



SZENT ISTVÁN EGYETEM

Nehézfémmel terhelés hatása talaj-növény rendszerekben

Sárközi Edit

Gödöllő

2016

A doktori iskola**megnevezése:** Kertészettudományi Doktori Iskola**tudományága:** Növénytermesztési és kertészeti tudományok**vezetője:** Dr. Zámboriné Németh Éva
egyetemi tanár, DSc, MTA doktora
SZENT ISTVÁN EGYETEM, Kertészettudományi Kar,
Gyógy- és Aromanövények Tanszék**Témavezető:** †Dr. Tőkei László
egyetemi docens, CSc
SZENT ISTVÁN EGYETEM, Kertészettudományi Kar,
Talajtan és Vízgazdálkodás TanszékDr. Bisztray György Dénes
egyetemi tanár, PhD
SZENT ISTVÁN EGYETEM, Kertészettudományi Kar,
Szőlészeti és Borászati Intézet
Szőlészeti TanszékDr. Kátai János
egyetemi tanár, CSc,
DEBRECENI EGYETEM, Mezőgazdaság-,
Élelmiszertudományi
és Környezetgazdálkodási Kar
Agrokémiai és Talajtani Intézet.....
Az iskolavezető jóváhagyása.....
Témavezető jóváhagyása.....
Témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	5
2. Célkitűzések	7
3. Irodalmi áttekintés.....	8
3.1. A talaj, mint környezeti elem.....	8
3.1.1. Az emberi tevékenység	9
3.2. Nehézfémek	11
3.2.1. Nehézfémek az élő szervezetekben.....	12
3.2.2. Nehézfémek a környezetben	14
3.2.3. Ólom.....	16
3.2.4. Réz.....	19
3.2.5. Cink	23
3.3. Adszorpciós folyamatok a talajban.....	28
3.4. Transzport folyamatok a növényekben.....	31
4. Anyag és módszer	33
4.1. Talaj mintavételi helyek és jellemzésük.....	33
4.1.1. A vizsgált talajtípusok rövid jellemzése.....	34
4.2. Talajvizsgálatok.....	37
4.2.1. Talajfizikai vizsgálatok	37
4.2.2. Talajkémiai vizsgálatok.....	37
4.3. Talajoszlopos szennyezés vizsgálatok.....	38
4.3.1. Ólomszennyezés	39
4.3.2. Rézszennyezés.....	40
4.3.3. Cinkszennyezés	40
4.4. A kísérletekben alkalmazott teszt növények rövid jellemzése, a kísérletek bemutatása.....	41
4.4.1. A fejes saláta (<i>Lactuca sativa</i> L.)	41
4.4.2. A fejes saláta (<i>Lactuca sativa</i> L.) nehézfém akkumuláló hatásának tanulmányozása tenyészedényes kísérletben.....	41
4.4.3. A szőlő (<i>Vitis vinifera</i>)	43
4.4.4. A szőlő (<i>Vitis vinifera</i> 'Fercal') akkumuláló hatásának vizsgálata tenyészedényes kísérletben.....	44
4.5. Az alkalmazott analitikai és statisztikai módszerek bemutatása	45
4.5.1. Az alkalmazott analitikai módszer	45
4.5.2. Statisztikai vizsgálatok	46
5. Eredmények.....	48
5.1. Talajfizikai és talajkémiai vizsgálatok eredményei.....	48
5.1.1. A vizsgált talajok jellemzése fizikai szempontból	48
5.1.2. Talajkémiai vizsgálatok eredményei	49
5.2. Talajoszlopos szennyezés eredményei	51
5.2.1. Ólommal való szennyezés eredményeinek bemutatása.....	51

5.2.2.	Rézzel való szennyezés eredményeinek bemutatása.....	58
5.2.3.	Cinkkel való szennyezés eredményeinek bemutatása.....	65
5.3.	A kísérleti növények nehézfém akkumuláló hatásának eredményei	72
5.3.1.	A fejes saláta (<i>Lactuca sativa L.</i>) nehézfém akkumuláló hatásának eredményei	72
5.3.2.	A szőlő (<i>Vitis vinifera</i> 'Fercal') akkumuláló hatásának eredményei ...	78
5.4.	Új tudományos eredmények	84
6.	Következtetések.....	85
6.1.	Talajoszlopos szennyezés eredményeiből levont következtetések.....	85
6.1.1.	Ólommal való szennyezési eredményekből levont következtetések....	85
6.1.2.	Rézzel való szennyezési eredményekből levont következtetések.....	88
6.1.3.	Cinkkel való szennyezési eredményekből levont következtetések	89
6.2.	Az eredmények összevetése egy korábbi kutatással.....	91
6.3.	A növényi minták szennyezéseinek eredményeiből levont következtetések	95
6.3.1.	A fejes saláta (<i>Lactuca sativa L.</i>) eredményeiből levont következtetések	95
6.3.2.	A szőlő (<i>Vitis vinifera</i> 'Fercal') eredményeiből levont következtetések	96
7.	Összefoglalás.....	98
8.	Summary	101
9.	Köszönetnyilvánítás	104
10.	Mellékletek.....	105
10.1.	Irodalomjegyzék	105
10.2.	I. Melléklet.....	122
10.3.	II. Melléklet	123
10.4.	III. Melléklet.....	124
10.5.	IV. Melléklet.....	125
10.6.	V. Melléklet.....	126

1. BEVEZETÉS

Manapság nap, mint nap hallani a híradásokban különféle környezeti és/vagy egészségügyi problémákról. Legutóbbi talajszennyezéssel és kármegelőzéssel kapcsolatos hírt 2015 decemberében a Syngenta közölte: Észak-Franciaországban elrendelte a kormány, hogy hét farmon semmisítsenek meg 150 ezer euró értékű tejet az első világháborúból származó maradványok okozta szennyezések miatt - nehézfémeket és mérgező vegyületeket találtak a talajban Verdun környékén, ahol a legvéresebb első világháborús csaták zajlottak. A kormány szigorú intézkedéseinek köszönhetően az Európai Uniót egészségügyi szempontból nem fenyegeti veszély. Sajnos van ellenpélda is: Indiában, Pandzsábban a korszerűtlen mezőgazdasági technológiák miatt (rovarirtószerek, növényvédőszer és műtrágyák túlzott használata) különböző kemikáliák okoznak problémákat. Az indiai mezőgazdasági kutató tanács „Pandszábót a rák epicentrumának tartja” (Syngenta blog, 2015)

Az ipari forradalom fellendülése során az emberiség a haszonra, a sikerre és a technikára fektette a hangsúlyt, mintsem a környezet állapotára, védelmére, illetve az ember egészségére. Az ipar, a mezőgazdaság és a közlekedés fejlődésével különböző szerves és szervetlen szennyezőanyagok kerültek a légkörbe, a felszíni és felszín alatti vizekbe, melyek vagy közvetlenül, vagy közvetve, különböző átalakulási folyamatokon keresztül az állati, növényi, valamint az emberi szervezetekbe kerülve akkumulálódtak.

A XX. század utolsó harmadától, hangsúlyosan az 1990-es évektől előtérbe került az egészséges táplálkozás fontossága, ezáltal a növények termesztésére és állatok tenyésztésére olyan formában is figyeltek, hogy a tömegtermelés mellett ellenőrzött minőségű vízzel és takarmánnyal gazdálkodjanak. A XXI. század elejétől kezdve ismét kulcsszerepet kapnak/fognak kapni a kistermelők és biogazdálkodások.

A környezeti elemekben, mint a levegőben, a vízben, a talajban, valamint a növényekben és az állatokban, és az emberben esetlegesen megtalálható és kimutatható szennyezőanyagok minőségi és mennyiségi vizsgálata viszonylag hosszú és költséges eljárások sorozata. Figyelembe véve a fent említett tényeket doktori kutatásom kezdetekor elsődleges célom az volt, hogy olyan talajvizsgálati módszert dolgozzak ki, amelyet akár a gazdálkodók is könnyen el tudnak sajátítani és egy egyszerű talajoszlopos vizsgálattal hozzávetőlegesen meg tudják állapítani a talajuk ólom, réz és cink tartalmát. Az eljárással bármikor, akár évente többször, vagy egy nem várt esemény (szennyeződés, ipari baleset) után is ellenőrizhető lenne a talajok

nehézfém tartalma. A vizsgálatok során kiderült, hogy a módszer ugyan nagyon gyors és költséghatékony, de az eredmények nem tekinthetők megbízhatónak. Az eljárás hatékonyságának vizsgálata mellett célom volt meghatározni a különböző hazai talajtípusok ólom-, réz- és cink adszorpciós képességét, valamint megfigyelni, hogy milyen hatása van a mezőgazdasági művelésnek a nehézfémek megkötődésére.

A talajoszlopos kísérletek mellett hazánkban gyakran fogyasztott két növény (fejes saláta és szőlő) gyökerében és levelében vizsgáltam meg a nehézfém akkumulációt annak érdekében, hogy konkrét információt kapjak arról, milyen következményei lennének ezen növények szennyezett környezetben való termesztésének.

2. CÉLKITŰZÉSEK

A doktori kutatásom kezdetén az alábbi célokat fogalmaztam meg:

1. nyolc különböző tulajdonságú talaj ólom-, réz- és cinktartalmának meghatározása.
2. Talajoszlopos kísérlet alkalmazásával elméleti adszorpciós képességeket meghatározom egy egyszerű analitikai eljárással (komplexometriás titrálás) a vizsgált nehézfémekre, különböző koncentrációkban.
3. Atomabszorpciós spektrofotométer (AAS) eljárással megvizsgálom a szennyezett talajok valódi adszorpciós képességét, melyet összehasonlíthattam az elméleti adszorpciós értékkel.
4. Céлом volt a talajvizsgálati és az adszorpciós eredmények tükrében meghatározni, hogy egyes talajtípusoknál melyik az az általam vizsgált talajtulajdonság, amely döntően befolyásolja az adott nehézfém adszorpciós képességet.
5. Három fő talajtípusnál összehasonlítom a nem művelt és művelt területek talajainak adszorpciós képességeit.
6. Tenyészedényes kísérletekben tanulmányozom a fejes saláta és a szőlő ólom, réz és cink akkumulációs képességét.
7. Vizsgálom a növényekben a nehézfémek transzportját (gyökérben és levélben).
8. Összefüggéseket keresek a kísérletekben a talaj és növények nehézfém tartalma között.
9. Beállított statisztikai vizsgálatokkal a kapott eredményeimet értékelem és a következtetéseimet levonom.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A talaj, mint környezeti elem

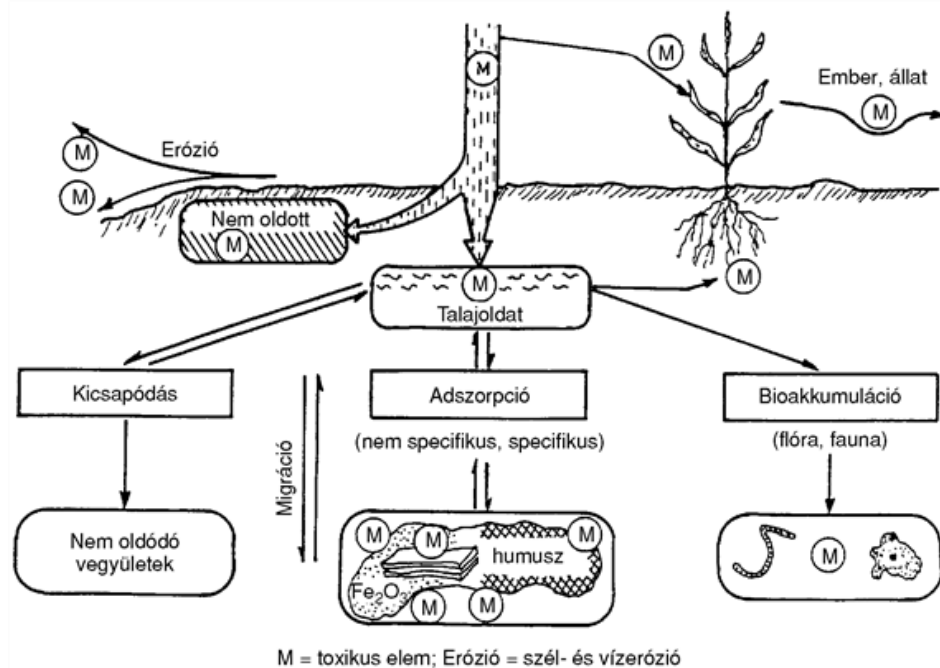
A Kárpát-medence talajának művelése gazdag hagyományokkal rendelkezik. Számos régészeti bizonyíték van arra, hogy Európa legrégebbi mezőgazdasági területei közé tartozik hazánk földje. Az ipar és a technológia fejlődésének korszakában nem fordítottak kellő figyelmet a környezet állapotára, így annak szennyezése az idő előrehaladtával egyre csak fokozódott.

A magyar jogszabályban az 1995. évi LIII. törvényében olvasható, hogy a talaj, a levegő, a víz, az élővilág és az ember által épített környezet mellett környezeti elemnek tekinthető. A talaj fogalmát több kutató is meghatározta. Ezek közül Magyarországon a legelterjedtebb Stefanovits Pál (2010) definíciója: *„(A talaj) a Föld legkülső szilárd burka, amely a növények termőhelyéül szolgál.”* Várallyay (1997) szerint a talaj *„feltételesen megújuló természeti erőforrás”*, míg Szalai és Jakab (2011) talajnak tekinti a kőzetburok azon részét, *„amelyet a talajképző folyamatok (a kőzetburok) anyagában és szerkezetében átalakítottak, illetve amelyben a talajképző folyamatok hatnak, de a talajképző kőzet még anyagában és szerkezetében nem alakult át”*.

A talajnak számos funkcióját lehet megkülönböztetni. A nap, a levegő, a víz, a geológiai képződmények és a biológiai erőforrások hatását átalakítva és hasznosítva életteret biztosít a talajban élő szervezetek tevékenységéhez, valamint a természetes növénytársulásoknak és a növény kultúráknak. A talaj igen fontos részét képezi az elemek biogeokémiai körfolyamatának. A földfelszíni elemeket tekintve az összes elem átalakulása legnagyobb részt a talajban játszódik le, itt válnak biológiailag aktívvá, azaz a növények számára felvehetővé. Ennek alapján a talaj a növényi biomassza termelés elsődleges közege, a bioszféra primér tápanyagforrása. Számos talajtulajdonság miatt hő, víz és növényi tápanyagok, valamint káros (szennyező) anyagok természetes raktározója (Szalai és Jakab 2011).

