36,38	38,18	41,68	35,72	31,89	34,52
szórás	49,54	42,95	25,78	39,67	56,24	55,15	18,54	16,01	16,25	19,90	16,69	15,80	18,08	11,38	13,18	16,03

Zn 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	79,19	44,26	135,77	109,09	176,38	129,39	54,28	33,78	29,34	41,13	46,57	53,10	34,15	37,12	39,04	36,00
	96,57	57,12	79,24	164,22	198,55	85,00	72,72	48,29	45,18	36,33	35,20	44,72	81,00	53,79	47,14	24,96
	142,35	66,00	81,88	71,99	211,06	103,25	32,48	26,62	39,84	36,71	42,44	26,11	39,74	45,73	61,12	19,58
	176,97	122,69	142,05	113,02	244,87	232,84	55,80	46,15	36,41	48,79	27,35	29,54	28,33	31,11	30,90	37,93
	138,00	76,42	46,03	75,61	132,40	168,45	47,14	61,40	57,98	38,65	34,99	37,08	53,67	26,38	34,79	49,02
	181,07	135,20	63,28	80,99	183,34	197,73	34,81	40,90	31,25	19,64	55,72	67,63	24,19	39,51	29,03	45,17
	68,61	75,65	62,91	55,60	89,67	91,03	42,35	28,01	41,10	23,51	31,84	49,05	37,41	17,89	42,00	20,00
átlag	126,11	82,48	87,31	95,79	176,61	143,96	48,51	40,74	40,16	34,97	39,16	43,89	42,64	35,93	40,57	33,24
szórás	45,45	33,80	37,23	36,43	51,46	57,06	13,89	12,40	9,61	10,11	9,71	14,40	19,35	12,04	11,03	11,91

Zn 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	149,16	74,92	55,91	39,62	142,60	133,89	42,50	28,84	38,46	67,75	34,79	49,72	30,15	45,40	26,57	36,51
	82,71	68,47	132,68	57,44	65,83	39,54	68,00	22,20	52,71	26,18	46,15	29,45	18,43	57,61	21,53	25,61
	151,45	124,50	84,73	48,95	197,55	187,83	33,70	26,78	70,10	31,40	29,85	21,35	62,57	23,58	39,13	43,98
	117,86	48,25	120,03	126,78	181,42	115,36	21,25	23,61	24,29	88,91	52,02	47,75	24,81	34,03	56,44	21,04
	190,28	148,94	86,41	67,58	225,64	135,77	34,10	38,49	35,55	36,90	43,40	33,00	29,62	30,83	18,25	24,26
	106,49	81,43	85,24	55,84	175,02	148,95	44,50	32,59	21,95	27,08	21,76	25,62	41,22	44,27	19,15	49,45
	112,03	102,03	91,36	70,15	189,67	129,00	30,97	48,79	15,07	23,50	50,19	30,09	39,25	47,30	42,30	28,70
átlag	130,00	92,65	93,77	66,62	168,25	127,19	39,29	31,61	36,88	43,10	39,74	33,85	35,15	40,43	31,91	32,79
szórás	35,87	34,80	25,34	28,50	51,60	44,90	14,80	9,37	19,22	25,19	11,26	10,83	14,42	11,54	14,42	10,77

Zn 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	121,11	73,49	62,93	97,66	162,36	141,09	36,36	29,61	64,27	46,21	57,03	40,1	21,37	39,57	52,4	31,84
	65,3	98,31	123,6	36,97	76	88,59	48,17	39,26	21,94	34,68	24,67	31,45	46,45	38,2	36,67	53,92
	187,66	127,28	85,82	71,55	191,24	153,41	27,23	35,4	72,36	41,59	25,8	22,73	48,13	34,21	33,3	39,14
	115,03	51,1	48,73	44,12	196,95	163,75	66,18	46,22	36,13	19,2	39,76	34,4	63,1	49,52	57	35,35
	143,52	154,24	101,38	146,73	211,06	164,39	51,24	32,71	40	52,37	42,99	66,24	35,96	16,74	53,99	56,72
	152,19	45,15	56,72	123,44	111,42	100,9	39,81	45,3	38,73	27,21	37,12	25,76	34,16	31,8	35,07	51,09
	136,01	77	65,76	46,78	188,4	127,48	33,05	24,1	31,79	23,06	36,43	72,89	26,7	39,04	25,1	44,04
átlag	131,55	89,51	77,85	81,04	162,49	134,23	43,15	36,09	43,60	34,90	37,69	41,94	39,41	35,58	41,93	44,59
szórás	37,66	39,90	27,00	42,74	50,22	30,10	13,13	8,12	18,05	12,41	10,95	19,79	14,22	10,00	12,35	9,61

Zn 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	137,52	65,72	59,84	82,70	174,95	159,61	30,16	24,15	67,44	32,57	35,94	37,74	66,62	21,64	22,45	26,97
	99,26	95,89	113,62	42,39	127,33	91,00	27,24	20,04	31,85	41,86	24,62	32,55	58,74	32,34	37,20	41,77
	120,41	84,56	51,23	75,10	86,76	145,26	42,58	31,46	44,16	54,00	55,19	41,27	23,51	46,55	35,58	22,20
	83,75	112,35	135,36	59,46	205,61	203,75	50,29	41,00	23,91	29,65	48,71	75,40	34,35	48,96	20,61	37,85
	101,78	144,20	137,26	131,68	181,23	86,54	28,31	27,44	29,42	27,13	31,24	34,97	61,17	32,11	58,42	51,51
	179,63	103,47	92,00	122,73	144,96	112,03	43,18	45,39	51,05	37,26	33,31	25,13	20,34	26,96	43,58	42,64
	157,95	80,16	71,20	51,99	186,82	147,11	54,97	56,29	47,40	28,71	59,00	52,03	18,72	49,23	60,94	21,03
átlag	125,76	98,05	94,36	80,86	158,24	135,04	39,53	35,11	42,18	35,88	41,14	42,73	40,49	36,83	39,83	34,85
szórás	34,51	25,55	35,32	34,51	41,05	41,63	11,12	12,96	15,01	9,52	13,12	16,61	21,01	11,30	15,82	11,61

Ni 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	32,05	22,41	19,45	23,52	26,72	29,40	25,83	18,66	14,88	20,35	15,85	22,64	20,56	24,76	21,57	23,40
	27,63	30,37	27,31	24,35	19,45	35,38	31,67	24,13	22,41	17,69	21,61	20,61	16,32	22,53	25,03	18,00
	19,25	21,55	24,73	16,76	23,12	17,86	21,35	17,82	25,26	29,06	22,19	23,89	12,94	17,97	17,27	19,21
	29,79	26,43	24,22	18,49	35,04	31,93	26,98	22,65	19,75	21,52	15,73	18,42	25,25	28,44	20,55	24,88
	25,20	27,28	31,10	25,31	36,19	25,13	15,15	19,10	20,07	19,98	23,99	27,09	26,10	24,12	31,97	22,42
	24,81	19,07	20,58	27,53	16,84	22,17	21,00	17,52	26,43	23,40	19,13	15,86	17,24	15,11	19,48	20,95
	27,16	17,64	30,89	28,67	28,44	30,61	25,79	26,03	20,87	16,22	19,78	20,33	17,83	18,68	23,36	17,49
átlag	26,56	23,54	25,47	23,52	26,54	27,50	23,97	20,84	21,38	21,17	19,75	21,26	19,46	21,66	22,75	20,91
szórás	4,09	4,64	4,60	4,43	7,36	6,08	5,30	3,39	3,84	4,20	3,14	3,68	4,81	4,61	4,79	2,81

Ni 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	16,74	23,42	21,21	22,38	28,75	25,14	18,67	16,33	12,47	15,27	20,85	27,09	12,14	20,34	25,75	22,89
	22,17	27,15	16,00	24,06	25,11	17,79	26,42	22,86	19,33	19,41	24,00	23,41	22,71	18,62	14,66	21,53
	25,64	20,84	23,86	21,13	32,68	29,11	20,39	18,44	20,18	18,73	21,23	17,88	24,99	21,63	21,41	24,24
	28,28	14,25	20,45	16,78	21,35	16,42	24,52	20,91	28,15	24,66	16,84	18,69	19,57	16,20	22,63	27,69
	32,14	29,34	17,69	24,99	29,16	20,49	16,76	26,57	21,00	14,46	22,65	25,81	14,47	23,08	21,00	14,33
	16,89	24,75	16,74	13,32	19,36	21,81	14,25	15,58	25,78	20,82	17,69	20,33	20,31	16,19	15,78	19,00
	24,57	23,92	30,77	20,01	34,17	25,55	21,21	19,00	27,81	18,16	15,06	11,20	29,09	12,53	11,40	17,15
átlag	23,78	23,38	20,96	20,38	27,23	22,33	20,32	19,96	22,10	18,79	19,76	20,63	20,47	18,37	18,95	20,98
szórás	5,68	4,86	5,13	4,13	5,55	4,54	4,24	3,84	5,60	3,43	3,28	5,43	5,86	3,66	5,09	4,52

Ni 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	21,28	19,00	14,62	16,77	35,21	26,35	17,00	26,89	17,68	10,27	24,57	25,25	15,98	15,78	24,68	14,92
	16,24	31,78	25,61	26,51	20,33	23,69	24,54	21,42	16,20	15,31	23,31	12,79	15,13	12,51	18,26	23,59
	34,71	27,43	18,56	29,29	32,75	21,05	13,92	17,36	23,59	23,72	19,26	13,57	21,61	25,39	21,42	19,65
	30,12	21,83	27,02	22,96	20,17	33,65	24,27	23,00	12,46	21,20	15,47	21,38	22,47	21,25	14,04	18,32
	27,95	25,14	24,15	22,42	34,22	17,38	22,42	19,19	22,85	25,00	15,34	24,20	11,08	21,64	14,74	17,13
	15,47	22,34	17,84	16,11	25,48	31,73	17,38	21,43	12,11	16,66	14,06	17,08	17,40	19,13	23,00	10,23
	22,89	16,55	14,79	20,46	20,21	21,68	15,46	14,26	22,05	13,49	20,45	22,34	14,31	22,73	18,99	23,11
átlag	24,09	23,44	20,37	22,07	26,91	25,08	19,28	20,51	18,13	17,95	18,92	19,52	16,85	19,78	19,30	18,14
szórás	7,18	5,15	5,16	4,81	6,98	5,89	4,37	4,07	4,83	5,49	4,12	5,05	4,04	4,38	4,02	4,67