Környezet- és egészségvédelem szempontjából a talaj kiemelkedő funkciói közé tartozik a pufferkapacitása és szűrő-, detoxikáló tulajdonsága. Képes bizonyos határig pufferegni, mérsékelni a talajt érő hatásokat (különböző sók, aszály, sok csapadék, savak, lúgok, műtrágyák, növényvédőszer, hulladékok stb.), így például a felszín alatti vizekből a talajba jutó szennyeződésektől (akár természetes, akár antropogén) megóvni. Ezzel a tulajdonságával a talaj képes megelőzni egy-egy

nagyobb kiterjedésű szennyezést, hiszen a bekerült szennyezők számos reakcióban vesznek részt (1. ábra). Az oldott szennyező anyagok a talajrészecskéken adszorbeálódhatnak és kicsapódhatnak. A szerves molekulák, illetve bizonyos szervetlen elemek (pl. nehézfémek) ionjai és vegyületei akkumulálódnak bekerülhetnek az élő szervezetekbe, ahol lebomlanak, mineralizálódnak vagy új molekulákká alakulnak át. A talajoldatban lévő szennyező anyagokat a növények adszorbeálhatják a gyökereiken keresztül vagy kimosódhatnak a talajvízbe (Filep 1998, Kátai 2011a, 2011b).



1. ábra: Toxikus nehézfémek sorsa a talajban (Filep 1998)

3.1.1. Az emberi tevékenység

A mezőgazdasági tudomány gyorsan fejlődött az emberiség történelmével, hiszen már az ókorban is művelték a talajt. Mezopotámia lakói, a sumérok is hamar rájöttek, hogy az öntözéssel nagyobb terméshozamot lehet elérni. Ezt a tapasztalatot az egyiptomiak is átvették, mivel Egyiptomban az éghajlat miatt öntözés nélküli földművelés szóba sem jöhetett. Az öntözés megkönnyítésére a folyók, a szántóföldeket a patakok mellett alakították ki, gátakat építettek, csatorna és öntöző rendszereket hoztak létre. Az egyiptomiak akkor nem is sejtették, hogy az öntözés nemcsak a növény vízellátását segíti elő, hanem a tápanyag-utánpótlást is. A folyók időszakosan megduzzadtak, majd kilépve medrükből, elárasztották a környező

mezőgazdasági területeket és lerakták hordalékukat. A víz visszahúzódása után a tápanyagban gazdag hordalék és iszap a területen maradt, amely pótolta a növények által kivont és hasznosított tápanyagokat. A következő évben a nem tudatos visszapótlásnak köszönhetően újra nagy termés hozamot vártak. Az egyiptomi példával szemben Mezopotámiában a lakosok csak öntözték a földjeiket tápanyag-utánpótlás nélkül. Ennek következményeként fellépett Mezopotámia területén a szikesedés folyamata, így egyre északabbra települtek az újabb, megművelhető földek reményében (Helbaek 1960, Pollock 2004).

A két példa alapján megfigyelhető a talajszennyezés, annak károsító hatásai, egyúttal felhívja a figyelmet a tápanyag-utánpótlás fontosságára is.

A talajszennyeződés az a folyamat, mely során a talajt jellemző fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok jelentős mértékben, kedvezőtlen irányban változnak meg, az ökológiai funkciók károsodnak. Okozhatja mind kémiai, mind biológiai eredetű szennyezés. Legfontosabb forrásai természetes és antropogén eredetűek lehetnek, melyek pontszerű vagy diffúz formában terjedhetnek. Pontszerű antropogén talajszennyeződés alakulhat ki szennyvizek, szennyvíziszapok, istálló- vagy hígtrágyák és hulladékok szakszerűtlen elhelyezése vagy kijuttatása során. Diffúz antropogén szennyezést okozhat mezőgazdasági vegyszerek (műtrágyák, növényvédőszer) használata, de kialakulhatnak száraz és nedves ülepedés következtében légszennyezés során is (Vermes 1995, Simon 1999).

A mezőgazdasági termelés szempontjából a talaj legfontosabb tulajdonsága a termékenység. A talajművelés terén két alapvető folyamatot kell megkülönböztetni: termékenység javítását segítő beavatkozások élelmiszer-előállítás céljából, illetve nem a termékenység javítását segítő hatások. Előbbiekhez tartozhat például:

- (1) a termesztett növények betakarítását követően a tápanyag utánpótlás, melyre szerves- és műtrágyákat használnak,
- (2) lecsapolt mocsaras területek, valamint árterek szántóföldi használata révén a talajok mezőségi talajokká formálódtak (Szalai és Jakab 2011).

A trágyázás és a mezőgazdasági területek újabb térhódítása nemcsak pozitív hatásokkal járt. Hosszabb távon a szerves- és műtrágyák használatával környezet- és egészségkárosító anyagok is feldúsulhatnak a talajban. Természetben előforduló példa a tavak feltöltődése, az eutrofizáció. Ez a folyamat túlzott műtrágyázás esetén a nitrát- és foszfácionok feldúsulásával felgyorsulhat. Második eset (2) negatív vonzata, hogy

a folyóktól távolabb eső területeken a vízháztartás megváltozásával a jó minőségű talajok elszikesedtek.

A termékenységet csökkentő hatások közé tartozik:

- (1) a talajművelés hatására a talaj porozitása csökkenhet a fizikai erózió miatt, így a talaj vízgazdálkodása kedvezőtlené válhat,
- (2) a talaj kémiai tulajdonságai megváltozhatnak, mely szikesedéssel, tápanyagtartalom csökkenéssel járhat,
- (3) az ember építő tevékenysége révén antropogén eredetű (urbán talajok) rétegek keletkeztek, melyek aránya jelentősen megnőtt az elmúlt pár évszázadban,
- (4) a pontforrásból, vagy diffúz módon talajba jutó szennyezőanyagok rontják a minőségét, mert a talajrészecskéken adszorbeálódva akumulálódhatnak az élő szervezetekben, ezáltal kifejtve negatív hatásukat (Szalai és Jakab 2011).

3.2. Nehézfémek

Az emberiség történetében már az ókorban megjelentek a nehézfémek (Dudka et al. 1996). A régészet korszakbeosztása szerint megkülönböztetünk rézkort, bronzkort és vaskort. A rézkor fő jellemzője, hogy ekkor kezdte el az ember használni az első fémeket – rézet, aranyat és ezüstöt. A bronzkorban fejlődött a legtöbbet a fémmegmunkálás. Érc tartalmú ásványokból a réz és az ón kiolvasztásával, majd ötvöztetésével állították elő a bronzot. A vaskorban a vaseszközök, mint szerszámok és fegyverek használata a kiemelkedő. A vas használatával új földművelési technikákat kezdtek el alkalmazni, valamint új művészeti stílusok tudtak kibontakozni.

Az emberiség és a technika fejlődésével nem csoda, hogy az ipari forradalomban „közkedveltté” vált a nehézfémek használata, hisz egyre szélesebb körben tudták alkalmazni a gépjárművek, hajók, vasutak, fegyverek előállítására, illetve a háztartásokban is. Igaz, minden nehézfém természetes formában is megtalálható a Földön, de nagymértékű felhasználásukkal nem gondolták még a XVIII. században, hogy később milyen problémákhoz vezethetnek.

A nehézfémek kémiai elemek, melyek magukba foglalják az átmeneti fémeket, a lantanoidák és az aktanoidák nagy részét, valamint egyes félfémeket. Definíciók sokasága olvasható szakkönyvekben sűrűségük, rendszámuk, relatív tömegük, néha kémiai tulajdonságaik vagy toxikusságuk alapján (Duffus 2002).

Kémiai értelemben nehézfémek azok a fémek, amelyek sűrűsége 5 g/cm^3 -nél és rendszáma 20-nál nagyobb. Az ennél kisebb sűrűségű fémek a könnyűfémek. Toxikusságuk szerint általában az ólom, kadmium, higany tartozik a nehézfémek közé, de ide sorolják a szobahőmérsékleten $2,70 \text{ g/cm}^3$ sűrűségű alumíniumot is. Toxicitás szempontjából meghatározó, hogy az elem milyen formában található meg a környezetben (talajban, vízben, levegőben vagy élő szervezetekben). Kritérium, hogy a vegyület könnyen oldható és felvehető legyen, valamint meghatározó lehet az ionos állapot, az oxidációs állapota (pl. Cr(III) nem mérgező, Cr(VI) erősen toxikus), a diszperzitás foka és az eloszlása a szervezetben (Purves 1985, Adriano 1986, Kádár 1994, Kádár 1995, Simon 1999).

Pearson (1968) a nehézfémeket két csoportba osztotta stabil vegyületeik kialakulása alapján. Az erős akceptorokat kis polarizálhatóság, kis elektronegativitás és nagy töltéssűrűség jellemzi (nagy oxidációs állapot és kis ionsugár), míg a gyenge akceptorokat e tulajdonságok ellentétei jellemzik. Pearson (1968) és Nieboer és Richardson (1980) erős akceptorok csoportjába sorolta a következőket: Al^{3+} , Cr^{3+} , Co^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} . Gyenge akceptorokhoz tartozik Cu^+ , Ag^+ , Au^+ , Hg_2^{2+} , Cd^{2+} , Pt^{2+} és Hg^{2+} . A Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} a kettő közötti, átmeneti akceptorok közé csoportosítható. Az erős akceptorok nagy stabilitású komplexeket képeznek a nitrogénnel, oxigénnel és a fluorral, míg a gyengék a foszforral, kénnel, klórral, brómmal és jóddal (Greger 1999).

3.2.1. Nehézfémek az élő szervezetekben

Az élőlények szervezetében különböző koncentrációban találhatóak mega nehézfémek. A növényi növekedés számára a kobalt, a réz, a vas, a mangán, a molibdén és a cink, míg az állati szervezetek számára a króm és az ón esszenciális nyomelem (Kátai 2011b). Az emberi szervezetben funkciót betöltő nehézfémek között szerepel a vas, a kobalt, a réz, a mangán, a molibdén és a cink (Lane és Morel 2009). Jól ismert Paracelsusnak a 16. század kezdetéből származó megállapítása, hogy „csupán a mennyiségtől függ, hogy valami mérge-e, vagy sem” (Theiss B. és Theiss P. 1989). Ezt támasztja alá (Chronopoulos et al. 1997): minden nehézfém egy bizonyos koncentráció felett toxikussá válik az élő szervezetek számára.

Azon nehézfémek közül, melyek nem esszenciálisak, az élőlényekben nincs ismert fiziológiai szerepük, néhány (kadmium, higany, ólom, arzén) már nagyon kis mennyiségben mérgező hatású (Cheng et al. 2006, Kátai 2011b).

A nehézfémek különböző módon kerülhetnek be az élő szervezetekbe. Ha egy művelés alatt álló terület nehézfémmel van terhelve, a szennyező akkumulálódhat a növényi szövetekben. Állatok szöveiben is felhalmozódhatnak a nehézfémek, ha szennyezett takarmánnyal etetik őket vagy a természetben az általuk elfogyasztott növény akkumulálta korábban nehézfémeket, de szennyezett vizeket fogyasztva is bekerülhetnek a szervezetükbe (Habashi 1992, Garbarino et al. 1995, Horsfall és Spiff 1999). Folytatva a körfolyamatot, növényi és állati eredetű élelmiszereket és italokat elfogyasztva, az emberi szervezetbe bekerülve toxikus hatást fejthetnek ki (Duruibe et al. 2007).

A nehézfémek kétféleképpen zavarhatják meg az anyagcsere funkciókat:

1. felhalmozódást követően károsíthatják a létfontosságú szervek (szív, agy, vese, csont, máj) funkcióit,
2. kiszoríthatják a létfontosságú ásványi tápanyagokat, akadályozva ezzel azok biológiai funkcióit (Singh et al. 2011).

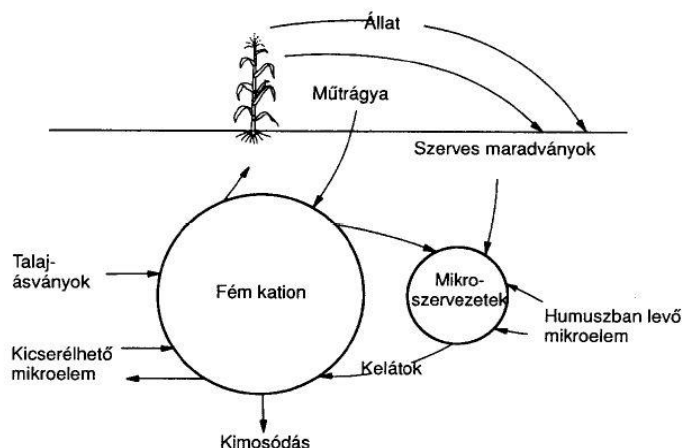
Az *1. táblázatban* összefoglalva található néhány fontosabb, gyakran előforduló nehézfém fő forrásai, egészségügyi hatásai, továbbá az emberi szervezetben megengedett határértékük (Singh et al. 2011).

1. táblázat: Néhány nehézfém fő forrásai, egészségügyi hatásai az emberi szervezetben a megengedett határértékükkel (Singh et al. 2011)

Nehézfém	Fő források	Egészségügyi hatás az emberi szervezetben	Megengedett határérték (mg kg ⁻¹)
arzén	növényvédőszeresek, rovarirtószeresek, fémkohók	hörghurut, bőrgyulladás, mérgezés	0,02
kadmium	Cd és Ni akkumulátorok, hegesztés, galvanizálók, növényvédőszeresek, műtrágyák	veseműködési zavar, vesekárosodás, tüdőbetegség, tüdőrák, csontlágylulás, csonttritkulás, magas vérnyomás, hörghurut, bélrendszeri zavarok, rák	0,06
mangán	hegesztés, ferromágneses termékek	belélegezve vagy kontakt formában károsítja a központi idegrendszert	0,26
higany	növényvédőszeresek, elemek, papírgyártás	remegés, fogínygyulladás, kisebbsz pszichés zavarok, idegrendszeri károsodás, spontán vetélés, protoplaszma mérgezés	0,01
króm	ércesek	idegrendszeri károsodás, fáradtság, ingerlékenység	0,05

3.2.2. Nehézfémek a környezetben

A földkéregben átlagos gyakoriság alapján megkülönböztetünk főelemeket (előfordulási gyakoriságuk nagyobb, mint 0,01% - O, Si, Al, Mg, Fe, Ca, Na, K, Ti, Mn, P, H, C) és nyomelemeket. A mikroelemek előfordulása a talajban igen változatos. Megtalálhatók vízoldható alakban mind szabad kationként, mind szerves vagy szervetlen komplex alkotóiként, bizonyos esetekben ligandumaiként vagy agyagásványok kicserélési helyein, illetve szerves anyagok (növényi maradványok, humusz, élő szervezetek) által komplexek alakjában megkötve vagy adszorbeálva. Oldhatatlan csapadékok formájában és ásványokban is előfordulhatnak (Fülek 2009). A mikroelemek általános körforgalmát a 2. ábra szemlélteti.