Ni 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	24,02	30,38	19,41	21,84	27,31	22,78	16,81	20,07	21,22	23,58	25,64	21,67	16,16	18,38	21,17	30,72
	14,53	17,15	20,08	18,06	21,68	20,16	21,38	25,99	25,73	23,20	20,27	17,56	23,52	20,81	21,75	22,94
	25,11	18,79	22,17	25,22	24,37	17,17	19,15	16,12	22,59	17,41	31,02	25,19	20,08	15,20	27,51	20,67
	19,47	15,07	27,95	22,03	18,06	23,49	27,08	24,34	15,03	20,37	22,85	15,32	21,34	19,00	20,60	15,77
	26,19	27,44	22,23	23,00	29,15	29,32	23,42	21,18	21,43	16,15	15,79	22,46	18,63	24,10	16,86	24,53
	29,06	25,11	27,09	32,12	18,11	20,61	15,00	21,71	17,29	19,12	17,41	21,00	13,45	11,48	22,39	19,00
	20,10	23,61	13,27	17,63	30,96	28,89	28,68	29,16	13,02	15,43	23,33	22,79	19,60	16,23	15,10	15,23
átlag	22,64	22,51	21,74	22,84	24,23	23,20	21,65	22,65	19,47	19,32	22,33	20,86	18,97	17,89	20,77	21,27
szórás	4,90	5,66	4,96	4,89	5,18	4,52	5,10	4,26	4,51	3,24	5,15	3,35	3,33	4,08	4,01	5,40

Ni 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	25,11	16,30	21,90	20,32	25,36	26,13	17,17	21,15	23,68	18,06	17,05	18,03	20,00	20,85	16,22	15,63
	15,74	22,38	19,94	16,43	36,31	17,99	14,54	29,74	19,99	23,28	21,21	25,60	14,83	19,07	24,54	20,41
	34,32	24,11	24,67	26,91	30,78	23,84	19,26	22,22	28,82	18,77	20,79	19,99	27,57	15,36	21,74	23,38
	32,16	32,48	23,14	31,90	20,00	35,52	15,76	17,88	21,11	17,14	14,07	18,71	23,52	24,50	23,86	17,65
	26,43	26,04	13,57	19,66	26,80	18,96	22,41	17,02	17,54	12,98	23,36	26,31	16,77	12,96	19,00	10,12
	17,49	17,36	18,81	16,75	34,86	27,76	26,12	14,53	14,89	23,41	13,50	11,92	29,42	21,17	29,13	26,00
	21,99	20,00	25,47	20,49	23,79	21,11	19,48	25,62	23,17	24,83	21,58	23,04	23,26	19,68	16,69	17,59
átlag	24,75	22,67	21,07	21,78	28,27	24,47	19,25	21,17	21,31	19,78	18,79	20,51	22,20	19,08	21,60	18,68
szórás	6,96	5,56	4,08	5,64	5,96	6,05	4,00	5,27	4,52	4,24	3,91	4,99	5,36	3,84	4,66	5,22

Ni 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	25,11	24,25	26,50	20,32	34,73	26,13	20,00	21,15	20,91	18,06	17,05	19,78	19,04	24,05	25,12	18,77
	15,74	19,00	19,94	16,43	36,31	23,42	14,54	26,73	19,99	24,83	31,40	24,75	14,83	18,98	23,63	20,64
	34,32	27,51	24,67	20,00	29,66	23,84	19,26	24,91	25,10	18,77	19,79	22,78	24,57	16,18	21,74	20,03
	30,16	34,00	23,14	31,90	25,14	33,52	25,13	17,88	21,11	17,14	19,49	18,71	23,52	23,51	16,69	17,65
	26,43	25,40	13,57	17,66	18,57	19,47	27,52	20,15	20,17	12,98	23,61	14,89	16,77	12,96	21,38	23,01
	17,49	17,36	23,48	25,11	35,08	21,08	27,85	13,74	14,89	23,41	12,44	13,33	11,85	21,17	20,00	19,34
	23,61	25,06	18,81	23,37	25,81	34,33	22,09	20,31	17,54	19,50	22,36	22,19	20,22	21,51	14,96	30,28
átlag	24,69	24,65	21,44	22,11	29,33	25,97	22,34	20,70	19,96	19,24	20,88	19,49	18,69	19,77	20,50	21,39
szórás	6,57	5,50	4,36	5,26	6,54	5,83	4,84	4,30	3,17	3,96	5,91	4,19	4,58	4,02	3,63	4,26

Cr 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	18,57	16,45	17,14	15,63	23,07	20,14	18,01	15,48	19,19	21,38	14,20	18,15	18,27	20,18	18,41	17,00
	17,61	17,09	17,75	18,00	17,54	17,00	22,40	18,70	16,61	18,09	19,45	18,75	17,04	17,32	19,76	16,01
	17,03	15,16	15,99	18,39	18,86	21,71	21,51	18,31	17,57	19,66	19,28	18,32	17,88	19,60	21,03	17,74
	14,55	18,70	13,06	17,24	22,81	21,04	17,37	17,56	13,20	16,38	15,87	15,79	20,43	18,15	15,15	17,39
	19,63	21,36	22,31	20,25	27,49	23,78	19,42	17,02	18,21	16,23	21,41	17,47	17,89	27,00	22,64	20,44
	18,45	20,12	16,86	18,32	18,21	14,36	17,00	15,52	17,54	18,64	16,23	23,06	16,03	17,03	17,80	15,07
	12,40	17,00	19,32	21,40	22,12	16,44	20,00	21,79	21,63	20,01	12,10	17,13	17,53	17,74	14,76	12,94
átlag	16,89	17,98	17,49	18,46	21,44	19,21	19,39	17,77	17,71	18,63	16,93	18,38	17,87	19,57	18,51	16,66
szórás	2,55	2,18	2,86	1,90	3,51	3,35	2,07	2,17	2,56	1,90	3,27	2,28	1,35	3,48	2,91	2,34

Cr 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	22,79	17,37	17,08	18,36	25,84	21,61	18,57	17,28	21,06	18,31	16,32	19,20	20,17	17,52	18,48	23,00
	19,52	22,69	19,43	17,15	23,60	17,30	15,21	18,32	18,35	21,45	18,65	17,45	16,42	18,00	19,71	19,13
	17,22	17,64	15,05	17,28	20,29	22,51	22,73	20,53	17,86	17,52	18,10	22,10	18,93	20,22	20,20	16,23
	20,85	19,47	14,94	16,25	17,30	17,85	19,71	13,24	18,23	17,13	20,22	20,63	17,68	18,53	20,64	19,80
	13,24	18,55	21,21	18,03	19,43	14,92	17,58	17,39	20,10	26,09	17,42	19,30	18,11	14,95	17,29	18,78
	16,16	18,36	13,64	15,20	23,37	19,37	20,40	17,03	18,18	15,54	14,71	17,28	18,40	12,37	18,67	20,70
	15,83	16,05	17,00	19,76	25,12	14,20	17,33	20,14	14,72	19,61	17,42	16,43	15,27	19,33	21,50	17,21
átlag	17,94	18,59	16,91	17,43	22,14	18,25	18,79	17,70	18,36	19,38	17,55	18,91	17,85	17,27	19,50	19,26
szórás	3,28	2,10	2,67	1,48	3,17	3,14	2,43	2,41	1,99	3,51	1,74	2,01	1,61	2,72	1,44	2,24

Cr 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	18,35	16,22	15,03	18,48	27,08	21,61	16,29	17,18	18,57	19,12	21,91	17,14	20,10	22,57	15,62	17,08
	15,22	16,85	21,72	19,74	18,63	22,48	23,76	19,30	17,36	19,48	17,37	19,53	17,42	16,83	19,13	19,33
	17,83	18,34	17,32	15,38	19,32	17,32	19,51	18,00	19,05	16,82	15,73	15,98	18,56	18,12	17,38	15,83
	16,99	19,18	18,37	20,20	23,78	21,03	17,76	19,18	16,11	18,45	20,01	19,66	16,98	19,42	20,67	19,29
	19,58	17,32	23,78	22,59	16,25	17,67	20,27	21,72	17,39	15,31	19,31	21,00	16,68	16,69	22,00	15,72
	21,54	19,21	21,60	20,41	20,06	17,39	16,93	17,94	16,48	12,44	13,69	17,46	19,40	14,03	22,99	21,51
	15,60	14,40	21,41	16,00	23,60	22,24	16,26	18,69	20,07	17,26	17,83	11,30	22,00	16,09	16,34	16,89
átlag	17,87	17,36	19,89	18,97	21,25	19,96	18,68	18,86	17,86	16,98	17,98	17,44	18,73	17,68	19,16	17,95
szórás	2,22	1,73	3,06	2,56	3,72	2,39	2,72	1,47	1,43	2,47	2,74	3,21	1,92	2,73	2,85	2,15

Cr 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	13,52	17,73	16,98	17,10	21,02	20,27	18,35	12,58	19,77	18,60	11,95	19,12	25,46	19,97	15,73	19,60
	19,55	23,08	17,47	17,52	17,36	22,51	17,80	16,53	17,31	19,53	19,78	19,64	17,31	18,47	18,71	18,23
	18,48	18,56	16,48	20,07	22,95	20,85	16,68	17,83	16,47	18,05	21,01	17,44	16,24	18,02	13,26	17,54
	21,80	18,43	24,10	21,78	19,36	18,57	17,23	16,46	22,51	22,78	18,26	23,68	17,84	19,41	18,57	22,90
	16,59	19,39	19,22	20,62	18,24	24,11	19,05	17,36	16,48	17,21	17,84	18,51	16,35	20,40	19,03	16,76
	13,60	17,33	23,84	17,19	15,12	18,52	17,44	18,18	15,78	13,62	18,88	23,07	19,05	15,21	17,42	18,31
	15,12	21,10	18,00	15,64	13,88	16,90	20,49	19,30	16,66	18,49	17,43	13,26	18,11	16,56	21,21	21,00
átlag	16,95	19,37	19,44	18,56	18,28	20,25	18,15	16,89	17,85	18,33	17,88	19,25	18,62	18,29	17,70	19,19
szórás	3,14	2,05	3,21	2,25	3,18	2,50	1,29	2,14	2,42	2,73	2,88	3,51	3,17	1,88	2,57	2,14