2. ábra: A mikroelemek általános körforgása (Forrás: Füleky 2009)

A talajokban található teljes nehézfém koncentrációt számos input és output folyamat befolyásolja. Az előbbihez tartozik az aeroszol részecskék légköri ülepedése, nehézfémet tartalmazó esőcseppek, műtrágyák alkalmazása, agrokémiai vagy egyéb szerves anyagok (szennyvíziszapok, állati trágyák, élelmiszer hulladékok, komposztok) használata. Ezeken túl meg kell említeni a különböző technológiai folyamatok hulladékait, mint a hamut, bányászatból származó hulladékokat és bontási törmelékeket.

Csökkentő tényezőként (output) kell számolni a betakarított vagy lelegettetett növényekkel, szél vagy víz okozta talajerózióval, kilúgzási folyamatokkal és gáz halmazállapotú formák illékonyásával. Összefoglalva az alábbi (1) egyenlettel lehet leírni a talajok teljes nehézfémtartalmát (Alloway 2010):

$$M_{teljes} = (M_{ak} + M_{léü} + M_{leü} + M_{mt} + M_{mv} + M_{tfsz} + M_{sza} + M_{mnsz}) - (M_{bn} + M_{te} + M_{kl} + M_{ia}) \quad (1)$$

(ak = anyakőzet, léü = légköri ülepedés, leü = lerakódott üledék, mt= műtrágya, mv = mezőgazdasági vegyszerek, tfsz = technológiai folyamatokból származók, sza = szerves anyagok, mnsz = más nem szerves anyagok, bn = betakarított növények, te = talajerózió, kl = kilúgzás, ia = illékony anyagok)

Kádár (1991) ismertette, hogy a talajba, a növénybe és a táplálékláncon keresztül az emberbe kerülő toxikus nehézfémek egyik alapvető forrását a műtrágyák képezik. A műtrágyázás megváltoztatja a talajok tápanyagtartalmát, kemizmusát, felhalmozódhat bennük számos nehézfém, valamint megváltozik növények általifelvehetőségük. A műtrágyázás körében még hiányosak az adatok arra

vonatkozóan, hogy milyen a hazánkban használatos, illetve milyen volt az elmúlt évtizedekben használt műtrágyák nehézfém összetétele, mennyiben befolyásolja a műtrágyázás a gazdasági növényeink nehézfémek felvételét eltérő talajtípusokon.

A következő alfejezetekben a vizsgálataim alapjául szolgáló nehézfémeket (ólom, réz és cink) mutatom be részletesebben.

3.2.3. Ólom

Az ólom (*Plumbum*) a periódus rendszer 4a. csoportjában és 6. sorában található. Szürkésfehér színű, a többi fémhez képest gyenge elektromos és hővezető képességű. Rendszáma 82. Relatív atomtömege 207,21. Sűrűsége 11,34 g/cm³. A közepesen gyakori elemek közé tartozik. Olvadáspontja 327,46°C, forráspontja 1749°C.

Legfontosabb ércei a galenit (PbS) rendszerint szfalerittel (ZnS) együtt található, az anglesit (PbSO₄) általában a galenit oxidációjával keletkezik, a cerusszit (PbCO₃), a piromorfit (Pb₅(PO₄)₃Cl) és a mimetezit (Pb₅(AsO₄)₃Cl). Levegőn és vízzel érintkezve lassan oxidálódik és fekete színű ólom-oxid képződik a felületén. Az oxidáló savak (salétromsav) vagy oxidáló anyagok jelenlétében egyéb savak is oldják. A gyenge savak ólomsói hidrolizálnak, míg az erősebbek erős oxidálószer (PbO₂) (Szakáll 2011).

Az ólom az egyik legrégebben ismert fém. Már az ókorban is ismerték és használták. Élelmiszerek tartósítására, a bor erjedésének megakadályozására és születésszabályozó szerként (mint spermaölő anyag) egyaránt jól funkcionált. Az ólomból és ötvözetéből pénzt vertek, de kupákat, tányérokat, kancsókat, edényeket és serpenyőket is készítettek. A hajógyártásban, építkezéseken, valamint vízvezetékek építésénél gyakran alkalmazták. A röntgen- és radioaktív sugárzás elleni védelemre nagy elnyelő képessége miatt használják. Festékek, kerámiák és üvegek gyártásánál felhasználták alapanyagként és kopogás gátlóként az üzemanyaghoz adagolták. Az 1970-es években az Egyesült Államokban 570 000 tonna ólmot állítottak elő és 1 380 000 tonnát használtak fel (Lovering 1976). A 1980-as években széles körben elterjedt az ólmozott benzin használata. A 1990-es években jöttek rá káros egészségügyi hatásaira, ezért betiltották a használatát (Gibbs et al. 2003). Az Európai Parlament és a Tanács 98/70/EK irányelvében olvasható, hogy 2000. január 1-jétől tiltották be az Európai Unió tagországainak az ólmozott üzemanyag használatát.

Az ólom erősen toxikus minden növény, állat és ember számára (McMurtrey és Robinson 1938). Nem szennyezett talajokban az ólomtartalom 2-20 mg kg⁻¹, míg fémkohók és ólomfeldolgozók közelében 3 000 mg kg⁻¹ értéket is elérhet a koncentrációja (Filep 1998, Stefanovits 2010). A talajok ólomkoncentrációját számos tényező befolyásolja: anyakőzet, talajtípus, klíma, topográfia és az élővilág. A talajon belüli eloszlását és vándorlását kémiai folyamatok formálják, mint az oxidációs és redukciós folyamatok, kationcsere, szervesanyagokkal és más fém-oxidokkal alkotott kelát komplexek és vegetációs körfolyamatok (Jenny 1941). Az 1960-as években már feltételezték, hogy könnyen adszorbeálódik az anyagásványok felületén (Mitchell 1964). A két vegyértékű ólomion sokkal erősebben tud kötődni az agyagásványokhoz, mint az egy vegyértékű káliumion, függetlenül a hasonló ionmérettől (Goldschmidt 1954). Az ólom a legerősebben kötött fém, lemosódása igen kismértékű (La Zerte 1986, Stefanovits 2010, Kátai 2011a). Oldhatósága és koncentrációja a talajoldatban elsősorban a kémhatástól, a kolloidok mennyiségétől és minőségétől függ (Stefanovits 2010). Leginkább a vas- és mangán-oxidok adszorbeálják. A növényi ólomfelvétel 5-7 pH érték között alacsony, az összes ólomtartalom 75%-a oxidokhoz van kötve. Ha a kémhatás 4-es értékig csökken, megnő a kicserélhető és az oldható ólom mennyisége, de ekkor leginkább a humuszanyagokhoz van kötve. Az ólom fokozott mértékben oldódik 4-es pH alatt és a növények számára felvehetővé válik (Takács 1990, Stefanovits 2010).

Ólom az élő szervezetekben

Az ólom hatással lehet majdnem minden élő szervezet szervére és szervrendszerére. A leginkább veszélyeztetett korcsoport a 6 éves vagy annál fiatalabb gyerekek (Reagan és Silbergeld 1989). A gyermekek vérében a nagyon alacsony ólomszint is számos egészségügyi problémát okozhat: viselkedési és tanulási nehézségek, alacsonyabb intelligenciaszint és hiperaktivitás, lassú növekedés, hallási problémák, vérszegénység. Ritkán rohamokat, kómát és halált is okozhat (Srianujata 1998, EPA 2014).

Az ólom a csontokban raktározódik, így testünkben képes felhalmozódni. Terhesség alatt az ólom felszabadulhat a csontokból és beépülhet a magzat csontjába a kalcium helyett. Ez különösen akkor fordulhat elő, ha az állapotos nő nem fogyaszt elég kalciumot a terhesség folyamán. Az ólom képes a placentán is átjutni, mely a

fejlődő magzatot veszélyezteti. Ezzel kapcsolatban megfigyeltek csökkent növekedést és koraszülést egyaránt (EPA 2014).

Az ólommérgezés aspecifikus korai tünetei lehetnek: tartós fáradtság, ingerlékenység, étvágytalanság, kellemetlen gyomorérzet és/vagy székrekedés, álmatlanság. Káros hatással lehet a szív- és érrendszerre, emelheti a vérnyomást, csökkentheti a veseműködést és reprodukciós problémák léphetnek fel a felnőttek körében (EPA 2014).

Magyarországon 1994-ben ólommérgezés történt hamisított paprikaőrlemények forgalomba kerülésével. Terheletlen kistermelői mintákban az ólomtartalom általában 1 mg kg^{-1} szárazanyag tartalom alatt maradt, míg a szennyezett, hamisított mintákban ez az érték 10 000-szer nagyobb volt (Kádár 1995).

Ólom hatása a növényekre

A növények számára az ólom nem esszenciális elem. A gyökér passzív felvétellel veszi fel az ólmot a talajoldatból és csak minimális kerül a szárba (Lane és Martin 1977, Rudakova et al. 1988, Huang és Cunningham 1996). Az ólom felvételének feltétele, hogy a nehézfém a gyökéren adszorbeálódjon és bekerüljön annak sejtfalába, ezáltal megjelenik a táplálékláncban. A sejtfalba jutás történhet apoplastikus úton vagy kalciumion-áteresztő csatornákon keresztül (Marschall et al. 1994, Huang et al. 1994). A növények ólom felvételét nemcsak a már ismertett talajtulajdonságok (pH, textúra, kationcsere kapacitás, szervesanyag-tartalom) befolyásolják, hanem a gyökér felülete és a talaj mikroorganizmusai is (Marschner et al. 1996). Felvételt követően először a gyökérsejtekben akumulálódik az ólom az ott található funkciós csoportok negatív töltése miatt. Az ólom fitotoxikus, a túlzott ólom-felhalmozódás károsítja a különböző morfológiai, fiziológiai és biokémiai funkciókat akár közvetlenül, akár közvetetten. Megváltoztatja a sejtmembrán permeabilitását, különböző enzimek aktív csoportjával (Levina 1972, Vallee és Ulmer 1972, Hampp et al. 1973, Prasad és Prasad 1987), valamint az ATP vagy ADP foszfátcsoportjával reagál, esszenciális ionokat helyettesíthet (Pourrut et al. 2011).

Az ólom erősen gátolja a magok csírázását, a gyökér és hajtás növekedését, a transzspirációt, a klorofill képződést, valamint befolyásolja a víz- és fehérjetartalmat (Burton et al. 1984, Sharma és Dubey 2005). Torzítja a kloroplasztisz ultrastruktúráját, akadályozza az elektrontranszportot, a Calvin-ciklus enzimeit (Sharma és Dubey

2005), ezentúl csökkenti az esszenciális elemek, mint például a magnézium és a vas felvételét (Burzynski 1987).

Ólomstressz ellen a növények több védelmi stratégiával rendelkeznek. Ilyen védekező mechanizmus a sejtek csökkentett ólomfelvétele, az ólom raktározása a vakuolumban komplexek formájában (Wierzbica és Antosiewicz 1993), ólom megkötése fitokelatinokkal (Cobbett 2000), glutationokkal és aminosavakkal (Alia és Saradhi 1991), valamint ozmolitek szintézisével is csökkentik az ólom negatív hatásait (Seregin és Ivanov 1997, Pourrut et al. 2011).

Az ólom legnagyobb mértékben a levélzöldségekben (elsősorban a salátában) akkumulálódik (Davies 1978, Spittler és Feder 1979, Preer et al. 1980, Chaney et al. 1982). Toxicitási tünetei: levelek sötétzöldek, idősebb levelek elhervadnak, rövid barna színű gyökerek és satnya levelek alakulnak ki (Sharma és Dubey 2005). Bassuk (1986) tanulmányában olvashatunk arról, hogy mind a foszfor, mind a szerves anyag (trágya) csökkenti a talajból felvehető ólom tartalmát, ezáltal a salátában is kevesebbet tudott kimutatni New York környékén, ólommal szennyezett területeken.

3.2.4. Réz

A réz vegyjele Cu, amely a latin *Cuprum* szóból ered, ami régi lelőhelyére, Ciprusra utal. Fém elem, rendszáma 29, relatív atomtömege 63,55, sűrűsége 8,94 g/cm³, olvadáspontja 1083°C, forráspontja 2595°C. A réz természetes izotópjai a ⁶³Cu és a ⁶⁵Cu. A réz a periódusos rendszer első mellékcsoportjában, az arany és az ezüst fölött található, mint nehézfém hasonlít ezekhez a nemesfémekhez. Az ezüst és a réz a legjobb hő- és elektromos vezető. Kemény, emellett képlékeny, könnyen nyújtható fém. Az aranyhoz és ezüsthöz hasonlóan vékony lemezekké és huzalokká alakítható. A gyakoribb elemek közül a legjobb elektromos vezető. Keménysége más fémek hozzáadásával jelentősen növelhető. Jól ötvözhető a cinkkel, ónnal, nikkellel, vassal, alumíniummal, mangánnal, szilíciummal, platínával és még sok más fémmel. A rézeszközök kedvező körülmények között igen tartósak, akár 2000 évig is a rendelkezésre állnak. Nedves levegőben előbb vagy utóbb zöldes patina képződik rajta, mely megóvja az alatta lévő fémrezt a további kémiai behatásoktól (Neumüller 1984).