Cr 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	16,73	17,17	20,16	18,37	21,41	13,41	18,36	17,45	14,20	18,40	11,31	16,47	24,11	18,69	17,52	17,98
	17,51	19,00	17,30	16,13	20,70	19,63	16,23	19,10	17,74	15,13	19,47	17,12	17,48	12,12	19,24	17,41
	17,28	16,25	19,52	21,56	18,33	19,48	17,20	21,03	16,33	19,71	14,82	15,63	19,05	20,41	18,90	17,44
	17,34	14,31	19,06	18,61	17,24	22,20	17,85	17,62	21,60	19,35	20,89	19,03	17,55	19,75	17,04	16,83
	20,81	20,79	22,75	24,50	18,90	19,07	22,31	23,68	19,27	20,03	17,44	20,74	13,20	16,33	22,21	19,05
	18,46	22,66	16,01	14,12	25,67	24,75	21,90	19,40	17,27	17,00	17,02	16,94	20,85	14,61	15,72	13,02
	21,05	15,00	17,54	18,73	22,50	18,34	15,87	17,27	18,43	15,38	17,59	22,07	17,24	16,59	17,23	19,36
átlag	18,45	17,88	18,91	18,86	20,68	19,55	18,53	19,36	17,83	17,86	16,93	18,29	18,50	16,93	18,27	17,30
szórás	1,77	3,08	2,22	3,40	2,87	3,50	2,59	2,33	2,32	2,04	3,13	2,40	3,39	2,95	2,10	2,10

Cr 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	18,59	17,27	16,74	19,79	15,25	16,33	17,24	16,49	18,76	22,09	20,17	16,39	16,79	19,71	20,38	18,33
	13,61	15,44	17,34	19,35	18,80	16,74	20,00	19,62	18,41	19,25	18,63	14,04	12,31	18,11	17,12	14,82
	21,77	23,81	17,12	17,30	17,04	19,08	19,56	18,55	20,64	16,30	15,65	19,32	18,73	20,53	25,58	21,94
	17,26	17,30	23,09	21,43	21,41	22,14	16,02	18,03	17,17	19,73	19,08	17,37	18,11	23,17	18,59	16,03
	9,22	18,66	17,56	20,91	23,89	19,51	21,44	19,52	15,00	17,36	18,38	17,54	21,28	18,64	17,00	17,22
	16,17	16,04	13,72	16,27	22,60	17,62	17,94	17,19	17,31	16,69	17,19	19,01	17,10	16,40	17,24	16,08
	15,79	17,11	16,01	17,10	18,00	17,80	13,22	19,72	18,38	17,43	15,00	14,37	20,61	19,08	16,41	13,00
átlag	16,06	17,95	17,37	18,88	19,57	18,46	17,92	18,45	17,95	18,41	17,73	16,86	17,85	19,38	18,90	16,77
szórás	3,94	2,78	2,84	2,01	3,15	1,99	2,76	1,27	1,73	2,06	1,87	2,07	2,96	2,12	3,23	2,84

Cu 1998 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	19,56	17,84	25,25	16,23	18,00	21,44	22,00	19,66	16,46	18,64	16,99	18,44	21,21	22,69	18,20	17,17
	24,72	20,08	18,73	19,06	26,97	24,85	17,61	12,48	27,89	23,16	18,67	19,05	21,73	21,47	15,61	17,35
	23,13	21,03	19,72	13,46	22,30	19,16	19,24	20,19	19,63	20,01	17,02	19,63	17,35	16,44	19,33	19,00
	17,66	19,34	23,55	21,94	29,13	20,00	21,21	19,26	18,66	18,90	27,14	25,88	20,34	24,07	19,29	20,19
	19,45	19,71	23,14	20,11	20,09	17,36	22,85	19,70	19,23	21,34	20,75	22,17	17,02	19,38	18,94	17,75
	26,38	23,46	20,84	17,67	21,11	21,83	21,39	20,11	20,09	20,15	17,57	21,35	17,41	16,13	22,56	20,16
	24,15	20,26	18,25	16,00	23,72	24,76	24,07	23,62	21,74	20,76	14,50	22,64	17,38	18,03	21,86	13,77
átlag	22,15	20,25	21,35	17,78	23,05	21,34	21,20	19,29	20,53	20,42	18,95	21,31	18,92	19,74	19,40	17,91
szórás	3,26	1,73	2,67	2,85	3,90	2,79	2,17	3,34	3,61	1,54	4,08	2,57	2,08	3,09	2,31	2,22

Cu 1998 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	24,51	20,28	22,61	23,18	18,46	19,67	17,48	18,91	21,44	19,08	13,17	15,63	17,00	23,02	20,40	23,17
	20,14	18,83	18,42	16,32	17,08	20,11	21,39	24,77	19,24	16,35	19,64	17,59	19,37	15,25	19,23	20,87
	16,35	18,48	20,08	27,74	22,85	27,38	18,10	17,39	20,71	20,81	17,34	20,16	17,06	18,74	24,61	25,99
	19,76	14,90	16,74	23,08	28,09	26,26	18,56	25,17	27,43	22,14	20,84	15,05	17,84	17,63	18,79	20,62
	23,16	23,01	19,33	20,22	20,74	21,82	18,89	16,41	18,94	18,33	24,88	23,51	15,35	25,86	14,66	18,60
	23,45	19,56	20,90	19,49	19,44	18,25	22,12	21,73	23,99	20,71	17,00	15,40	21,83	20,73	17,08	17,35
	17,09	16,00	24,51	25,55	22,00	21,01	23,70	23,04	23,17	21,75	17,55	18,11	17,30	19,19	17,36	19,25
átlag	20,64	18,72	20,37	22,23	21,24	22,07	20,03	21,06	22,13	19,88	18,63	17,92	17,96	20,06	18,88	20,84
szórás	3,20	2,70	2,60	3,86	3,62	3,44	2,36	3,53	2,99	2,07	3,66	3,06	2,08	3,52	3,13	2,94

Cu 1999 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	18,79	24,67	15,34	20,72	25,58	18,48	21,74	18,55	13,26	17,98	26,82	22,13	18,10	15,15	23,08	18,43
	18,13	18,41	19,10	18,66	21,45	16,23	23,23	20,17	21,74	20,54	23,47	23,65	18,23	19,36	15,35	19,26
	23,30	22,53	18,62	21,35	18,23	23,74	23,76	19,35	19,22	18,36	17,56	20,72	20,00	20,72	19,37	22,74
	16,72	17,39	22,84	22,78	32,08	19,37	16,39	19,86	22,13	18,70	18,72	16,02	21,77	17,43	11,81	14,24
	16,39	17,14	17,59	23,51	23,74	19,14	28,88	24,67	21,08	15,12	21,78	19,19	24,57	20,83	18,95	20,88
	19,53	23,11	24,62	20,47	22,16	25,74	27,65	21,41	21,44	21,07	20,26	17,85	18,35	17,02	20,57	18,45
	21,90	25,65	20,05	23,17	27,16	27,90	20,91	25,83	17,46	20,00	20,90	16,54	21,93	18,65	16,33	16,28
átlag	19,25	21,27	19,74	21,52	24,34	21,51	23,22	21,41	19,48	18,82	21,36	19,44	20,42	18,45	17,92	18,61
szórás	2,57	3,56	3,14	1,74	4,48	4,30	4,21	2,78	3,20	2,00	3,09	2,87	2,45	2,07	3,73	2,81

Cu 1999 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	19,27	20,69	20,00	23,46	21,00	20,35	18,64	17,27	20,10	20,75	19,17	16,47	17,88	20,27	16,29	19,62
	23,70	22,75	20,45	19,25	23,68	27,18	19,38	17,84	18,94	21,34	18,40	18,09	22,00	19,33	22,97	22,00
	17,08	18,34	23,73	26,30	20,33	17,68	23,23	23,13	16,57	19,90	20,27	19,35	23,07	25,75	17,30	19,77
	17,34	16,28	19,62	21,51	25,60	31,54	20,07	15,00	18,73	19,57	27,54	21,22	19,23	18,11	17,19	20,16
	20,74	21,55	17,21	21,22	21,13	18,89	20,51	21,00	20,24	17,35	21,94	18,15	19,61	18,36	16,84	20,73
	17,33	16,03	21,51	20,04	18,56	24,55	23,67	19,56	20,77	19,31	21,67	14,81	19,87	21,72	17,12	19,87
	14,19	15,79	20,34	17,32	22,49	22,74	19,02	17,48	25,61	23,44	17,99	15,75	17,01	17,99	17,82	27,50
átlag	18,52	18,78	20,41	21,30	21,83	23,28	20,65	18,75	20,14	20,24	21,00	17,69	19,81	20,22	17,93	21,38
szórás	3,05	2,89	1,97	2,93	2,32	4,91	2,02	2,70	2,78	1,89	3,26	2,20	2,14	2,78	2,27	2,82

Cu 2000 tavasz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	26,17	23,29	18,73	17,62	18,30	19,27	20,13	18,30	15,99	18,62	20,70	21,26	26,58	18,74	20,83	21,34
	22,72	24,63	23,17	21,46	24,18	22,67	16,83	19,16	19,57	19,29	23,46	24,52	20,64	16,48	18,56	16,72
	15,61	17,11	19,37	20,03	20,41	18,54	27,88	24,53	19,01	22,30	17,35	18,29	15,37	18,33	20,20	19,66
	21,78	20,28	20,10	19,27	30,95	26,01	25,34	20,00	20,33	19,00	17,02	20,75	18,35	15,21	14,27	16,00
	16,83	17,50	20,84	16,22	19,75	20,74	21,51	19,00	18,08	16,77	21,48	19,90	31,10	22,09	12,63	21,05
	19,06	21,33	21,46	18,49	27,09	23,80	19,21	17,48	22,78	21,42	24,16	25,97	18,55	16,13	22,17	23,07
	16,00	24,03	17,25	15,60	22,64	24,44	25,07	22,72	16,21	18,19	14,77	19,45	15,31	16,71	15,40	17,24
átlag	19,74	21,17	20,13	18,38	23,33	22,21	22,28	20,17	18,85	19,37	19,85	21,45	20,84	17,67	17,72	19,30
szórás	3,97	3,04	1,93	2,08	4,47	2,78	3,93	2,54	2,38	1,90	3,54	2,79	5,92	2,30	3,64	2,69