A legfelső, 16 km vastag földkéregben kb. 0,007% réz található (kevesebb, mint 0,1 mg kg⁻¹), így az elemek gyakoriságának sorában a 25. helyen áll (Forstner és Wittmann 1979, Flemming és Trevors 1989).

A talajok réztartalma természetes és antropogén forrásokból származhat. Abban az esetben, ha a talaj antropogén forrásoktól mentes, akkor a talaj réztartalmát főként a talajképző kőzetek és ásványok réztartalma határozza meg. A réztartalom a természeti folyamatok során változhat, ilyen folyamat például a meteorit becsapódás, vulkáni tevékenység vagy a vízerózió által kimosott és szállított anyagok kiülepedése. A magyarországi természetes talajok réztartalma 3,2 – 38 mg/kg között változik (Győri 1984).

A mesterséges források közé sorolható az ipari, és mezőgazdasági tevékenység és a közlekedés. A három antropogén forrás közül az ipar a legjelentősebb. Ipari nehézfém szennyezés elsősorban rézbányák, fémfeldolgozó és galvanizáló üzemek közelében figyelhető meg (Beavington 1973, Beavington 1977, Lopez és Lee 1977).

A mezőgazdasági fémszennyezés a műtrágyákból, szerves trágyákból, növényvédőszerből, illetve öntözővízből kerülhet a talajba (Forstner és Wittmann 1979, Barkay et al. 1985, MacKenthun és Cooley 1952, Elder és Horne 1978, Yamamoto et al. 1985, Csathó 1994a). A közlekedésből származó nehézfém szennyezés az ipari tevékenységhez és a mezőgazdasághoz képest elenyésző mennyiségű (Kádár 1993).

A talajba került réz sorsa minden esetben a talaj tulajdonságaitól függ: a talaj fizikai féleségétől, pH-jától, szervesanyag-tartalmától, a talajban lévő karbonátoktól és oxidoktól.

A réz egyik jellemző tulajdonsága, hogy a talaj legfelső rétegében található szervesanyagokkal könnyebben alkot stabil komplexeket, de egy része Fe-oxidokhoz és agyagásványok felületéhez kapcsolódik (McLaren et al. 1981, Flemming és Trevors 1989, Wu et al. 1999, Pál 2003, Füleky 2009). A legtöbb talajban Cu^{2+} -ion alakjában fedezhető fel, de előfordul további két oxidációs állapotban: Cu^0 (elemi) és Cu^+ (Forstner és Wittmann 1979). A réz a savanyú talajokban a legoldhatóbb, a pH emelkedésével oldhatósága csökken (Sanders 1982). Szerves talajokban, savanyú homoktalajokban gyakori a rézhiány, mivel ezekben nincs mállásra képes ásvány, valamint kőzet, így a réz nem tud pótlódni (Füleky 2009).

Réz szerepe az emberi és állati szervezetekben

A réz jelenléte élettani szempontból az emberi szervezetben elengedhetetlen, ezért a rézet esszenciális elemnek tekintjük (Weser et al. 1979). A szervezetben szabályozó mechanizmus működik, amely a szükséges mennyiséget visszatartja, míg a felesleges rézmennyiség kiürítésre kerül. A réz megtalálható a májban, szívben, vesében, agyban, tüdőben, a belekben, lépben, izmokban és a csontokban. Egy felnőtt szervezet kb. 50-100 mg rézet tartalmaz (Veress 2000).

A réz elősegíti a vas beépülését a hemoglobinba és a vörösvértestek képződését. Egyes vaspreparátumok a vérszegénység ellen csak akkor alkalmazhatók sikeresen, ha ugyanakkor kis mennyiségű rézvegyületet is adagolnak (Neumüller 1984).

Rézhiányból eredő betegségeket eddig csak ritkán jegyezték fel az orvostudományban. A rézhiány vérszegénységet okoz, csökkenti az immunrendszer ellenálló képességét, fokozza a csontok törékenységet, növeli a koleszterin szintet és a tüdőgyulladásra való hajlamot. Krónikus mérgezést okozhat a rendszeresen fogyasztott nagy réztartalmú ital (pl. szennyezett ivóvíz), a bőrrel érintkezve pedig a rézvegyületek allergiás tüneteket fejthetnek ki (WHO 1998).

Emberi szervezetbe normális körülmények között táplálékkal és ivóvízzel, kisebb mértékben belélegzéssel és bőrön át jut be a réz. Az élelmiszerekben található rézmennyiség függ a termelés helyétől és a feldolgozási technológiától. A WHO ajánlása szerint a napi rézfelvétel határai felnőttek számára 1,2 mg/nap és 12 mg/nap között változnak. A felső határ a biztonságos maximum koncentrációt jelenti, míg az alsó határa a napi minimális szintet. Egészséges emberek szervezetébe az élelmiszerekkel naponta 0,9 - 2,2 mg, ivóvízzel 0,1 mg, belélegzéssel 1 - 2 mg réz kerül be (Pál 2003, Fodor 2006).

A táplálékkal az emberi szervezetbe bejutott réz a bélből felszívódik, majd egy enzim segítségével bekerül a véráramba. A vérkeringés elszállítja a májba is, ahol a májsejtek felszínén reduktázok segítségével Cu(I)-gyé alakul, majd bejut a májsejtbe, mely membránja Wilson ATP-ázt tartalmaz. Ennek segítségével a fölösleges réz egy része kiválasztódik az epével, majd a széklettel kiürül a szervezetből, más része pedig a májban raktározódik. Ha a normális anyagcsere-folyamat zavart szenved, akkor betegségek alakulnak ki. A Wilson-kórnak nevezett tünetegyüttes a rézraktározás és –szállítás diszfunkciójával kapcsolatos.

A rézhiánynak, illetve réztöbbletnek több, súlyos betegsége is van a Wilson-kór mellett. Ilyen betegség a Menkes-kór és a Lou Gehrig-kór. Az előbbi esetében a paciensek gyógyulása 80-90%-os, míg az utóbbiban a kezelések hatástalanok, így a Lou Gehrig-kór bénulásokkal, ideg- és izomelhalásokkal jár (Varga 2006).

A vízi élőlények nagy mennyiségű nehézfémet képesek felhalmozni szervezetükben. A tengeri puhatestűek vére vastartalmú hemoglobin helyett réztartalmú fehérjét tartalmaz. Ezeknél a tengeri élőlényeknél a tengerből felvett réz légzéskatalizátorként működik. A réztartalom miatt ezeknek az élőlényeknek a vére nem piros, hanem kék színű.

Az édesvízi élőhelyeknél a ponty hozható példának: fejlődése rézion jelenlétében fokozott, de olyan tavakban, ahol rézion nem található meg, a pontyokra veszélyes gombafaj szaporodhat el (Vink 2002).

Réz, mint létfontosságú növényi tápelem

A réz az egyik fontos mikrotápelem: részt vesz a fotoszintézisben és a légzésben szerepet játszó enzimek felépítésében és központi szerepet tölt be az oxidatív stressz elleni védekezésben. Szerepe van a lignin képződésében (fásodás) és a pollenek életképességét befolyásolja (Bussler 1981, Walker és Webb 1981, Mortvedt et al. 1991). A növények a rézet szinte csak a talajból veszik fel, ezért a réztoxicitást főként a talaj nagy réztartalma váltja ki (Györi 1984). Növényi szövetek átlagos réztartalma 10 mg kg^{-1} a szárazanyagra vonatkoztatva (Baker és Senef 1995)

Növényélettani hatása és jelentősége először csak gyomirtó formájában volt ismert, és csak később ismerték fel, hogy már igen kis koncentrációban is stimulálja a növényi növekedést. A rézhiány először a fiatal leveleken jelenik meg, a levelek megcsavarodhatnak, majd klorózis vagy nekrózis tünetei figyelhetők meg (Marschner 1995). A klorózis réztrágyázással megszüntethető.

A réz fő indikátor növényei a káposzta és a saláta, hiányában a fejképződés csökken, mérete kicsi lesz. Rézhiányra elsősorban a meszes talajoknál kell számítani (Fodor 2006).

Az optimális növekedéshez szükséges rézkoncentráció felett megfigyelték, hogy a réz gátolja a növény növekedését és zavarja a fontos celluláris folyamatokat, mint a fotoszintézist és a légzést (Marschner 1995, Prasad és Strzalka 1999). Hong és munkatársai (2015) felfigyeltek arra, hogy ilyen esetekben a saláta gyökere rövidebb és a levelek kisebbek lesznek a kontroll mintákhoz képest.

A réz bejutását és transzportját a növényi sejtekbe kevésbé ismerték az 1990-es évek végéig, majd áttörés következett be, mivel számos transzportfolyamatot azonosítottak (Fox és Guerinot 1998, Himelblau és Amasino 2000, Williams et al. 2000, Markossian és Kurganov 2003). Az egyik legfontosabb ezek közül a P-típusú ATPáz Cu-transzporterek. Számos élőlényben - beleértve a növényeket is - P-típusú ATPáz enzimeket azonosítottak, melyek szerepet játszanak esszenciális és potenciálisan toxikus fémionok, pl. Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} és Pb^{2+} transzportjában a sejtmembránon keresztül. Működésük során ATP bontásával foszforilált intermediert képeznek, mialatt szerkezetváltozáson mennek keresztül, mely lehetővé teszi a kationok membránon való átjutását. Az ATP-ADP átalakulás során felszabaduló energia segítségével, koncentráció gradienssel szemben transzportálják az adott enzimre jellemző kationokat (Palmgren és Axelsen 1998, Axelsen és Palmgren 2001, Cobbet et al. 2003). Egyes kutatók úgy gondolják, hogy ezek a Cu-transzporterek nemcsak az elegendő mennyiségű nehézfém felvételében fontosak, hanem abban is, hogy megakadályozzák a felhalmozódást, mielőtt a réz elérné a toxikus szintet, ezáltal fontos szerepük lehet a fitoremediációban (Salt et al. 1998, Pilon-Smits és Pilon 2002).

A réz az egyik legrégebb óta használt növényvédőszer, a bordói lé fő alapanyaga, melyet 1882 óta használnak a szőlőperonoszpóra ellen. A növényvédelemben több gombás betegség (például a peronoszpórafélék, monília rothadás, burgonyavész, őszibaracklevél fodrosodása) ellen eredményesen használható.

Amióta megfigyelték, hogy a réz a talajban és minden élő szervezetben felhalmozódik, egyre inkább csökken a rézoldatok felhasználása a kórokozók elleni védelemben és a mezőgazdaságban (Ábrahám et al. 2011).

3.2.5. Cink

A periódus rendszer 2b csoportjának 4. sorában található. Kékes árnyalatú, jó áramvezető fém. Rendszáma 30. Relatív atomtömege 65,38. Sűrűsége $7,14 \text{ g/cm}^3$. Nevét valószínűleg Paracelsus adta a német „zinken” (fogazott, tüskés) szó után. Magyarul horganynak is hívják. Ötvözeteit (pl. sárgaréz) régóta használják, de tisztán csak az 1300-as években állították elő. Olvadáspontja 419°C , forráspontja 907°C . $150\text{--}200^\circ\text{C}$ közötti hőmérsékleten kovácsolható, de 200°C fölött olyan rideg, hogy mozsárban porrá törhető. Sóinak elektrolízisével vagy oxidjának redukciójával állítják

elő. Szobahőmérsékleten a levegő páratartalma és a szén-dioxid oxidálja. A lángot kékeszölddé festi, miközben cink-oxid keletkezik. A víz csak magasabb hőmérsékleten oxidálja. Legfontosabb ásványai a szfalerit (ZnS), a hozzá hasonló wurtzit, a smithsonit (ZnCO_3), a hermimorfít [$\text{Zn}_3\text{SiO}_7 \cdot \text{Zn}(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$] és a willemit (Zn_2SiO_4). A cinkit (ZnO) mangántartalma miatt sokszor vörös.

A cink átlagos koncentrációja a litoszférában 80 mg kg^{-1} . A Föld szennyezetlen talajainak cinktartalma $10\text{-}300 \text{ mg kg}^{-1}$, átlagos koncentrációja 50 mg kg^{-1} . A talajok cinktartalma a szerves anyag mennyiségétől függ: a magyarországi homoktalajok 30 mg kg^{-1} koncentrációban tartalmazznak cinket, míg a csernozjomban elérheti a 150 mg kg^{-1} értéket (Adriano 1986, Alloway 2010, Kádár 1998, Simon 1999). Leggyakrabban az agyagásványok, mint a biotit, augit és amfibol kristályrácsaiban fordul elő, valamint előfordul a Fe- és Al-oxidokban is (Kirkby 2005). Az agyagásványok a Zn^{2+} ionokat kicserélhető formában megkötik, míg a humuszkolloidokkal komplex kötést képeznek, melyek közül néhány a növények által felvehető (Mengel és Kirkby 1987).

Antropogén forrásai közül legfontosabbak a bányászat, a kohászat, a fosszilis tüzelőanyagok égetése, az ipar és a közlekedés. Gioia et al. (2008) levegőmintákat vizsgálva megállapították, hogy a városok levegőjében található cink legfőbb forrásai sokkal inkább az autók, mintsem a gyárak. A cinkszennyezést a kipufogógázokig és az autók fékezésekor létrejövő fémes sűrűlódáskor kialakuló anyagokig is sikerült visszakövetniük. Európában az AROMIS projekt kiszámolta, hogy mekkora nehézfém terhelés éri a művelt talajokat az atmoszférából. Cink esetén $20\text{-}50 \text{ g/ha/év}$ értéket kaptak (Alloway 2010). Egy tanulmány alapján, melyben 22 európai ország művelt talajait vizsgálták, a trágyázást követően a légköri kiülepedés a második legfontosabb cinkforrás (Eckel et al. 2005). A cink a termőtalajokba juthat foszfátműtrágyázással, szerves trágyázással, meszező anyagok használatával, komposztokból, szennyvíziszapokból és peszticidekből egyaránt (Adriano 1986, Györi 1984, Kádár 2004, Alloway 2010).