Cu 2000 ősz

	0,1m	0,1m	1,5m	1,5m	3m	3m	5m	5m	10m	10m	25m	25m	50m	50m	100m	100m
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
	17,86	23,41	16,16	18,06	18,47	19,34	23,01	17,82	21,74	20,17	19,91	20,68	16,09	18,57	26,51	25,18
	17,55	18,89	22,71	19,00	21,87	25,70	20,63	21,22	24,11	18,54	19,76	18,00	21,27	23,44	19,74	18,53
	20,36	15,34	19,35	24,33	19,13	23,48	21,47	20,78	19,74	17,87	15,48	18,47	17,40	21,46	18,03	17,55
	22,05	22,61	25,60	21,64	26,00	22,31	23,61	21,35	20,48	31,99	23,82	23,13	17,82	21,01	20,88	21,73
	17,23	20,70	24,99	25,29	23,43	27,77	17,33	16,43	18,23	18,47	20,59	21,93	22,17	20,37	17,00	19,00
	13,62	18,56	18,74	18,37	17,25	19,45	17,91	19,14	26,26	27,13	17,15	18,38	16,61	17,88	17,37	23,01
	16,47	17,90	16,71	19,63	30,17	33,07	19,22	19,04	19,00	25,80	17,08	25,13	14,00	16,51	21,60	21,64
átlag	17,88	19,63	20,61	20,90	22,33	24,45	20,45	19,40	21,37	22,85	19,11	20,82	17,91	19,89	20,16	20,95
szórás	2,71	2,81	3,84	2,92	4,61	4,89	2,43	1,85	2,90	5,48	2,79	2,73	2,89	2,37	3,30	2,72

5. Melléklet

Növényminták nehézfémtartalmának eredményei, mg kg^{-1}

Pb 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,37	0,00	0,31	0,00	2,17
	0,00	0,00	0,00	1,33	0,00
	4,74	0,69	0,26	0,15	0,25
	1,17	1,54	0,00	0,00	0,12
	0,00	0,00	1,73	1,50	0,00
	2,63	2,13	0,82	0,00	0,00
	1,02	1,43	1,49	0,24	1,03
átlag	1,42	0,83	0,66	0,46	0,51
szórás	1,72	0,88	0,71	0,66	0,82

Pb 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	1,44	0,53	1,45	0,51	0,48
	0,28	1,61	1,20	1,34	0,13
	7,40	0,30	0,73	0,00	1,55
	0,00	0,00	0,62	0,16	0,00
	1,16	3,25	1,46	0,00	1,19
	0,31	1,02	0,00	4,26	2,27
	2,39	0,20	0,00	0,23	0,73
átlag	1,85	0,99	0,78	0,93	0,91
szórás	2,58	1,14	0,62	1,54	0,82

Pb 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,10	1,10	0,00	0,00	0,98
	0,89	0,68	0,54	0,15	0,00
	0,00	0,00	0,20	0,12	0,00
	3,43	0,00	1,76	0,00	1,63
	1,72	0,41	0,00	1,88	1,18
	0,00	0,10	1,00	0,70	0,40
	0,70	0,00	0,21	0,00	0,00
átlag	0,98	0,33	0,53	0,41	0,60
szórás	1,25	0,43	0,65	0,70	0,67

Pb 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,29	0,00	0,13	0,18	0,00
	3,83	0,66	0,50	0,00	0,10
	2,28	1,25	0,00	0,00	0,46
	0,12	0,43	0,00	1,13	0,00
	0,00	0,80	0,00	0,30	1,62
	1,30	1,74	1,41	1,22	0,00
	0,71	0,00	2,35	0,00	0,00
átlag	1,22	0,70	0,63	0,40	0,31
szórás	1,40	0,64	0,92	0,54	0,60

Pb 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	2,54	0,00	0,41	0,00	0,00
	0,00	1,13	0,00	3,21	1,69
	0,00	1,59	1,33	1,70	0,00
	1,05	0,20	0,00	0,00	0,00
	0,44	0,00	0,91	0,26	0,59
	0,00	0,62	0,42	0,00	0,26
	1,76	1,40	0,75	0,00	0,00
átlag	0,83	0,71	0,55	0,74	0,36
szórás	1,00	0,67	0,49	1,25	0,63

Pb 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,58	0,00	0,12	0,00	0,00
	0,21	1,10	0,00	0,00	2,16
	0,00	0,00	1,24	0,00	0,35
	1,42	0,25	0,76	0,59	0,50
	0,00	0,48	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,10	0,31	0,14
	1,94	0,00	0,00	0,19	0,00
átlag	0,59	0,26	0,32	0,16	0,45
szórás	0,79	0,41	0,49	0,23	0,78

Cd 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,00	0,21	0,00	0,22	0,00
	0,20	0,00	0,12	0,00	0,13
	0,00	0,10	0,10	0,00	0,15
	0,16	0,10	0,00	0,00	0,10
	0,08	0,00	0,12	0,10	0,00
	0,10	0,15	0,18	0,13	0,10
	0,12	0,00	0,00	0,10	0,11
átlag	0,09	0,08	0,07	0,08	0,08
szórás	0,08	0,08	0,07	0,08	0,06

Cd 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,19	0,10	0,00	0,14	0,00
	0,00	0,15	0,20	0,00	0,08
	0,00	0,12	0,00	0,16	0,00
	0,24	0,10	0,10	0,00	0,12
	0,10	0,00	0,10	0,00	0,12
	0,21	0,20	0,00	0,10	0,00
	0,09	0,11	0,00	0,12	0,00
átlag	0,12	0,11	0,06	0,07	0,05
szórás	0,10	0,06	0,08	0,07	0,06

Cd 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,15	0,10	0,00	0,12	0,00
	0,00	0,07	0,12	0,00	0,10
	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,19	0,10	0,00	0,00	0,00
	0,20	0,11	0,00	0,13	0,00
	0,00	0,13	0,15	0,07	0,10
	0,10	0,00	0,00	0,00	0,10
átlag	0,11	0,07	0,04	0,05	0,04
szórás	0,08	0,05	0,07	0,06	0,05

Cd 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,14	0,00	0,00	0,00	0,10
	0,10	0,00	0,13	0,00	0,00
	0,20	0,10	0,00	0,00	0,13
	0,00	0,00	0,00	0,15	0,19
	0,20	0,00	0,00	0,11	0,00
	0,00	0,17	0,00	0,00	0,10
	0,00	0,11	0,00	0,20	0,00
átlag	0,09	0,05	0,02	0,07	0,07
szórás	0,09	0,07	0,05	0,09	0,08

Cd 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00
	0,10	0,10	0,00	0,00	0,10
	0,19	0,15	0,00	0,17	0,00
	0,00	0,05	0,15	0,00	0,00
	0,24	0,00	0,00	0,00	0,12
	0,00	0,13	0,09	0,10	0,09
	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
átlag	0,10	0,06	0,05	0,04	0,04
szórás	0,10	0,07	0,07	0,07	0,06

Cd 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00
	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00
	0,10	0,14	0,00	0,08	0,12
	0,16	0,00	0,10	0,10	0,00
	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00
	0,10	0,15	0,13	0,00	0,10
	0,14	0,00	0,17	0,00	0,00
átlag	0,09	0,06	0,07	0,04	0,03
szórás	0,06	0,07	0,07	0,05	0,05

Zn 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	36,04	29,33	19,23	36,44	23,11
	82,58	24,21	25,60	35,24	21,00
	27,10	36,48	39,74	21,10	47,05
	38,62	41,12	37,37	69,26	28,55
	42,27	22,90	25,00	32,53	35,30
	28,15	37,43	64,72	51,00	20,76
	34,75	44,92	31,58	22,31	37,17
átlag	41,36	33,77	34,75	38,27	30,42
szórás	18,96	8,45	15,05	16,92	9,87

Zn 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	22,19	23,23	40,15	28,35	30,10
	27,34	29,49	26,60	27,28	15,41
	27,00	74,14	22,46	21,40	28,18
	34,86	35,38	31,78	34,87	35,30
	29,57	21,30	39,02	23,06	28,07
	42,00	28,75	33,67	39,00	31,65
	38,64	20,12	18,30	47,99	36,09
átlag	31,66	33,20	30,28	31,71	29,26
szórás	7,07	18,83	8,22	9,49	6,88

Zn 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	19,13	25,00	32,41	22,45	34,52
	26,40	21,60	38,15	27,50	56,07
	43,61	32,41	37,36	30,74	31,77
	37,58	27,36	21,04	25,66	25,36
	33,47	27,02	46,88	17,80	28,26
	47,89	20,44	24,63	37,69	40,10
	40,11	39,10	20,10	38,98	22,39
átlag	35,46	27,56	31,51	28,69	34,07
szórás	10,00	6,45	10,02	7,74	11,34

Zn 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	57,16	29,60	35,71	25,19	30,54
	23,52	37,41	24,55	61,05	31,70
	34,40	21,00	32,12	28,44	27,15
	31,09	26,39	25,30	23,38	18,90
	22,36	26,15	48,89	35,20	24,63
	26,82	17,20	32,76	21,07	25,12
	42,99	28,28	20,40	20,00	22,58
átlag	34,05	26,58	31,39	30,62	25,80
szórás	12,40	6,44	9,42	14,36	4,45

Zn 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	23,29	46,34	18,66	27,08	39,10
	37,41	29,71	26,42	26,14	24,51
	51,17	24,57	29,49	33,63	27,58
	28,60	31,25	34,15	27,40	41,22
	35,02	25,80	22,28	64,19	30,45
	61,95	38,79	37,89	30,09	19,62
	32,84	21,07	31,40	33,68	23,21
átlag	38,61	31,08	28,61	34,60	29,38
szórás	13,45	8,80	6,70	13,40	8,12

Zn 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	35,23	71,20	40,17	26,31	18,59
	26,74	25,64	37,42	29,47	25,74
	32,32	33,14	48,55	25,60	24,34
	17,56	29,54	17,49	37,81	36,10
	38,99	37,28	31,76	29,29	55,36
	45,17	24,33	36,40	43,65	22,80
	23,41	44,19	52,09	35,00	30,95
átlag	31,35	37,90	37,70	32,45	30,55
szórás	9,49	16,21	11,38	6,64	12,32

Ni 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	1,16	5,30	4,26	2,14	3,55
	5,21	2,06	2,69	8,26	3,06
	2,90	2,89	3,12	3,65	2,41
	1,46	4,51	4,64	0,95	3,26
	3,22	2,44	1,00	3,27	5,71
	4,02	2,68	3,91	3,44	4,89
	2,57	3,28	1,30	5,12	1,01
átlag	2,93	3,31	2,99	3,83	3,41
szórás	1,41	1,18	1,42	2,34	1,55

Ni 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	4,35	1,44	4,34	2,58	7,07
	7,57	5,17	3,99	1,24	3,41
	2,13	2,34	2,65	2,64	4,66
	2,40	2,02	3,12	5,11	3,00
	5,77	3,76	3,46	3,07	1,34
	1,31	2,11	5,21	2,87	5,08
	3,05	3,27	1,10	1,00	1,33
átlag	3,80	2,87	3,41	2,64	3,70
szórás	2,23	1,28	1,32	1,35	2,08

Ni 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	2,34	3,06	1,17	3,33	3,25
	5,68	1,52	4,32	1,00	3,99
	4,06	3,75	2,88	5,79	3,54
	3,42	4,79	3,20	4,26	2,16
	3,10	5,10	1,63	3,20	2,00
	3,27	2,34	2,34	2,07	3,14
	2,00	3,65	3,00	3,11	1,70
átlag	3,41	3,46	2,65	3,25	2,83
szórás	1,21	1,28	1,05	1,53	0,87

Ni 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	4,75	3,62	3,12	1,06	3,71
	11,24	3,55	4,76	4,25	4,89
	2,12	6,17	2,54	1,21	1,00
	2,61	2,90	3,24	2,09	2,33
	3,00	4,67	7,29	2,66	2,10
	5,02	0,77	5,14	3,41	3,07
	1,40	2,34	3,00	5,39	3,12
átlag	4,31	3,43	4,16	2,87	2,89
szórás	3,33	1,71	1,68	1,59	1,24

Ni 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	2,33	1,30	3,51	2,35	1,40
	1,63	3,16	2,73	2,33	3,00
	3,50	2,76	4,69	2,61	2,06
	5,12	3,44	1,11	4,27	3,14
	1,10	6,89	5,27	3,60	3,66
	3,48	5,37	2,44	6,03	5,09
	9,41	1,24	1,15	3,71	1,42
átlag	3,80	3,45	2,99	3,56	2,82
szórás	2,82	2,07	1,61	1,32	1,33

Ni 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	5,05	4,73	2,01	4,39	1,00
	2,74	4,98	1,43	3,85	3,26
	1,37	2,35	2,22	2,34	3,10
	3,04	2,14	5,78	3,12	2,44
	3,66	3,01	2,62	2,04	2,79
	2,14	4,28	5,36	1,09	1,61
	2,20	1,00	0,96	2,17	3,01
átlag	2,89	3,21	2,91	2,71	2,46
szórás	1,20	1,49	1,90	1,14	0,85

Cr 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,13	0,23	0,00	0,17	0,13
	0,17	0,15	0,00	0,10	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
	0,00	0,00	0,25	0,21	0,15
	0,20	0,12	0,19	0,11	0,20
	0,17	0,19	0,00	0,31	0,00
	0,00	0,12	0,20	0,00	0,00
átlag	0,10	0,12	0,09	0,13	0,09
szórás	0,09	0,09	0,12	0,11	0,09

Cr 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,00	0,32	0,00	0,12	0,20
	0,71	0,18	0,11	0,00	0,00
	0,12	0,13	0,00	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,31	0,19
	0,58	0,00	0,41	0,00	0,00
	0,11	0,24	0,28	0,00	0,13
	0,48	0,21	0,14	0,15	0,10
átlag	0,29	0,15	0,13	0,08	0,09
szórás	0,30	0,12	0,16	0,12	0,09

Cr 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,15	0,10	0,00	0,18	0,00
	0,20	0,31	0,00	0,18	0,21
	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00
	0,00	0,00	0,00	0,27	0,16
	0,19	0,00	0,14	0,12	0,10
	0,12	0,17	0,00	0,15	0,13
	0,11	0,00	0,15	0,00	0,00
átlag	0,11	0,08	0,07	0,13	0,09
szórás	0,08	0,12	0,09	0,10	0,09

Cr 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,35	0,28	0,19	0,00	0,00
	0,12	0,17	0,00	0,48	0,00
	0,10	0,11	0,32	0,00	0,20
	0,10	0,00	0,17	0,18	0,00
	0,62	0,74	0,17	0,10	0,16
	0,55	0,00	0,00	0,13	0,10
	0,14	0,22	0,24	0,12	0,27
átlag	0,28	0,22	0,16	0,14	0,10
szórás	0,22	0,25	0,12	0,16	0,11

Cr 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,00	0,00	0,15	0,00	0,12
	0,52	0,17	0,17	0,00	0,00
	0,17	0,22	0,00	0,00	0,13
	0,00	0,14	0,10	0,19	0,10
	0,62	0,00	0,30	0,00	0,26
	0,13	0,00	0,21	0,15	0,43
	0,76	0,05	0,11	0,25	0,00
átlag	0,31	0,08	0,15	0,08	0,15
szórás	0,31	0,09	0,09	0,11	0,15

Cr 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	0,13	0,00	0,00	0,14	0,00
	0,11	0,21	0,31	0,00	0,13
	0,00	0,18	0,16	0,00	0,00
	0,00	0,11	0,00	0,22	0,00
	0,34	0,00	0,28	0,13	0,15
	0,00	0,00	0,14	0,00	0,26
	0,17	0,00	0,10	0,00	0,11
átlag	0,11	0,07	0,14	0,07	0,09
szórás	0,12	0,09	0,12	0,09	0,10

Cu 1998 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	5,97	4,53	6,81	3,42	5,47
	3,24	3,27	7,20	5,38	3,14
	4,41	4,55	2,74	2,56	4,31
	7,13	1,20	3,45	4,21	1,00
	3,62	3,61	3,05	4,49	5,78
	2,79	3,50	4,62	2,53	2,10
	4,26	5,87	4,58	2,75	3,59
átlag	4,49	3,79	4,64	3,62	3,63
szórás	1,55	1,45	1,77	1,10	1,73

Cu 1998 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	4,10	2,27	3,40	4,37	1,68
	12,36	3,45	6,82	5,22	3,74
	3,51	3,16	4,57	4,28	3,46
	5,67	6,73	1,31	2,17	3,29
	5,07	4,38	3,61	6,70	6,30
	4,33	3,98	1,59	3,04	2,41
	7,59	3,42	4,71	3,15	3,07
átlag	6,09	3,91	3,72	4,13	3,42
szórás	3,07	1,41	1,90	1,52	1,45

Cu 1999 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	4,42	3,51	4,36	1,89	5,53
	6,29	2,33	1,22	7,75	2,74
	3,47	7,69	5,38	4,12	5,12
	3,34	2,96	2,84	4,64	4,48
	4,15	4,56	3,15	2,37	3,00
	2,48	4,89	5,08	5,50	3,56
	5,10	3,13	3,77	3,61	5,71
átlag	4,18	4,15	3,69	4,27	4,31
szórás	1,26	1,80	1,44	1,98	1,22

Cu 1999 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	3,25	2,43	4,80	3,61	5,41
	8,68	4,75	3,74	6,50	4,58
	4,06	1,80	5,26	7,38	3,25
	4,74	3,46	2,12	4,06	1,17
	5,23	6,25	3,68	3,66	5,87
	11,37	3,79	4,47	4,13	9,53
	3,44	3,82	3,26	1,99	5,00
átlag	5,82	3,76	3,90	4,48	4,97
szórás	3,05	1,47	1,05	1,84	2,56

Cu 2000 tavasz

	5m	10m	25m	50m	100m
	6,21	5,17	9,27	5,62	6,94
	11,30	2,41	4,41	3,25	3,55
	3,79	3,77	2,57	4,38	6,37
	4,05	3,85	6,73	6,24	4,69
	4,52	3,49	8,06	2,43	3,11
	5,20	5,89	2,42	2,15	3,67
	3,64	5,32	3,58	3,52	3,61
átlag	5,53	4,27	5,29	3,94	4,56
szórás	2,70	1,23	2,74	1,55	1,52

Cu 2000 ősz

	5m	10m	25m	50m	100m
	3,12	2,36	2,58	4,68	3,33
	5,68	5,00	5,61	4,34	5,01
	4,50	8,75	1,42	5,22	4,36
	8,03	6,11	4,07	3,50	3,98
	5,26	3,41	6,88	4,58	2,65
	4,99	4,08	3,16	1,16	3,28
	3,26	3,74	2,35	6,70	5,15
átlag	4,98	4,78	3,72	4,31	3,97
szórás	1,66	2,12	1,93	1,70	0,94

6. Melléklet

Különböző távolságokban gyűjtött talajmintákban mért elemkoncentrációk közötti szignifikancia szintek értékei (Student-féle t-teszt)

Pb 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0014	0,0750	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0029	0,0708	0,0065	0,0017	0,0008	0,0004
3m			*	0,0007	0,0003	0,0002	0,0002	0,0002
5m				*	0,4875	0,2814	0,1778	0,1053
10m					*	0,6065	0,3449	0,1664
25m						*	0,5884	0,2569
50m							*	0,5010
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1590	0,0088	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0028	0,0034	0,0003	0,0003	0,0001	0,0001
3m			*	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,1692	0,1716	0,0497	0,0652
10m					*	0,9324	0,4666	0,5739
25m						*	0,3727	0,4797
50m							*	0,8515
100m								*