A cink zömmel a feltalajban, a felső 30 cm-es rétegben található (Papp 1974, Kádár 2002). A talajban található cink mennyiségét számos talajtulajdonság befolyásolja. A kémhatás emelkedésével a cink adszorpciója fokozódik, így mozgékonyága a lúgos talajokban csekély (Kirkby 2005). A mobilis cink mennyiségét a pH mellett a talaj humusztartalma és redoxpotenciálja is befolyásolja (Mengel és Kirkby 1987, Martnes és Lindsay 1990). Az oldható szerves anyagok a cink mozgékonyágát növelik, míg a nem oldhatóak csökkentik (Kirkby 2005). Ezek alapján cinkhiánnyal leggyakrabban a homok-, homokos vályog, karbonátos és nagy

szervesanyag-tartalmú, továbbá foszforral jól ellátott talajokban kell számolni. Megfigyelték, hogy meszezés után, valamint meszes talajokban megnő a cinkhiány kockázata. Számos kutatás alátámasztotta, hogy lúgos közegben a nagy agyag- és foszfortartalom, illetve az alacsony talaj hőmérséklet szintén emeli a cinkhiány kockázatát (Kühn 1962, Marschner 1995, Kalocsai 2006, Kalocsai et al. 2006, Kádár 2008). Felvételét befolyásolja mindezek mellett a cink-foszfor és cink-kalcium antagonizmus is (Adriano et al. 1971, Baker 1978).

A cink szerepe az emberi és állati szervezetekben

A cink a vas után a második legnagyobb mennyiségben megtalálható esszenciális nyomelem a szervezetünkben, 1998 novemberében a „*Cink és egészség: jelen állapot és jövő irányzata*” workshopon világítottak rá, hogy mennyire fontos a cink az emberi egészség számára (Hambidge 2000). A cinkion egyik rendkívüli képessége, hogy erős, bár könnyen kicserélhető ligandumkötésekben vesz részt, emiatt is rendkívül hasznos a biológiai rendszerekben (Williams 1989). Sejten belüli anyagcsere-folyamatokban fontos szerepet játszik (Fierke 2000). Összességében több száz cinktartalmú enzimet azonosítottak a növény- és állatvilágban. Fontos enzimaktivátor, ezt a szerepet tölti be a látási folyamatok enzimjénél, a retinén-reduktáz esetében is. Szerepet játszik az immunrendszer működésében, a fehérjeszintézisben, a sebgyógyulásban, a DNS szintézisben és a sejtosztódásban (Sanstead 1994, Prasad 1995, Heyneman 1996, Solomons 1998). Elengedhetetlen a normális fejlődéshez és növekedéshez terhesség alatt, gyerekkorban és serdülőkorban (Simmer és Thompson 1985, Fabris és Mocchegiani 1995, Maret és Sandstead 2006). A megfelelő ízérzékeléshez és szagláshoz szükséges (Prasad et al. 1997). Az emberi egészség megőrzése érdekében egy felnőtt szervezetébe naponta 8-11 mg cinket kell bevinnie, mivel a szervezet nem rendelkezik speciális cinktároló rendszerrel (Rink és Gabriel 2000, Institute of Medicine, Food and Nutrition Board 2001).

Természetes úton a húsfélék, máj, tojás, osztriga, földimogyoró, teljes kiőrlésű gabona fogyasztásakor kerül a szervezetbe. A cinkhiány okozhat hajhullást, hasmenést, késleltetett nemi érést, a fehérje- és szénhidrát-bioszintézis felborulását, növekedésbeli elmaradást, ízérzékelési zavart, csontképződési rendellenességet, férfi nemihormon-alulműködést és szellemi képesség csökkenést. Fogyás, késleltetett sebgyógyulás és mentális letargia is kialakulhat (Fazekas és Szerényi 2002, Prasad 2004, Wang és Busbey 2005, Maret és Sandstead 2006).

Állati szervezeteknél a cinkhiány elnyomja az immunválaszokat és számos fertőző ágensre fogékonyabbá válhatnak, mint például a *Herpes simplex virus* (Feiler et al. 1982), baktériumok közül *Salmonella enteritidis*re (Kidd et al. 1994) vagy a *Mycobacterium tuberculosis*ra (McMurray et al. 1990).

A cink, mint létfontosságú elem a növényekben

A cink a növények számára esszenciális mikrotápelem. Ezt legelőször 1915-ben mutatták ki a kukoricában, majd az árpában és a törpe napraforgóban (Mazé 1915, Sommer és Lipman 1926). A cink szükséges a triptofán szintézishez, amely az indolecetsav egyik prekursora, így ez a fém szükséges az auxin előállításához. (Skoog 1940, Brown et al. 1993, Alloway 2004, Brennan 2005). Befolyásolja a víz felvételét és transzportját (Barceló és Poschenrieder 1990, Kasim 2007, Disante et al. 2010), csökkenti a rövid ideig tartó hőstressz és sóstressz káros hatásait (Peck és McDonalds 2010, Tavallali et al. 2010). A sejtmembránok felépítéséhez szintén szükséges a cink, hogy a bennük található makromolekulák megőrizzék szerkezetüket és fenntartsák iontranszport rendszerüket (Cakmak 2000, Kabata-Pendias és Pendias 2001, Alloway 2004, Dang et al. 2010). Számos sejtben belüli enzim, mint például dehidrogenázok, aldolázok, izomerázok, transzfoszforilázok, RNS és DNS polimerázok alkotóeleme (Kessler 1961, Srivastava és Gupta 1996). A cink szerepet játszik a fehérjeszintézisben és az energiatermelésben (Hänsch és Mendel 2009), valamint részt vesz a nukleinsav szintézisben, a szénhidrát és lipid anyagcserében (Marschner 1995). A cink befolyásolja a sztómák nyitottságát, összetevője a karboanhidráznak (CA) (Sharma et al. 1995).

Súlyos cinkhiány tünete lehet a gyökérszűcs elhalása, a felső levelek érkező klorózisa, levéllemez teljes kifehéredése és a törpenövés. Az auxin hiány miatt a levelek nem fejlődnek, rozettásodás és szártagok rövidülése figyelhető meg (Marschner 1995). Az állomány lemarad a fenológiai fázisára jellemző növénymagasságtól. A virágképződés késik vagy elmarad cinkhiányban, így csökken a hektáronkénti termés mennyisége (Kalocsai 2006). A cinkhiány gátolja a fotoszintézist, csökken a levelek klorofill-tartalma és változik a klorofill-a és -b aránya is (Chen et al. 2008).

Cinknél nem az a probléma, hogy cinkhiányos a talaj, hanem hogy nagymértékben kötve található a talajban (Mengel 1999). Már az 1950-es évek végén rájöttek, hogy a cinksókkal és a cink-kelátokkal történő talaj vagy levéltrágyázás

hatásos a cinkpótlásra (Benson et al. 1957). A talajon keresztüli pótlást számos talajtulajdonság (kémhatás, mész-, foszfor- és agyagtartalom) befolyásolja, ezért a levéltrágyázás hatékonyabb.

Cinktoxicitásnál első tünetként a fiatal levelek klorózisa figyelhető meg a legtöbb növényfajon. A toxicitás mértékétől függően a klorózis vörösödést mutat az antocianin termelés miatt (Harmens et al. 1993, Ren et al. 1993, Fontes és Cox 1995, Lee et al. 1996). A növényi főgyökér növekedése csökken, kevesebb és rövidebbek a mellégyökerek és sárgás színűvé válnak a cink túl nagy koncentrációja esetén (Ren et al. 1993).

Kutatásom során alkalmazott három nehézfém közül az élő szervezetek számára egy (Pb) toxikus, kettő pedig (Cu, Zn) - a napi megengedett mennyiséget figyelembe véve - esszenciális. A táblázatban összefoglaltam a tulajdonságaikat.

2. táblázat: Kísérleteim során használt nehézfémek tulajdonságainak összefoglaló táblázata (saját szerkesztés)

Tulajdonság	Ólom	Réz	Cink
Természetes talajokban a koncentrációja (mg kg⁻¹)	2-20	3,2-38	10-300 (átlagosan 50)
Koncentrációját befolyásolja	<ul style="list-style-type: none"> • anyakőzet • talajtípus • klíma • élővilág • topográfia 	<ul style="list-style-type: none"> • anyakőzet • talajképző kőzet és ásvány réztartalma 	<ul style="list-style-type: none"> • szerves anyag mennyiség • agyagásványok • Fe-Al-oxidok
Kötődés	<ul style="list-style-type: none"> • agyagásványok • Fe-Mn-oxidok 	<ul style="list-style-type: none"> • szerves anyagok • Fe-oxidok • agyagásványok 	<ul style="list-style-type: none"> • szerves anyagok • agyagásványok
Oldhatóságát befolyásolja	<ul style="list-style-type: none"> • kémhatás • kolloidok mennyisége és minősége 	<ul style="list-style-type: none"> • talaj fizikaifelesége • kémhatás • szervesanyag-tartalom • karbonát tartalom • oxidok 	<ul style="list-style-type: none"> • kémhatás • szervesanyag-tartalom • redoxpotenciál • Ca-tartalom • P-tartalom • agyagtartalom

3.3. Adszorpciós folyamatok a talajban

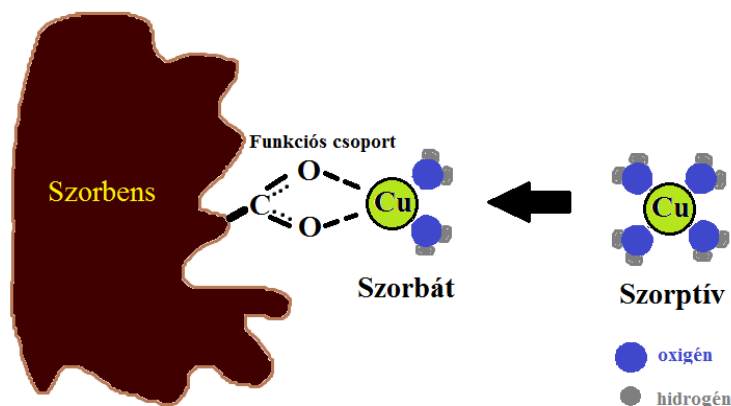
Az 1850-es évek előtt a kutatók a talajt inert anyagnak gondolták, amely nem lép a vízzel kémiai kölcsönhatásba. 1848-ban Thompson kutatásai áttörést jelentettek: talajoszlopra ammónium-szulfát oldatot juttatott és legnagyobb meglepetésére kalcium-szulfátot talált az átfolyt talajszűrletben (Thompson 1850). Thomas Way tovább finomította ezeket a kísérleteket, mellyel évszázados munkát indított el a tápanyag adszorpció és deszorpció témakörben. Ennek eredményeként kulcsfontosságú szerepet tulajdonítottak az ásványi és szerves anyagoknak a kémiai anyagok mobilitásában (Way 1850). Sposito (2008) munkája alapján megkülönböztethető a szorpció és deszorpció folyamata. Szorpció alatt bármely vegyület oldatból való eltávolítását, szilárd fázishoz való kötődését értjük, míg a deszorpció ennek az ellentéte. Ha pontosan ismerjük a folyamatokat, akkor megkülönböztethetünk adszorpciós és abszorpciós folyamatokat. Adszorpció szilárd-folyadék kölcsönhatást jelent felületen, míg a molekulák akkumulálódását a talajalkotókon belül abszorpciós folyamatnak tekinthetjük. Talajokra vonatkoztatva adszorpció az a folyamat, mely során a kolloidszemcsék töltéseit a talajoldatban disszociált állapotban jelen lévő kationok és anionok felülethez történő kötődéssel egyenlítik ki (Szalai és Jakab 2011). A talaj legkisebb méretű, ásványi alkotó részei a kolloidok, fontos szerepet játszanak a talaj szerkezetének kialakításában, a víz és a kationok megkötésében (Kátai 2011a). Az adszorpciós/abszorpciós szilárd fázisokat szorbenseknek, az oldatokat folyadék fázisban szorptívoknak, míg az akkumulált anyagokat, melyek a felületen vagy az anyagban kötődtek meg, szorbátumoknak nevezzük (Thompson és Goynes 2012).

A legtöbb kémiai anyag három szorpció kategóriába sorolható:

1. anionszorpció (pl. ortofoszfátion (PO_4^{3-})),
2. kationszorpció (pl. kalciumion (Ca^{2+}), ólomion (Pb^{2+}), rézion (Cu^{2+}),
3. szerves töltés nélküli szorptívok; lehetnek polárisak (szacharóz) vagy apolárisak (benzol).

Ezen kategóriák tagjainak nagy része különböző funkciós csoportokat tartalmaz, melyek képesek protont elveszíteni, így negatív töltésük lesz ($\text{R-OH} \rightarrow \text{R-O}^-$), vagy protonálódni, így pozitív töltésű funkciós csoportok alakulhatnak ki ($\text{R-NH}_2 \rightarrow \text{R-NH}_3^+$). Ismerve a talaj kémhatását, tudhatjuk, hogy milyen szorpció folyamatok uralkodnak a talajban. A legjellemzőbb szilárd felületek (szorbensek) a talajban a

rétegszilikátok, a fém-oxidok és fém-oxihidroxidok, valamint a szerves anyagok. A 3. ábra sematikusán bemutat egy lehetséges kation adszorpciót a talajban.



3. ábra: Kation adszorpció a talajban (saját szerkesztés)

A nehézfémek viselkedését és megkötődését számos talajtulajdonság befolyásolja. Hazai és külföldi szakirodalmakban egyaránt olvashatunk arról, miként befolyásolja a talaj kémhatása a nehézfémek viselkedését. Jól ismert, hogy a nehézfém kationok mobilitása a pH csökkenésével nő. Az anionos molibdenát viszont a pH növekedésével válik egyre felvehetőbbé (Davies 1980, Debreczeni és Czeh 1991, Csathó 1994b, Alloway 1995, Farsang 1996, Qian et al. 1996). A talaj kémhatását a redoxpotenciál változás is befolyásolja, ami a talaj, víz és levegő arányától függ. A redukáló környezet pH növekedést, míg az oxidáció pH csökkenést okoz (Alloway 1995).

A talaj szervesanyag-tartalma jelentősen befolyásolja a nehézfémek viselkedését. A szervesanyag-tartalommal nő a talaj adszorpciós képessége, így fémkomplexek alakulnak ki (Alloway 1995). A humusz pH = 3-10 között negatív töltésű, ezért a (fém) kationok könnyen tudnak kötődni a humusz negatív töltésű funkciós csoportjaihoz (Young 2010). Sok éve elfogadott gondolat, hogy a két vegyértékű nyomelemek leginkább kelát struktúrákban vannak lekötve aromás gyűrűk formájában (ftálsav és szalicilsav egységekből). A talaj szervesanyag-tartalma környezetvédelmi szempontból alapvető tényező, hiszen minél nagyobb a talaj humusztartalma és minél jobb a humusz minősége, annál nagyobb a talaj nehézfém megkötő képessége. Hargitai (1981) erre alapozva vezette be a környezetvédelmi kapacitás és a stabilitási koefficiens fogalmát.