Pb 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0134	0,0268	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0005	0,0698	0,0026	0,0018	0,0034	0,0007
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,0741	0,0508	0,1048	0,0145
10m					*	0,8907	0,7234	0,2084
25m						*	0,5710	0,1646
50m							*	0,0984
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0869	0,0149	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0017	0,0122	0,0011	0,0025	0,0018	0,0014
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,0203	0,1178	0,0631	0,0386
10m					*	0,3568	0,5577	0,7699
25m						*	0,7293	0,5331
50m							*	0,7748
100m								*

Pb 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0096	0,1361	0,0048	0,0002	0,0002	0,0001	0,0001
1,5m		*	0,0018	0,4844	0,0103	0,0069	0,0030	0,0017
3m			*	0,0011	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001
5m				*	0,1117	0,0869	0,0457	0,0292
10m					*	0,8179	0,3488	0,1581
25m						*	0,4381	0,1909
50m							*	0,5606
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0072	0,0186	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0001	0,0320	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,0360	0,0577	0,0475	0,0171
10m					*	0,5963	0,7516	0,6622
25m						*	0,8259	0,2699
50m							*	0,4023
100m								*

Pb 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0056	0,0208	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0003	0,1173	0,0083	0,0028	0,0038	0,0008
3m			*	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,1458	0,0391	0,0583	0,0079
10m					*	0,2924	0,4534	0,0331
25m						*	0,7482	0,2485
50m							*	0,1416
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0506	0,0097	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0006	0,0062	0,0008	0,0012	0,0007	0,0004
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,1073	0,1838	0,0969	0,0386
10m					*	0,7501	0,9874	0,6438
25m						*	0,7500	0,4274
50m							*	0,6113
100m								*

Pb 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0030	0,0315	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0005	0,0408	0,0008	0,0005	0,0003	0,0002
3m			*	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,0915	0,0624	0,0338	0,0304
10m					*	0,8149	0,4512	0,4338
25m						*	0,5673	0,5523
50m							*	0,9836
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0467	0,0079	0,0006	0,0001	0,0001	0,0002	0,0001
1,5m		*	0,0002	0,0122	0,0013	0,0008	0,0021	0,0006
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,3538	0,2096	0,5153	0,1703
10m					*	0,6054	0,7011	0,4996
25m						*	0,3871	0,9096
50m							*	0,2994
100m								*

Pb 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0026	0,0082	0,0004	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0001	0,2748	0,0229	0,0061	0,0118	0,0025
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,2302	0,0678	0,1297	0,0279
10m					*	0,2366	0,5689	0,0542
25m						*	0,4979	0,3814
50m							*	0,1290
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0194	0,0117	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0004	0,0023	0,0006	0,0009	0,0005	0,0003
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,1433	0,2440	0,0880	0,0169
10m					*	0,9553	0,6432	0,1879
25m						*	0,6646	0,2592
50m							*	0,4372
100m								*

Zn 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0260	0,1761	0,0004	0,0002	0,0001	0,0002	0,0001
1,5m		*	0,0039	0,1403	0,0436	0,0265	0,0573	0,0390
3m			*	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
5m				*	0,1769	0,0484	0,2788	0,1238
10m					*	0,7607	0,7811	0,9486
25m						*	0,5221	0,6417
50m							*	0,7970
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1151	0,1499	0,0055	0,0030	0,0035	0,0015	0,0019
1,5m		*	0,0030	0,0444	0,0168	0,0226	0,0057	0,0078
3m			*	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000
5m				*	0,6010	0,5784	0,1711	0,2596
10m					*	0,8778	0,2568	0,4176
25m						*	0,4750	0,6553
50m							*	0,7040
100m								*

Zn 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0695	0,1432	0,0004	0,0002	0,0002	0,0003	0,0001
1,5m		*	0,0031	0,0007	0,0002	0,0002	0,0004	0,0001
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,4908	0,3976	0,7669	0,1634
10m					*	0,8547	0,6977	0,4526
25m						*	0,5790	0,5865
50m							*	0,2692
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8876	0,0250	0,0171	0,0478	0,0315	0,0211	0,0215
1,5m		*	0,0274	0,0082	0,0259	0,0159	0,0099	0,0105
3m			*	0,0002	0,0004	0,0003	0,0002	0,0002
5m				*	0,3961	0,5051	0,6572	0,8036
10m					*	0,7870	0,5657	0,5253
25m						*	0,7437	0,6743
50m							*	0,8742
100m								*

Zn 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1061	0,0754	0,0010	0,0004	0,0003	0,0008	0,0004
1,5m		*	0,0029	0,0240	0,0070	0,0062	0,0156	0,0079
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,2151	0,1699	0,5266	0,2593
10m					*	0,8499	0,7662	0,9411
25m						*	0,6779	0,8031
50m							*	0,8102
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4921	0,0305	0,0098	0,0039	0,0167	0,0050	0,0034
1,5m		*	0,0843	0,0026	0,0011	0,0043	0,0014	0,0010
3m			*	0,0005	0,0003	0,0007	0,0004	0,0003
5m				*	0,3590	0,6684	0,4763	0,2711
10m					*	0,2045	0,8734	0,7748
25m						*	0,2839	0,1574
50m							*	0,6811
100m								*

Zn 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0496	0,1333	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000
1,5m		*	0,0050	0,0004	0,0005	0,0002	0,0002	0,0001
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,7969	0,9502	0,6059	0,3634
10m					*	0,7398	0,8524	0,5945
25m						*	0,5196	0,2797
50m							*	0,6816
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1518	0,1336	0,0008	0,0101	0,0011	0,0027	0,0009
1,5m		*	0,0108	0,0094	0,1278	0,0148	0,0437	0,0124
3m			*	0,0001	0,0010	0,0002	0,0003	0,0002
5m				*	0,2803	0,6863	0,1426	0,8308
10m					*	0,3898	0,8030	0,3391
25m						*	0,2930	0,8572
50m							*	0,2246
100m								*

Zn 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0098	0,2166	0,0001	0,0001	0,0000	0,0001	0,0001
1,5m		*	0,0020	0,0099	0,0164	0,0033	0,0060	0,0076
3m			*	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,9579	0,4143	0,6185	0,8613
10m					*	0,4727	0,6380	0,8433
25m						*	0,8036	0,5088
50m							*	0,7292
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,7081	0,0356	0,0046	0,0047	0,0153	0,0046	0,0134
1,5m		*	0,0196	0,0181	0,0178	0,0484	0,0179	0,0480
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,8364	0,4829	0,9194	0,0991
10m					*	0,4409	0,9120	0,1286
25m						*	0,4628	0,7557
50m							*	0,1116
100m								*

Zn 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1184	0,1351	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
1,5m		*	0,0088	0,0020	0,0037	0,0028	0,0047	0,0029
3m			*	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
5m				*	0,7146	0,8084	0,9167	0,9687
10m					*	0,8934	0,8660	0,7804
25m						*	0,9457	0,8680
50m							*	0,9476
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,3104	0,0682	0,0001	0,0001	0,0004	0,0001	0,0001
1,5m		*	0,0211	0,0065	0,0061	0,0218	0,0075	0,0058
3m			*	0,0001	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001
5m				*	0,9009	0,3576	0,7961	0,9695
10m					*	0,3628	0,8685	0,8590
25m						*	0,4521	0,3241
50m							*	0,7526
100m								*

Cd 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,3574	0,2835	0,1571	0,0552	0,0957	0,0443	0,0379
1,5m		*	0,0410	0,5872	0,2205	0,4026	0,1708	0,1413
3m			*	0,0102	0,0023	0,0042	0,0018	0,0015
5m				*	0,3584	0,7488	0,2524	0,1926
10m					*	0,2393	0,6370	0,4013
25m						*	0,0931	0,0436
50m							*	0,6889
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,9889	0,0914	0,3279	0,0748	0,0185	0,0209	0,0072
1,5m		*	0,0880	0,2832	0,0505	0,0102	0,0123	0,0036
3m			*	0,0332	0,0153	0,0083	0,0085	0,0056
5m				*	0,2651	0,0425	0,0526	0,0110
10m					*	0,1980	0,2310	0,0376
25m						*	0,9487	0,3072
50m							*	0,4177
100m								*

Cd 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0383	0,2593	0,0029	0,0004	0,0002	0,0003	0,0002
1,5m		*	0,0283	0,1910	0,0308	0,0104	0,0169	0,0076
3m			*	0,0080	0,0036	0,0022	0,0028	0,0019
5m				*	0,3073	0,0964	0,1687	0,0686
10m					*	0,3648	0,6260	0,2631
25m						*	0,6536	0,8311
50m							*	0,5042
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,5450	0,0761	0,0530	0,0622	0,0407	0,0590	0,0365
1,5m		*	0,0098	0,0513	0,0611	0,0335	0,0527	0,0254
3m			*	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002	0,0002
5m				*	0,7615	0,7954	0,7123	0,7685
10m					*	0,5444	0,9709	0,4758
25m						*	0,4745	1,0000
50m							*	0,3743
100m								*

Cd 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8563	0,0846	0,2095	0,0512	0,0679	0,0404	0,0284
1,5m		*	0,0651	0,0506	0,0031	0,0043	0,0025	0,0009
3m			*	0,0058	0,0014	0,0017	0,0012	0,0008
5m				*	0,2360	0,3491	0,1685	0,0945
10m					*	0,6835	0,7359	0,5167
25m						*	0,4695	0,2562
50m							*	0,8228
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8674	0,0606	0,1281	0,0550	0,0497	0,0548	0,0314
1,5m		*	0,0822	0,1517	0,0715	0,0657	0,0760	0,0471
3m			*	0,0143	0,0091	0,0087	0,0096	0,0073
5m				*	0,3844	0,3457	0,4462	0,2255
10m					*	0,9453	0,8153	0,8242
25m						*	0,7563	0,8826
50m							*	0,6074
100m								*

Cd 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,9494	0,0139	0,0344	0,0249	0,0101	0,0370	0,0125
1,5m		*	0,0085	0,0099	0,0067	0,0015	0,0090	0,0020
3m			*	0,0001	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000
5m				*	0,7774	0,4147	0,7627	0,5246
10m					*	0,6495	0,5339	0,7762
25m						*	0,1447	0,8035
50m							*	0,2285
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,5782	0,0580	0,1778	0,0622	0,1208	0,0715	0,0709
1,5m		*	0,0850	0,0126	0,0020	0,0074	0,0027	0,0030
3m			*	0,0028	0,0011	0,0021	0,0012	0,0013
5m				*	0,1600	0,5899	0,2276	0,2345
10m					*	0,4582	0,8641	0,9381
25m						*	0,5642	0,5458
50m							*	0,9413
100m								*

Cd 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8139	0,0724	0,0711	0,0214	0,0067	0,0080	0,0046
1,5m		*	0,0513	0,0743	0,0180	0,0039	0,0048	0,0025
3m			*	0,0088	0,0047	0,0029	0,0032	0,0024
5m				*	0,5920	0,3436	0,4168	0,2551
10m					*	0,6859	0,8181	0,5257
25m						*	0,8049	0,7607
50m							*	0,5705
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4714	0,0185	0,0293	0,2052	0,0233	0,0052	0,0049
1,5m		*	0,0380	0,0068	0,0630	0,0056	0,0013	0,0011
3m			*	0,0021	0,0054	0,0018	0,0010	0,0011
5m				*	0,3961	0,7952	0,2287	0,3353
10m					*	0,3094	0,0870	0,1159
25m						*	0,3595	0,5388
50m							*	0,6265
100m								*

Cd 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,7749	0,0366	0,2036	0,0683	0,0532	0,0879	0,0732
1,5m		*	0,0347	0,0427	0,0055	0,0035	0,0088	0,0074
3m			*	0,0027	0,0010	0,0008	0,0012	0,0011
5m				*	0,2685	0,1705	0,4020	0,3046
10m					*	0,7024	0,7454	0,9709
25m						*	0,4942	0,7894
50m							*	0,7585
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8816	0,1541	0,1652	0,0269	0,0377	0,0490	0,0250
1,5m		*	0,1510	0,3180	0,1014	0,1223	0,1567	0,1030
3m			*	0,0409	0,0187	0,0209	0,0246	0,0190
5m				*	0,3270	0,4101	0,5646	0,3360
10m					*	0,8835	0,5291	0,8854
25m						*	0,6810	0,9670
50m							*	0,5507
100m								*

Ni 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6485	0,9968	0,3266	0,0312	0,0045	0,0117	0,1356
1,5m		*	0,7489	0,5817	0,0961	0,0187	0,0342	0,2993
3m			*	0,4670	0,1259	0,0444	0,0545	0,2750
5m				*	0,3166	0,0955	0,1218	0,6594
10m					*	0,4025	0,4256	0,5670
25m						*	0,8954	0,1919
50m							*	0,2246
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,9945	0,1957	0,2388	0,3379	0,3298	0,4624	0,2237
1,5m		*	0,1870	0,2284	0,3296	0,3203	0,4564	0,2120
3m			*	0,0265	0,0430	0,0388	0,0659	0,0231
5m				*	0,8743	0,8286	0,7133	0,9705
10m					*	0,9672	0,8408	0,8911
25m						*	0,8622	0,8423
50m							*	0,7193
100m								*

Ni 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,3499	0,2730	0,2212	0,5892	0,1314	0,3049	0,1199
1,5m		*	0,0488	0,8027	0,6975	0,6117	0,8702	0,4755
3m			*	0,0225	0,1113	0,0098	0,0469	0,0131
5m				*	0,5139	0,7880	0,9567	0,5943
10m					*	0,3583	0,6034	0,2915
25m						*	0,7849	0,7287
50m							*	0,6135
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,2370	0,6830	0,1692	0,0636	0,3373	0,0499	0,3563
1,5m		*	0,4170	0,8451	0,4471	0,9248	0,3538	0,8016
3m			*	0,3114	0,1251	0,5367	0,0974	0,5859
5m				*	0,5594	0,7930	0,4445	0,6572
10m					*	0,4621	0,8295	0,3273
25m						*	0,3789	0,8991
50m							*	0,2586
100m								*

Ni 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,2870	0,4711	0,1559	0,0934	0,1243	0,0384	0,1494
1,5m		*	0,0694	0,6785	0,4189	0,5729	0,1814	0,6740
3m			*	0,0306	0,0180	0,0229	0,0063	0,0279
5m				*	0,6486	0,8762	0,3013	0,9930
10m					*	0,7481	0,6004	0,6309
25m						*	0,3619	0,8637
50m							*	0,2775
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6180	0,5902	0,2604	0,0779	0,1757	0,1774	0,0665
1,5m		*	0,3171	0,5230	0,1610	0,3508	0,3684	0,1460
3m			*	0,1172	0,0374	0,0823	0,0803	0,0310
5m				*	0,3418	0,6928	0,7517	0,3309
10m					*	0,5889	0,5048	0,9468
25m						*	0,9197	0,6050
50m							*	0,5106
100m								*

Ni 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,7394	0,5652	0,7164	0,2321	0,9100	0,1270	0,4496
1,5m		*	0,3761	0,9718	0,3877	0,8316	0,2426	0,6933
3m			*	0,3647	0,0915	0,5034	0,0430	0,1871
5m				*	0,4148	0,8069	0,2673	0,7268
10m					*	0,2909	0,8158	0,5805
25m						*	0,1724	0,5386
50m							*	0,3790
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,9074	0,8036	0,9575	0,2208	0,5190	0,1050	0,6820
1,5m		*	0,8886	0,9395	0,1385	0,3925	0,0617	0,5774
3m			*	0,8186	0,0897	0,2911	0,0393	0,4806
5m				*	0,1257	0,3973	0,0536	0,6033
10m					*	0,4015	0,4794	0,4304
25m						*	0,1621	0,8673
50m							*	0,2109
100m								*

Ni 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,2513	0,3294	0,0950	0,2953	0,0721	0,4570	0,3393
1,5m		*	0,0217	0,4151	0,9177	0,3075	0,6667	0,8261
3m			*	0,0061	0,0301	0,0043	0,0681	0,0379
5m				*	0,3831	0,8335	0,2663	0,3315
10m					*	0,2866	0,7453	0,9102
25m						*	0,2001	0,2463
50m							*	0,8273
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,7721	0,5718	0,6135	0,2966	0,4606	0,1862	0,1922
1,5m		*	0,4060	0,8368	0,4683	0,6645	0,3166	0,3073
3m			*	0,2969	0,1189	0,2066	0,0700	0,0794
5m				*	0,5982	0,8162	0,4148	0,3931
10m					*	0,7723	0,7529	0,6734
25m						*	0,5591	0,5149
50m							*	0,8726
100m								*

Ni 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,2970	0,2107	0,4604	0,1115	0,2753	0,0704	0,1652
1,5m		*	0,0211	0,7221	0,4800	0,8415	0,2709	0,6684
3m			*	0,0424	0,0052	0,0261	0,0042	0,0088
5m				*	0,2975	0,6213	0,1724	0,4372
10m					*	0,7232	0,5565	0,7700
25m						*	0,4529	0,8888
50m							*	0,4264
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,3944	0,6719	0,1596	0,0562	0,0717	0,0821	0,2382
1,5m		*	0,2183	0,5914	0,2710	0,3228	0,3671	0,7821
3m			*	0,0782	0,0266	0,0344	0,0390	0,1193
5m				*	0,5229	0,6052	0,6836	0,7674
10m					*	0,9111	0,8100	0,3481
25m						*	0,9022	0,4175
50m							*	0,4781
100m								*

Cr 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6865	0,0167	0,0671	0,5614	0,9786	0,3880	0,2908
1,5m		*	0,0394	0,1803	0,8835	0,7410	0,7577	0,5220
3m			*	0,2065	0,0421	0,0287	0,0271	0,1142
5m				*	0,2019	0,1196	0,1291	0,5266
10m					*	0,6318	0,8862	0,5952
25m						*	0,4991	0,3609
50m							*	0,6072
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6692	0,4328	0,8569	0,5666	0,7440	0,3251	0,2941
1,5m		*	0,6164	0,5366	0,8730	0,9443	0,4714	0,1388
3m			*	0,3584	0,6960	0,5986	0,8451	0,1243
5m				*	0,4460	0,6158	0,2662	0,3744
10m					*	0,8303	0,5388	0,1092
25m						*	0,4623	0,1877
50m							*	0,0902
100m								*

Cr 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,5293	0,0318	0,5939	0,7810	0,7831	0,9492	0,2739
1,5m		*	0,0060	0,1931	0,2726	0,6048	0,4381	0,0434
3m			*	0,0469	0,0205	0,0058	0,0079	0,0684
5m				*	0,7220	0,2937	0,4127	0,5194
10m					*	0,4351	0,6136	0,2432
25m						*	0,7395	0,0416
50m							*	0,0674
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,2564	0,8167	0,4780	0,6190	0,7741	0,3315	0,5716
1,5m		*	0,5446	0,8040	0,2011	0,1429	0,8946	0,0957
3m			*	0,7212	0,5384	0,6475	0,5458	0,5004
5m				*	0,3186	0,3290	0,7600	0,2335
10m					*	0,7658	0,2338	0,9432
25m						*	0,2247	0,7626
50m							*	0,1610
100m								*

Cr 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1836	0,0617	0,5533	0,9910	0,9382	0,4521	0,3637
1,5m		*	0,4707	0,4508	0,1382	0,2423	0,4138	0,6531
3m			*	0,1669	0,0441	0,0860	0,1381	0,2618
5m				*	0,4932	0,6385	0,9681	0,7535
10m					*	0,9219	0,3530	0,3016
25m						*	0,5614	0,4442
50m							*	0,7477
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1927	0,0378	0,1063	0,7463	0,9555	0,7987	0,5822
1,5m		*	0,4679	0,9210	0,1644	0,3427	0,3784	0,4343
3m			*	0,3178	0,0405	0,1211	0,1215	0,1234
5m				*	0,1094	0,3083	0,3335	0,3738
10m					*	0,7710	0,6258	0,4493
25m						*	0,8827	0,7323
50m							*	0,8397
100m								*