Az agyagásványok gyakori nehézfém szorbensek a talajban. A felszínük negatív töltésű, a fajlagos felületük nagy, emiatt fontos szerepet töltenek be a talaj kémiai tulajdonságainak alakításában. Felületük miatt kémiai aktivitásuk is nagyobb a homok- és iszapfrakcióhoz képest. Ebből következik, hogy két különböző szemcseösszetételű talajban a biológiailag felvehető nehézfém-tartalom mennyisége eltérő lehet (Csathó 1994b). Jelentős érdeklődést mutatnak a kutatók a specifikus kötődések vizsgálatában Al-hidroxid polimer speciesekkel kapcsolatban a rétegek közötti térben (C-Al-OH rendszerek). Feltételezik, hogy az ilyen rendszerek erősebben kötik meg a fémeket, mint az egyszerű oxidok a nagyobb fajlagos felületük miatt. Janssen és munkatársai (2007) vizsgálatai igazolták, hogy a cink és réz specifikusan kötődik - AlOH kötésekkel az agyag rétegei között, míg a kadmium és az ólom kicserélhető formába került a külső felszínen, így más kationok könnyen leszorítják azokat.

Az agyagásványokon túl a zeolitok is befolyásolják a nehézfémek viselkedését. A zeolitok tektoszilikátok, reverzebilis vizet tartalmaznak, mely alacsony hőmérsékleten eltávolítható (McCusker et al. 2001). Gyors és reverzibilis kationcsere jellemzi őket (Colella 1996). A komplex 3D szerkezetük specifikus adszorpciós képességet mutat néhány fém kationnal. A zeolit szerkezetében található eltérő keresztmetszetű csatornák határozzák meg a kationok különböző méretén alapuló szelektivitást. Ezt a fajta szelektivitást „ion-szitának” nevezik (Boettinger és Ming 2002).

A vas-, alumínium- és mangán-hidroxidok az agyagfrakcióhoz tartozó részecskéken fordulnak elő, általában az agyaggal összekeveredve (Wild 1988). A vas- és mangán-oxidok a talajoldatból egyszerre csapódnak ki és adszorbeálják a Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni és Zn kationokat. A különböző oxidációs-redukációs viszonyok befolyásolják a talaj adszorpciós kapacitását nagyszámú kation jelenlétében (Alloway 1995).

A Ca-sókon való adszorpció sem hanyagolható el a fémek megkötődésének vizsgálatakor. A Ca-sók a talajban karbonát, foszfát és szulfát formájában fordulhatnak elő. A fém kationok a sók felületére kötődhetnek a Ca-ionnal való hasonlóság miatt (pl. Cd^{2+}), vagy erős affinitásuk van a só ligandumához (pl. az ólomnak a foszfátióhoz) (Young 2010).

3.4. Transzport folyamatok a növényekben

A növények a talajból nem a szabadon elérhető fémionokat kötik meg, hanem a biológiailag elérhetőeket. A növények számára elérhető fémionok azok fajtájától és a növényfajtól egyaránt függenek (Greger 2004).

A gyökerek a szerves és szervetlen anyagokat ionok formájában vagy töltés nélküli állapotban veszik fel. A szárazföldi növények az ionokat a talajból abszorpcióval, a gyökerek felületi sejtjeivel vehetik fel (Szalai 2009). Néhány nehézfém elsődlegesen a csúcs menti régióban, mások a teljes gyökér felületén keresztül jutnak be a növénybe. Az abszorpciót befolyásolja a felvétel kapacitása és a gyökér növekedésének karakterisztikája. Ha a gyökér felvétele nagy és a tápanyag koncentráció kicsi a talajban, a felvételt a diffúzió hajtja (Greger 2004).

A fémek először a gyökér apoplasztjába kerülnek bele. Ezt követően egyes fémek a sejtekbe jutnak, mások az apoplasztban maradnak, illetve kötések alakíthatnak ki a sejtfaalak alkotóival. Ez a három folyamat függ a fém minőségétől, a növény fajtájától és a külső tényezőktől, például a higany és az ólom a sejtfaalakhoz kötődnek elsődlegesen (Beauford et al. 1977). A fémek mozgását a sejtfaalakhoz passzív anyagfelvételnek nevezik, melyet a diffúzió vagy az anyagáramlás hajt (Marschner 1995, Szalai 2009). Ezzel szemben azokat az anyag transzport folyamatokat, amelyek létrejöttéhez a sejt energiája szükséges, aktív folyamatnak nevezzük. Ilyen transzport során jellemzően az ionhordozók, az ionpumpák, az iontranszportőrök és az ioncsatornák működnek közre (Szalai 1994). Az ionfelvétel passzív útja során az ionok áthatolnak a sejtfaalon és azok mentén vagy a sejt közötti járatokon keresztül eljutnak az endodermiszig, ahonnan lipoidokkal és válogatóképességgel rendelkező Caspary-övek jelenléte által, a citoplazmán át aktív úton jutnak be az ionok a xylembe, majd onnan tovább a hajtásokba, a szárba és a levelekbe (Szalai 2009). Az egész ionszállítás folyamata a légzéshez kötött. Az ionfelvétel során ATP eredetű energia kerül felhasználásra, amelyhez a plazmalemmában és a tonoplasztban ATP-áz jelenléte szükséges. Az így szerzett energia közvetlenül felhasználható az adott fémkation hordozójának aktiválására vagy a membrán két felszíne között proton gradienst hoz létre (Serrano 1988, Rosario et al. 1991, Szalai 2009).

Az elsődleges sejtfaalak cellulózból épülnek fel, amelynek molekulái kristályrácsszerű micellákat alkotnak, ezeken keresztül a hidratált ionok mozgása diffúzió révén nem ütközik akadályba (Szalai 2009). A kisebb pórusokban a pozitív

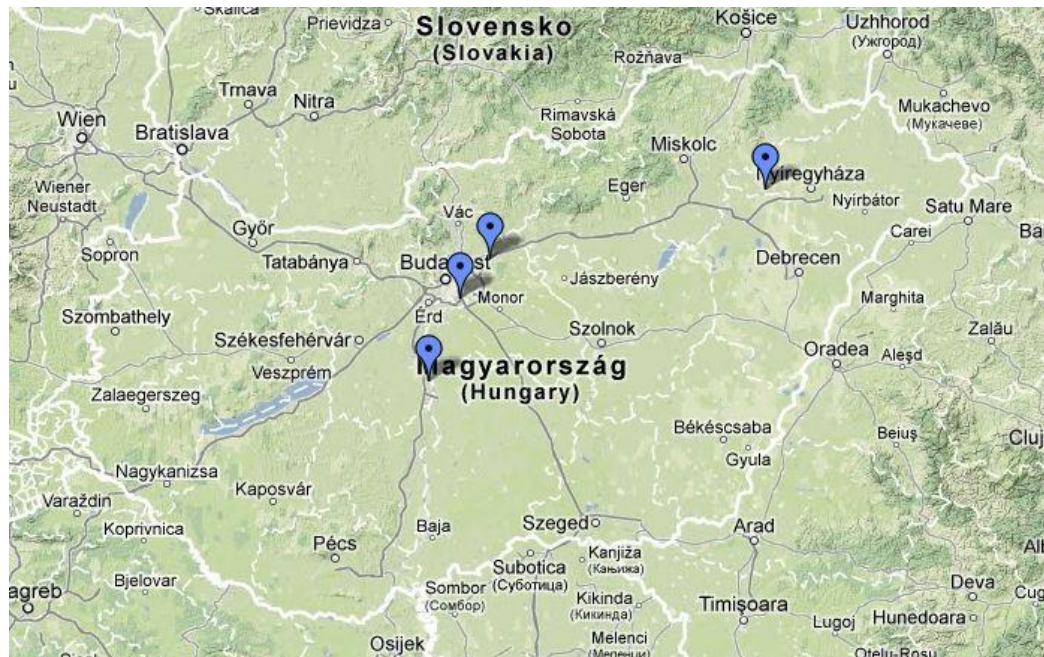
töltésű fémek a negatív töltésű sejtfa alkotókhöz (pl. poligalakturonsav karboxilcsoportjaihoz) tudnak kötődni. A sejtfaak negatív töltéssűrűsége befolyásoló tényező, mivel ha a nehézfémion felhalmozódik a plazma membránál, a megnövekedett koncentráció gradiens miatt beindul a fémion transzportja a sejt felé (Greger 2004). A réz felvétele nagy affinitású, kétfázisú rendszeren történhet, melyhez a Michaelis-Menten kinetika és P-típusú ATPáz Cu-transzporterek szükségesek (Knauer et al. 1997). A cinket Zn-transzporterek szállítják (Lasat et al. 2000). Bizonyított, hogy a cink elsődlegesen a malátához kötődik és komplexként szállítódik a vakuolumokba, ahol a cink felszabadul, majd oxaláthoz kötődik, míg a maláta visszakerül a plazmába (Marthys 1977, Harmens et al. 1994). Hasonlót figyeltek meg a kadmiumnál és a réznél, de esetükben a polikelatinok játszanak szerepet a komplexképződés folyamatában (Greger 2004).

A nehézfémek különböző mértékben a leveleken keresztül is képesek adszorbeálódni (Lagerwerff 1971, Little és Martin 1972, Little 1973, Hemphill és Rule 1978). A kadmium, a cink és a réz nagyobb levélen keresztüli bejutást mutatott a kísérletekben, mint az ólom, mely a felszínen található epikutikuláris lipideknek tudható be (Little és Martin 1972). A levélen keresztüli felvételt, akárcsak a gyökéren keresztül, a nehézfémek és a növények faja egyaránt befolyásolja. A különböző növényeket eltérő kutikulák jellemzik, különböző epikutikuláris és intrakutikuláris lipidekkel, ezáltal más a permeabilitás nagysága is (Holloway 1982, Hung és Baker 1982, Johansson 1985).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Talaj mintavételi helyek és jellemzésük

Kísérleteimben a korábban már bemutatott négy, gyakran előforduló hazai talajtípust választottam mintaként. A 4. ábrán szereplő térképen a mintavételi helyek láthatóak.



4. ábra: Mintavételi helyek (forrás: Google Maps)

A Szent István Egyetem Soroksári Kísérleti Üzem és Tangazdaságából három talajminta származik (Ramann-féle barna erdőtalaj, típusos réti talaj és humuszos homok). Dunaújvárosból, egy olajfogó mellől mészlepedékes csernozjomot, míg Gödöllőről agyagbemosódásos barna erdőtalajt gyűjtöttem be. A Munka Mezőgazdasági Kft., Tiszavasvári három művelt területén vettem talajmintát: öntés réti talajt, humuszos homokot és réti csernozjomot.

A mintaterületek kiválasztása úgy történt, hogy humuszos homok, öntés réti talaj és réti csernozjom művelt területről (Tiszavasvári) és művelés alatt nem álló területről (Kísérleti Üzem és Tangazdaság, valamint Dunaújváros) származzon. A barna erdőtalajnál is két mintaterületet választottam (Kísérleti Üzem és Tangazdaság, illetve Gödöllő), így összesen négy talajtípussal, azon belül nyolc mintával dolgoztam a vizsgálatok során.

A mintavételezést a MSZ-08-0202 alapján végeztem el. A szabványnak megfelelően 0-30 cm mélyről vettem az adott mintavételi területről pontmintákat, amelyekből átlagmintát készítettem. A minta-előkészítés a MSZ 21470-50 szerint történt. A talajmintákat szobahőmérsékleten tömegállandóságig szárítottam, majd szükség esetén daráltam, végül 2 mm-es pórúsátmérőjű szitán átszitáltam.

4.1.1. A vizsgált talajtípusok rövid jellemzése

Váztalajok főtípus

A *humuszos homok* a nagy magyarországi homokvidékeken, mint a Nyírségen és a Duna-Tisza közén fordul elő, a váztalajok főtípusába tartozik.

A humuszos homokra jellemző, hogy a humuszos „A” szint morfológiailag elkülöníthető. Ennek a rétegnek a vastagsága 40 cm-nél általában nem nagyobb, a humusztartalma 1%-nál nem kevesebb. Termékenysége jobb, mint a futóhomoknak. Nagyobb a víztartó- és jó a vízáteresztő képességük. Nehezebben száradnak ki, így kevésbé vannak kitéve a szél eróziós hatásainak. Tápanyag-szolgáltató képessége viszont gyenge. Szelvényfelépítése: AC, azaz a sekély A szintet közvetlenül a talajképző kőzet szintje követi (Stefanovits 2010).

Csernozjom főtípus

A csernozjom főtípusú talajokra jellemző a humuszanyagok felhalmozódása, a kedvező, morzsalékos szerkezet kialakulása, a kalciummal telített talajoldat kétirányú mozgása, mely az ősi füves növénytakaró alatt bekövetkezett talajképződés eredménye. A csernozjomokat kialakító folyamatok: humuszosodás, kilúgzás, agyagosodás, szénsavas mészfuktuálása, só felhalmozódás, vasmozgás.

A réti csernozjom kialakulására és tulajdonságaira jellemző, hogy a szerves anyag felhalmozódást gyenge vízhatás kíséri, mely lehet a talajvíz közelségének vagy a belvíznek az eredménye. Ebben a típusban vasmozgás nyomai figyelhetők meg. A humuszos szintek a többi csernozjomhoz képest sötétebbek, barnás fekete, fekete színűek. Szerkezetük szemcsés, a B szint vastagsága az A szinthez képest kisebb. A kicserélhető kalcium és magnézium mennyisége nagy.

A talajvíz általában 4 m körül vagy valamivel feljebb található, így az év egy részében a vízgazdálkodása ennek a csernozjom típusban a talajvíz felszín felé

áramlásával jellemezhető. Tápanyag-szolgáltató képessége jó, amit csak az időszakos levegőtlenység befolyásolhat. Az Alföld és a Kisalföld mélyebb fekvésű, nedvesebb területeire jellemző ez a talajtípus. (Stefanovits 2010).