Cr 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1681	0,4481	0,3689	0,5580	0,5756	0,3412	0,6321
1,5m		*	0,5080	0,3424	0,3171	0,3570	0,6400	0,2855
3m			*	0,9235	0,7850	0,8108	0,8414	0,7179
5m				*	0,7813	0,8249	0,7204	0,6896
10m					*	0,9867	0,6196	0,9123
25m						*	0,6542	0,9069
50m							*	0,5625
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4929	0,4882	0,0466	0,4325	0,9347	0,3225	0,8730
1,5m		*	0,2093	0,1810	0,8641	0,6716	0,8127	0,6010
3m			*	0,0193	0,1949	0,5503	0,1234	0,4125
5m				*	0,2959	0,1559	0,2174	0,0675
10m					*	0,5946	0,9786	0,5221
25m						*	0,5381	0,9727
50m							*	0,4193
100m								*

Cr 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6814	0,1061	0,9492	0,5846	0,2855	0,9768	0,8589
1,5m		*	0,2201	0,7766	0,3951	0,1993	0,7942	0,5899
3m			*	0,1671	0,0640	0,0378	0,2179	0,0977
5m				*	0,6058	0,3191	0,9834	0,8367
10m					*	0,5529	0,6771	0,7220
25m						*	0,3879	0,3688
50m							*	0,8805
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,5832	0,3613	0,3298	0,9856	0,7892	0,5645	0,6852
1,5m		*	0,7131	0,7517	0,5160	0,7212	0,2783	0,3213
3m			*	0,9068	0,2894	0,4440	0,1549	0,1691
5m				*	0,2222	0,4098	0,1120	0,1066
10m					*	0,7248	0,5063	0,6225
25m						*	0,3632	0,4278
50m							*	0,7913
100m								*

Cr 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4894	0,0903	0,3269	0,2672	0,3316	0,3562	0,1657
1,5m		*	0,1944	0,7202	0,6505	0,7843	0,7629	0,3640
3m			*	0,3163	0,2565	0,2080	0,3121	0,7023
5m				*	0,9773	0,8835	0,9642	0,5506
10m					*	0,8201	0,9364	0,5060
25m						*	0,9301	0,4218
50m							*	0,5359
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4861	0,6983	0,6739	0,7312	0,4242	0,3004	0,4501
1,5m		*	0,7017	0,6386	0,6722	0,0892	0,6593	0,1354
3m			*	0,9875	0,9618	0,1667	0,4197	0,2224
5m				*	0,9671	0,1108	0,3385	0,1809
10m					*	0,1874	0,4022	0,2418
25m						*	0,0444	0,9480
50m							*	0,0758
100m								*

Cu 1998 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,6259	0,6494	0,5312	0,3952	0,1304	0,0471	0,0933
1,5m		*	0,3624	0,9050	0,6354	0,2157	0,0809	0,1683
3m			*	0,2947	0,2344	0,0788	0,0295	0,0548
5m				*	0,6830	0,2224	0,0684	0,1599
10m					*	0,4577	0,3274	0,4992
25m						*	0,9871	0,8037
50m							*	0,6909
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0738	0,3935	0,5133	0,8427	0,3813	0,7146	0,0484
1,5m		*	0,0357	0,3814	0,0517	0,0315	0,2403	0,9248
3m			*	0,2354	0,4594	0,9813	0,3299	0,0256
5m				*	0,4303	0,2286	0,7956	0,3817
10m					*	0,4488	0,6127	0,0299
25m						*	0,3236	0,0212
50m							*	0,2270
100m								*

Cu 1998 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8666	0,7480	0,6950	0,3841	0,2960	0,0883	0,3177
1,5m		*	0,6161	0,8046	0,2624	0,3256	0,0801	0,3501
3m			*	0,4755	0,6234	0,2052	0,0602	0,2159
5m				*	0,1708	0,4104	0,1071	0,4489
10m					*	0,0736	0,0105	0,0697
25m						*	0,6823	0,8954
50m							*	0,5328
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0726	0,0656	0,1891	0,3847	0,6127	0,4405	0,1861
1,5m		*	0,9384	0,5664	0,1823	0,0394	0,2944	0,4630
3m			*	0,5973	0,1747	0,0346	0,3011	0,4838
5m				*	0,4606	0,1009	0,6053	0,8993
10m					*	0,1858	0,9098	0,4955
25m						*	0,2486	0,0942
50m							*	0,6624
100m								*

Cu 1999 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,7568	0,0228	0,0543	0,8874	0,1904	0,4000	0,4523
1,5m		*	0,0457	0,1044	0,8799	0,3494	0,6575	0,3440
3m			*	0,6381	0,0373	0,1722	0,0647	0,0129
5m				*	0,0851	0,3632	0,1537	0,0281
10m					*	0,2845	0,5461	0,4191
25m						*	0,5411	0,0849
50m							*	0,1639
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8695	0,9103	0,9386	0,1388	0,3106	0,0950	0,1464
1,5m		*	0,9962	0,9264	0,0197	0,1268	0,0110	0,0379
3m			*	0,9562	0,1593	0,3098	0,1152	0,1605
5m				*	0,0697	0,2182	0,0437	0,0860
10m					*	0,6481	0,7377	0,8729
25m						*	0,4723	0,5934
50m							*	0,9053
100m								*

Cu 1999 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1946	0,0415	0,1506	0,3213	0,1683	0,3783	0,6895
1,5m		*	0,2407	0,8277	0,8367	0,6899	0,5957	0,0499
3m			*	0,3290	0,2406	0,5931	0,1161	0,0080
5m				*	0,7024	0,8125	0,4663	0,0358
10m					*	0,6053	0,8093	0,1304
25m						*	0,4361	0,0639
50m							*	0,1370
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1302	0,0585	0,9888	0,2847	0,4450	0,3600	0,1137
1,5m		*	0,3783	0,1162	0,4353	0,0229	0,4922	0,9600
3m			*	0,0540	0,1524	0,0177	0,1773	0,3927
5m				*	0,2566	0,4350	0,3372	0,1004
10m					*	0,0389	0,9886	0,3914
25m						*	0,0842	0,0184
50m							*	0,4537
100m								*

Cu 2000 tavasz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,8177	0,1378	0,2516	0,6215	0,9572	0,6890	0,3414
1,5m		*	0,1078	0,2186	0,2910	0,8557	0,7676	0,1479
3m			*	0,6493	0,0374	0,1321	0,3923	0,0244
5m				*	0,0719	0,2471	0,6021	0,0440
10m					*	0,5480	0,4252	0,5048
25m						*	0,7095	0,2896
50m							*	0,2578
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,0688	0,5157	0,5179	0,2093	0,8598	0,0320	0,2461
1,5m		*	0,0130	0,1756	0,3729	0,0382	0,5542	0,4910
3m			*	0,1773	0,0455	0,6185	0,0061	0,0696
5m				*	0,5170	0,3876	0,0777	0,5439
10m					*	0,1294	0,1579	0,9543
25m						*	0,0172	0,1676
50m							*	0,2475
100m								*

Cu 2000 ősz

0-10cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,1505	0,0478	0,0856	0,0385	0,4171	0,9836	0,1828
1,5m		*	0,4620	0,9299	0,6847	0,4207	0,1630	0,8193
3m			*	0,3589	0,6472	0,1397	0,0524	0,3310
5m				*	0,5356	0,3557	0,0993	0,8532
10m					*	0,1641	0,0452	0,4823
25m						*	0,4425	0,5328
50m							*	0,1991
100m								*

10-20cm

	0,1m	1,5m	3m	5m	10m	25m	50m	100m
0,1m	*	0,4225	0,0433	0,8578	0,1915	0,4381	0,8540	0,3901
1,5m		*	0,1259	0,2719	0,4225	0,9557	0,4908	0,9763
3m			*	0,0253	0,5768	0,1121	0,0467	0,1242
5m				*	0,1400	0,2764	0,6715	0,2361
10m					*	0,3963	0,2141	0,4264
25m						*	0,5108	0,9296
50m							*	0,4535
100m								*

7. Melléklet

Az autópályához közelebb (0,1-5 méter) lévő területen található növényzet fajlistája

Magyar név	**Latin név**
Angolperje	*Lolium perenne*
Csillagpázsit	*Cynodon dactylon*
Csomós ebír	*Dactylis glomerata*
Egérárpa	*Hordeum murinum*
Fehér here	*Trifolium repens*
Fehér libatop	*Chenopodium album*
Fehér mécsvirág	*Melandrium album*
Fekete üröm	*Artemisia vulgaris*
Paréjlórom	*Rumex patientia*
Franciaperje	*Arrhenatherum elatius*
Közönséges aszat	*Cirsium vulgare*
Közönséges cickafark	*Achillea millefolium*
Közönséges gyújtványfű	*Linaria vulgaris*
Közönséges párlófű	*Agrimonia eupatoria*
Közönséges tarackbúza	*Elymus repens*
Lándzsás útifű	*Plantago lanceolata*
Csattanó Maszlag	*Datura stramonium*
Mezei aszat	*Cirsium arvense*
Mezei katáng	*Cichorium intybus*
Murok	*Daucus carota*
Pásztortáska	*Capsella bursa-pastoris*
Piros árvacsalán	*Lamium purpureum*
Pongyolapitypang, gyermekláncfű	*Taraxacum officinale*
Pusztai csenkesz	*Festuca rupicola*
Ragadós galaj	*Galium aparine*
Réti here, lóhere	*Trifolium pratense*
Réti perje	*Poa pratensis*
Réti útifű	*Plantago media*
Salátaboglárka	*Ranunculus ficaria*
Sovány csenkesz	*Festuca pseudovina*
Szőrös disznóparéj	*Amaranthus retroflexus*
Útszéli bogáncs	*Carduus acanthoides*

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetet mondok mindenkinek, aki segítséget nyújtott munkámhoz és dolgozatom összeállításához. Mindenekelőtt köszönetet szeretnék mondani témavezetőmnek Prof. Dr. Tuba Zoltánnak és társtémavezetőmnek Dr. habil Csintalan Zsoltnak hasznos gyakorlati tanácsaikért és a kutatómunkám során nyújtott segítségükért. Köszönetet mondok a Növénytani és Növényélettani Tanszék minden egykori és jelenlegi dolgozójának.