A **mészlepedékes csernozjom** az egész Duna-völgy jellegzetes talajképződménye. Az Alföldön előfordulási területe a Hajdúsági löszhát, a Nagykunság, a Mezőföld és a Maros-Körös köze. Elnevezésüket a szelvényeikben kb. 30-70 cm között jelentkező mészlepedékről kapták, mely a talajmorzsákat penészhez hasonló, vékony hártya formájában vonja be. A kilúgzás (a szénsavas mész kioldása) ősztől tavaszig tartó átnedvesedéssel esik egybe, míg a lepedékképződés (kalcium-karbonát talajoldatokból való kicsapódása) a nyári kiszáradás és a talajoldatok betöményedésének következménye.

A szántott réteg leromlott szerkezetet mutat, apró, morzsás, alján tömődöttebb réteg alakul ki. A feltalaj kémhatása semleges vagy gyengés lúgos, humusztartalma 3-4%. A szénsavas mésztartalom vagy teljesen hiányzik vagy igen csekély (néhány százalék). Az A szint kitűnően morzsás, kémhatása gyengén lúgos, szénsavas meszet kisebb mennyiségben tartalmaz. Humusztartalma azonos a szántott réteggel. A B szintben a szerves anyag mennyiség fokozatosan csökken, így a színe egyre világosabb, viszont ezzel párhuzamosan nő a szénsavas mésztartalma. Vízgazdálkodása igen jó, kiváló a vízáteresztése és a víztároló képessége az összes szintnek. Kivételt csak a szántott réteg képez. Tápanyag-gazdálkodása szintén jó (Stefanovits 2010).

Réti talaj főtípus

A réti talaj főtípusba azok a talajok sorolhatók, amelyek keletkezésében az időszakos túlnedvesedés játszott nagy szerepet – ez lehet időszakos vízborítás vagy közeli talajvíz következménye. Jellemzően folyóinkat kísérő, széles, ármentes síkok elterjedt talajtípusa. A vízhatásra beálló levegőtlenység jellegzetes szerves anyag képződést és az ásványi részek redukcióját váltja ki. Jellemző talajképződési folyamata a humuszosodás, kilúgozás, vasmozgás, sófelhalmozódás és a kicserélhető nátrium tartalom változása.

Az **öntés réti talajok**ban két jelleg figyelhető meg: mind a réti folyamatok, mind pedig az öntésjelleg nyomai tapasztalhatók. A réti talajokra jellemző a humuszképződés és az öntésterületek hordalékanyagának rétegzettség, illetve mellette megjelenik a kialakulatlansága is. A szelvények szintjei jól elkülöníthetőek

egymástól. A humuszos réteg 30-40 cm vastag, 2-3% szerves anyagot tartalmaz. A talajképző kőzetet az elöntések rétegzettségai adják, de találunk benne homokot, iszapos és agyagos rétegeket is. Kémhatásukat, a kicserélhető kationokat és az agyagtartalom változását az öntés jellege befolyásolja. Vízgazdálkodásuk általában kedvező – tavasszal a túl nedves időszak nem tart túl sokáig, ha a talajvíz mélyen van, viszont a nyári időszakot a talajvíz a növények számára hasznosan befolyásolja. Tápanyag-ellátottságuk kedvező (Stefanovits 2010).

A *típusos réti talaj* szelvényeiben csak a réti talaj képződésére jellemző folyamatokat és az így kialakult bélyegeket mutatja. A túl sok nedvesség és az anaerob viszonyok hatására képződött szerves anyagok a talaj humuszos szintjét feketére színezik. A humuszos szint felbontható humuszos A szintre, valamint fokozatosan csökkenő humusztartalmú B szintre. A kicserélhető kationok között a kalcium mellett gyakori a magnézium is. Vízgazdálkodása a tavaszi, túl nedves időszakától eltekintve kedvező. A talajszelvény elegendő nedvességet nyújt a növényzetnek ahhoz, hogy átvészelve az aszályos időszakot. A tápanyag-gazdálkodása közepes, mivel a felvehető nitrogén tavasszal kevés, valamint a foszfor és kálium megkötésével számolni kell (Stefanovits 2010).

Közép- és délkelet-európai barna erdőtalaj főtípusa

Az erdők és az azok által teremtett mikroklíma és talajklíma, a fák által termelt szerves anyag, valamint a lebontó szervezetek tevékenysége révén alakul ki. A mikrobiológiai aktivitás miatt biológiai, kémiai és fizikai hatások a talaj kilúgozását, elsavanyosodását és szintekre tagolódását eredményezték. Jellemző folyamatai: humuszosodás, kilúgozás, agyagosodás, agyagvándorlás, agyagszétesés (podzolosodás), kovárványképződés, glejesedés és savanyodás.

Kísérleteim során *Ramann-féle barna erdőtalajt* (barnaföld) és agyagbemosódásos barna erdőtalajt használtam. Az előbbihez azok a talajok tartoznak, melyekben a humuszosodáshoz, a kilúgozás folyamatához erőteljes agyagosodás és gyenge savanyodás társul, így a kilúgozási és felhalmozódási szint agyagtartalma különböző. Vízgazdálkodása kedvező, vízáteresztő képessége közepes, víztartó képessége jó. Területük a barna erdőtalajok szárazabb részeire, medencékre vagy déli kitétettségű lejtőkre terjedhet ki.

Az *agyagbemosódásos barna erdőtalaj* típusához azok a talajok sorolhatók, amelyekben a humuszosodás, a kilúgozás, az agyagosodás folyamatait az

agyagvándorlás és közepes mértékű savanyodás jellemző. Vízgazdálkodása kedvező. Vízzetető képessége kielégítő, víztartó képessége jó. Tápanyag gazdálkodása általában közepes. Legnagyobb kiterjedésben Dunántúlon a hegységekben és a dombos vidékeken, valamint az Északi-középhegységben található (Stefanovits 2010).

4.2. Talajvizsgálatok

4.2.1. Talajfizikai vizsgálatok

A talajfizikai vizsgálatokat a MSZ-08 0205-78 szerint végeztem el. Meghatároztam a nyolc talajminta leiszapolható részét és Arany-féle kötöttségi számát, melyekkel a fizikai talajféleséget tudtam meghatározni.

A talaj leiszapolható részének (Li%) meghatározása jó tájékoztatást nyújt a 0,02 mm-nél kisebb elemi szemcsék és mikroaggregátumok együttes mennyiségéről százalékosan kifejezve (Magyar Szabványügyi Testület 1978a). A megkapott érték alapján meghatározható a talajfizikai talajfélesége, textúrája.

Az Arany-féle kötöttségi szám (K_A) a képlékenység felső határát jellemző érték, az a cm^3 -ben kifejezett vízmennyiség, amelyet 100 g légszáraz talajhoz kell adagolni az úgynevezett fonálpróba eléréséig (Magyar Szabványügyi Testület 1978a).

4.2.2. Talajkémiai vizsgálatok

A talajok kémiai tulajdonságainak meghatározásánál az 1978 óta hatályban lévő magyar szabványt vettem alapul (MSZ-08 0206/2-78). A vizsgálatok között a vizes és KCl-os pH, szénsavas mész, összes sótartalom meghatározása szerepel (Magyar Szabványügyi Testület 1978b), valamint meghatároztam a minták hidrolitos savanyúságát és a humusztartalmukat is.

Az aktív savanyúság mellett a potenciális savanyúság meghatározása is fontos a talajkémiai vizsgálatok során, amelynek az egyik formáját, a hidrolitos savanyúságot határoztam meg. A hidrolitos savanyúság (y_1) esetén lúgosan hidrolizáló sóoldat (például CH_3COONa , $(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$) hatására felszabaduló savmennyiséget mérjük. Az extrahálószer a talajban protolitikusan kötött H^+ ionokat juttatja az oldatba és az így képződött ecetsavat lúggal (NaOH) visszatitráljuk.

Szénsavas mész meghatározásánál Scheibler-féle kalcimétert használtam. Körülbelül 1-2 g-nyi, de pontosan lemért tömegű talajmintát mészküvetébe bémértem.

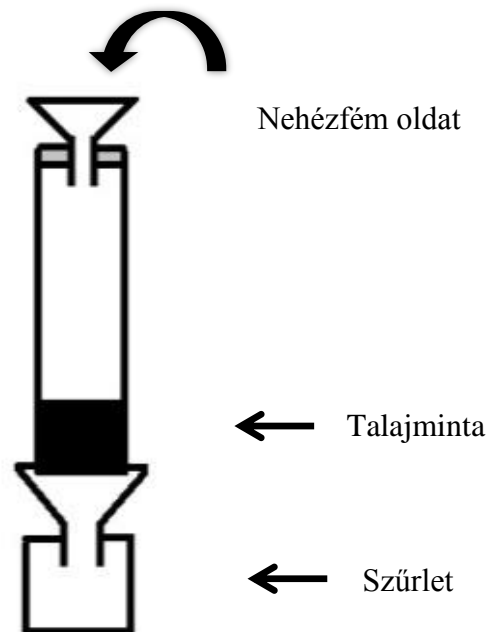
Ezt egy Erlenmeyer-lombikba helyeztem, amelyben kb. 15 cm^3 10%-os sósav volt. A talajban lévő összes karbonát és a sósav reagálása során keletkezett CO_2 mennyiséget mértem Scheibler-féle gázbürettával (Buzás 1988).

A talajminták humusztartalmát (H%), azaz szerves szén tartalmának vizsgálatát Tyurin módszerrel, titrimetriásan végeztem el (Magyar Szabványügyi Testület 1977). A savas kálium-bikromátot feleslegben adtam a talajmintához, amely eloxidálta a szervesanyag-tartalmat, a maradék oxidálószer pedig difenil-amin indikátor mellett Mohr-sóval titráltam.

4.3. Talajszlopos szennyezés vizsgálatok

A kísérleteimben céлом volt, hogy laboratóriumi körülmények között meghatározzam különböző talajtípusok nehézfém adszorpciós képességét.

A talajszennyezési kísérletet módosított Mehlich-féle talajszlop beállításával végeztem el (5. ábra).



5. ábra: Talajszlop bemutatása (saját szerkesztés)

A talajszlopot az alábbiak szerint készítettem el: egy üvegcsőnek (hossz: 45 cm, átmérő: 4,4 cm) a tetejére parafa dugót helyeztem, melynek a közepébe egy üvegtölcsért tettem. Alulról az üvegcsövet szitaszövevel bekötöttem, majd felülről beleöntöttem a tölcseren keresztül 50 g légszáraz, darált, szitált (előkezelt) talajmintát.

A talajoszlop alján szintén található egy üvegtölcsér, hogy a szűrlet egy üvegpohárba közvetlenül juthasson.

A nehézfém terheléses kísérleteket mind a nyolc talajmintával elvégeztem az általam kiválasztott három nehézfémre öt-öt koncentrációban. A szennyezéseket követően a felfogott szűrletek nehézfém tartalmát komplexometriásan meghatároztam. Az ismert koncentrációjú nehézfém oldatok és a szűrlet nehézfém koncentrációjának különbségéből kiszámítottam, hogy a különböző talajtípusok mennyire képesek az ólmot, a rezet, illetve a cinket adszorbeálni. Ebben az esetben egy elméleti adszorpciós kapacitásról szerezhetünk információt. Azért, hogy pontos információt kapjak a különböző talajminták valós adszorpciós képességéről, Lakanen-Erviö kivonatokat készítettem az MSZ 20135:1999 szerint, majd atomabszorpciós spektrofotometriás (AAS) módszerrel visszamértem a talajminták nehézfém tartalmát az Országos Meteorológiai Szolgálat Marczell György Főobszervatóriumának laboratóriumában (Magyar Szabványügyi Testület 1999, Lakanen és Erviö 1971). A Lakanen-Erviö kivonószer ammónium-acetátot és EDTA mérőoldatot tartalmaz, mely főként ionosan kötött fémeket von ki a talajból. A növényi gyökerek általi mobilizálást lehet modellezni és azt a hányadot kivonni, amelyet potenciálisan felvehetnek a növények.

4.3.1. Ólomszennyezés

Az ólomszennyezést $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ vizes oldatával végeztem. A szennyezés kivitelezéséhez 50 g/dm^3 töménységű ólom-oldatot készítettem, amelyből hígítással a következő töménységű oldatokat készítettem: 25, 10, 5 és 1 g/dm^3 . Minden egyes előkészített talajoszlopra minden koncentrációban $200\text{-}200 \text{ cm}^3$ térfogatú ólom-nitrát-oldatot öntöttem, majd a felfogott szűrlet ólom tartalmát komplexometriásan meghatároztam.

A titrálás előtt 10 cm^3 -nyi szűrletet titráló lombikba pipettáztam automata pipettával, majd $0,5 \text{ g}$ kálium-nátrium-tartarátot adtam hozzá, valamint tömény ammóniával $9,0\text{-}10,0 \text{ pH}$ -t állítottam be. Eriokrómfekete T indikátor mellett $0,05 \text{ mol/dm}^3$ EDTA mérőoldattal lilától kékig titráltam három ismétlésben.

A titrálást követően a talajoszlopokban lévő talajmintákat kiszárítottam. Erlenmeyer-lombikba 5 g talajmintához 50 cm^3 Lakanen-Erviö kivonó oldatot pipettáztam. 1 éjjelen át állni hagytam, majd a szuszpenziót redős szűrőpapíron leszűrtem, végül 10-szeres hígításokat készítettem a szennyezés nagy koncentráció

értékei miatt. A hígított minták nehézfémtartalmát atomabszorpciós spektrofotométerrel visszamértem. Az eredeti talajminták ólomtartalmát hasonlóképpen megmértem, mint a szennyezettekét.

4.3.2. Rézszennyezés

A rézszennyezést $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ oldatával végeztem el. A koncentrációkat hasonlóan választottam, mint az ólomszennyezésnél: 50 g/dm^3 töménységű réz oldatot készítettem, amelyet a korábban már említett további négy töménységű oldatra hígítottam. Minden talajoszlopra az öt koncentrációban 200 cm^3 réz-oldatot öntöttem, majd a felfogott szűrletek réztartalmát komplexometriásan meghatároztam.

A titrálás során a szűrletekből 10 cm^3 -nyi mintát titráló lombikba pipettáztam, majd tömény ammónia-oldatot adtam hozzá, mellyel beállítottam a szűrlet pH-ját kb. 9-re. Murexid indikátor mellett $0,05 \text{ mol/dm}^3$ EDTA mérőoldattal titráltam világos lila színig.

A szennyezett talajmintákat (hasonlóan az ólommal szennyezett minták esetén) kiszárítottam, majd Lakanen-Erviö kivonatokat készítettem. A réztartalmat AAS-sel mértem vissza.

4.3.3. Cinkszennyezés

A cinkszennyezések során $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ oldatát alkalmaztam. Az 50 g/dm^3 töménységű oldatot hígítottam 25, 10, 5 és 1 g/dm^3 koncentrációjú oldatokká, amelyekből $200\text{-}200 \text{ cm}^3$ térfogatú részleteket öntöttem az előkészített talajoszlopokra. Hasonlóan a korábbiakhoz, a felfogott szűrletek cinktartalmát komplexometriásan határoztam meg.

A szűrletekből 10 cm^3 -nyi oldatot pipettáztam titráló lombikba, amelyhez 1-2 spatulányi eriokrómfekete T indikátort adtam hozzá. 5 cm^3 hexametilén-tetramin-oldat hozzáadását követően kékes-lila színűvé vált a szűrlet színe, amelyet $0,05 \text{ mol/dm}^3$ EDTA mérőoldattal titráltam sárga színig. A titrálás során nem láttam az átcsapást 50 és 25 g/dm^3 koncentrációjú oldatok esetén, így a továbbiakban csak a 10 , 5 és 1 g/dm^3 cink-szulfát oldatokkal szennyezett mintákkal dolgoztam.

A szennyezett mintákat szobahőmérsékleten kiszárítottam, az MSZ 20135:1999 szerint Lakanen-Erviö kivonatokat készítettem, majd visszamértem

atomabszorpciós spektrofotometriás eljárással a cinktartalmat (Magyar Szabványügyi Testület 1999).

4.4. A kísérletekben alkalmazott teszt növények rövid jellemzése, a kísérletek bemutatása

4.4.1. A fejes saláta (*Lactuca sativa L.*)

A fejes saláta (*Lactuca sativa L.*) régóta használt zöldségnövény, amelynek fogyasztása az utóbbi évtizedekben növekedett. Ennek egyik magyarázata, hogy jól beilleszthető a korszerű, egészséges, kalóriaszegény és vitaminokban gazdag táplálkozásba.

Magyarországon az egyik legrégebben hajtított zöldségfaj, elsősorban az Alföldön és Budapest környékén alakultak ki nagyobb hajtító körzetek. A hajtítási időny igazodik a fogyasztáshoz, ezért nálunk úgy ültetik, hogy tavasszal, főleg húsvét táján szedhető legyen.

Termése kaszat, hossza 3-4 mm, szélessége 0,8-1 mm. Alakja lapított, tojásszerű, színe világosszürke vagy fekete. Nem tekinthető nagy vízigényű növénynek, az öntözési igény a növény fejlettségi állapotától függ. Optimálisnak a 70%-os páratartalom tekinthető. Ha a páratartalom az említett alatti vagy feletti, az több betegség kialakulását befolyásolhatja. Nincs nagy talaj- és tápanyagigénye, így a gyakorlatban csak ritkán használnak ültetés előtt szerves trágyát. A talaj kémhatását tekintve semleges, enyhén savanyú talajokat kedveli. A meszes és erősen meszes talajokon előfordulhat klorotikus, mikroelem hiány. Tápanyagigénye alacsony (Terbe 2005).

4.4.2. A fejes saláta (*Lactuca sativa L.*) nehézfém akkumuláló hatásának tanulmányozása tenyészedényes kísérletben

A fejes saláta nehézfém akkumuláló hatásának megfigyeléséhez tenyészedényeket alkalmaztam. Talajmintaként a tiszavasvári löszön kialakult réti csernozjom mintát használtam fel. Első lépésként a tenyészedényeket (9x9x9,5 cm) 450-500 g bolygatott talajjal töltöttem fel, majd laboratóriumi körülmények között beállítottam a maximális vízkapacitást (VK_{max}), majd a minimális vízkapacitást (VK_{min}), ezzel biztosítva a talajminták (hibahatáron belüli) azonos nedvességi

állapotát. A tenyészdedényekbe 60 napos tenyészidejű fejes saláta (Május királya) magokat vettem. A tenyészidő alatt szabad ég alatt tartottam a mintákat a Budai Campus K épületének tetején (2013. május-június). A kísérlet első 30 napjában csapvízzel öntöztem (tömegállandóságig), optimális fejlődési körülményeket előidézve. A 30. napon minden tenyészdedényben 1-1 növényt hagytam, majd az öntözővizet 3. táblázatban megfelelő, változó koncentrációjú ólom-, réz- és cink-oldatokkal szennyeztem.

A szennyezések koncentrációjának meghatározásához a 6/2009. (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletének B szennyezettségi határértékét vettem alapul. Három különböző koncentrációban szennyeztem a növényeket (3. táblázat).

3. táblázat: A kísérlet során használt szennyezési koncentrációk nehézfémeként

Nehézfém		Koncentráció (mg/kg)
Ólom	Határérték alatt	50
	Határértéken	100
	Határérték felett	150
Réz	Határérték alatt	37,5
	Határértéken	75
	Határérték felett	112,5
Cink	Határérték alatt	100
	Határértéken	200
	Határérték felett	300

A tenyészidő utolsó 30 napjában hetente egyszer öntöztem meg a növényeket 20-20 cm³ ólom-nitrát, réz-szulfát, valamint cink-szulfát-oldattal három ismétlésben. A kontroll mintákra az egész kísérleti periódus alatt csapvizet öntöttem. Így összesen 30 mintával dolgoztam.

A kísérlet végén a növényeket eltávolítottam és a tenyészdedények talajmintáit kiszárítottam, majd Lakanen-Erviö kivonatokat készítettem. A kivonatok ólom-, réz- és cink-tartalmát az Országos Meteorológiai Szolgálat Marczell György

Főobszervatóriumának laboratóriumában mértem le atomabszorpciós spektrofotométerrel.

Az eltávolított fejes salátákból mintát vettem mind a gyökérből és mind a levélből, amelyeket szárítószekrényben 105°C-on tömegállandóságig szárítottam. Mivel a szennyezés hatására nem fejlődtek megfelelően a növényminták mind a három nehézfém esetében, ezért a három ismétlés növényi részeit dörzsmozsárban homogenizáltam, így egy átlagértéket kaptam az akkumulálódó nehézfém tartalomról mind a gyökér, mind a levél részben a különböző szennyezettségi koncentrációkon. A homogenizálást követően roncsoltam a tíz mintát salétromsav/hidrogén-peroxid keverékével, majd a kivonatok ólom-, réz- és cink-tartalmát százszorosára hígítva atomabszorpciós spektrofotometriásan visszamértem az Országos Meteorológiai Szolgálatnál.

4.4.3. A szőlő (*Vitis vinifera*)

A napjainkban termesztett szőlő (*Vitis vinifera*) termesztése messzire nyúlik vissza. A kerti szőlő a ligeti szőlőből (*Vitis sylvestris*) alakult ki a Kaukázus hegységtől délre található területen. A magyarok honfoglalása előtt, hazánk területén élő népek (kelták, dákok) foglalkoztak szőlőtermesztéssel: Baranyában, Tolnában, Balaton északi partján és Buda környékén. A magyarok hamar megtanulták és meg is kedvelték a szőlő művelését, amelynek színvonala mindig összefüggött hazánk sorsának emelkedésével és hanyatlásával (Bauer 1966, Fülöp et al. 2013).

Napjainkban Földünkön kb. 8,5 millió hektár területen foglalkoznak szőlőtermesztéssel, földrészek közül Európában a legjelentősebb (59%). A legnagyobb szőlőtermesztő országok közé sorolható Olaszország, Spanyolország és Franciaország – itt található az európai szőlőtermesztő terület 65%-a (Fülöp et al. 2013).

Kísérletem során a Fercal alanyfajtát használtam, mely egy komplex interspecifikus hibrid (*V. Berlandieri* × *Colombard*) Nr.1. × 333 EM (= *Carbanet sauvignon* × *V. Berlandieri*). Franciaországban Pouget állította elő (Bényei et al. 1999), 1978-ban minősítették, míg hazánkban 1998-ban kapott állami elismerést (Bakonyi 2009). Hazánkban kis területen termesztik, mindössze 2-3 hektáron.

Jellemző bélyegei: gyenge-középerős növekedésű a ráoltott nemes, sok hónaljhatást növeszt, peronoszpóra-ellenálló, közép vastag, gesztenyebarna vesszők jellemzik, valamint szaporítóanyag-termelése jobb, mint más alanyfajtáknak. Levelei

közép nagyok, ötszögletűek, tagolatlanok, sima felületűek. A levélnyél barnás zöld, hengeres, mintázatlan és szőrösödő. Fürtjei kicsik, lazák, hengeresek és bogyói gömbölyűek, kicsik és feketék (Bauer 1966, Bakonyi 2009).

Használatának előnyei, hogy kimagaslóan nagy mérszertartalmat is elvisel, igen korán gyökeresedik, jó a szőlőiskolai kihozatal, nagyon jól tűri a szárazságot, kedveli a laza szerkezetű talajt és vesszője jól beérik. Hátrányai ezzel szemben, hogy még kevés tapasztalattal rendelkeznek a termelők ezzel az alannyal kapcsolatban, és magnéziumhiányra érzékeny (Bauer 1966, Fülöp 2013).

4.4.4. A szőlő (*Vitis vinifera* 'Fercal') akkumuláló hatásának vizsgálata tenyészedényes kísérletben

Szőlő kísérlet során a Fercal fajtájú bortermő szőlő nehézfém-akkumuláló hatását is vizsgáltam hasonlóan eljárva, mint a fejes salátánál. A kísérlet a Szent István Egyetem Budai Campus K épület tetején, déli kitettséggű oldalán zajlott.

A növények 2014 áprilisában kerültek kiültetésre perlit-talaj (50-50%) keverékébe (15 cm átmérőjű, 35 cm magas hengerek), amely esetén a talaj a Soroksári Kísérleti Üzem és Tangazdaságából származó Ramann-féle barna erdőtalaj minta volt. Ebben a közegben 60 napig voltak a Budai Campus K épületének tetején (déli kitettséggű oldalán), amíg a megfelelő fenológiai fázist el nem érték, mely idő alatt csapvizes öntözést kaptak a növények. Májusban átültetésre kerültek a Ramann-féle barna erdőtalajba. A nedvesség beállítását hasonlóan végeztem el, mint azt a fejes salátánál ismertettem.

A 60. napot követően kezdtem el heti három alkalommal szennyezni a mintákat különböző koncentrációjú nehézfém oldatokkal 30 napon keresztül. A szennyezők koncentrációi hasonlóan alakultak, mint a saláta kísérletnél (3. táblázat). Összesen 30 növényel dolgoztam: három ismétlésben, három különböző koncentrációban, három különböző nehézfémrel (27), illetve három kontroll mintával.

A kísérlet felszámolását követően a talajmintákat kiszárítottam, majd Lakanen-Erviö kivonatokat készítettem és meghatároztam az ólom-, réz- és cink-tartalmat az Országos Meteorológiai Szolgálatnál. A szőlőminták nehézfém-tartalmának visszamérése során gyökér és levélmintákat vettem, amelyekből a salátához hasonló minta-előkészítési eljárással kivonatokat készítettem, majd atomabszorpciós spektrofotometriásan visszamértem a nehézfém tartalmukat.

4.5. Az alkalmazott analitikai és statisztikai módszerek bemutatása

4.5.1. Az alkalmazott analitikai módszer

A szennyezett talaj és növényminták nehézfém tartalmának analitikai pontosságú mérésére az Országos Meteorológiai Szolgálat Marczell György Főobszervatóriumának laboratóriumában AAAnalyst700 típusú atomabszorpciós spektrofotométert használtam (6. ábra).



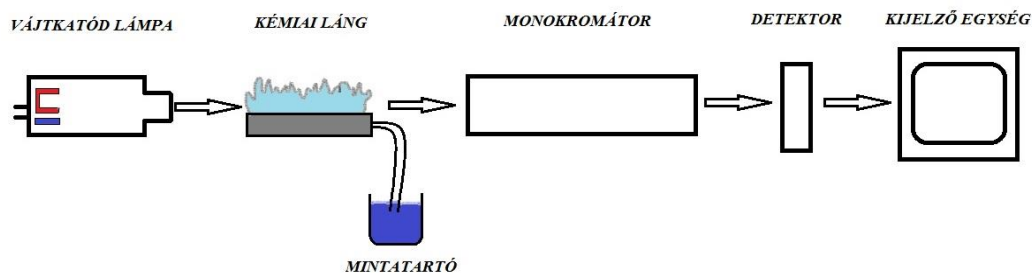
6. ábra: AAAnalyst700 típusú atomabszorpciós spektrofotométer

A módszer lényege, hogy egy elem szabad atomjai megfelelő energiájú fotont elnyelve gerjesztett állapotba jutnak. Az ezzel járó fényintenzitás csökkenést a Lambert–Beer-törvény írja le:

$$A = \lg \frac{I_0}{I} = \varepsilon \cdot c \cdot l,$$

Ahol A az abszorbancia, I_0 a beeső fény intenzitása, I az áteresztett fény intenzitása, ε a moláris abszorpciós koefficiens, c a mért elem koncentrációja, l a rétegvastagság. A beeső fény hullámhossza a vizsgált kémiai elem rezonáns színképvonalának hullámhosszával meg kell, hogy egyezzen. A Lambert–Beer-törvény egy adott koncentrációtartományban lineáris összefüggést biztosít az abszorbancia és a koncentráció között (Lambert 1760, Beer 1852).

A műszer fő részei (7. ábra) a fényforrás, az atomizáló egység, a mintabeviteli egység, a monokromátor, a detektor és a kiértékelő egység.



7. ábra: Az atomabszorpciós spektrofotométer fő részei (saját szerkesztés)

4.5.2. Statisztikai vizsgálatok

Az eredmények statisztikai kiértékelése során, az összes adatot figyelembe véve (függetlenül a talajtípusoktól) többváltozós varianciaanalízist (MANOVA, multivariate analysis of variance) alkalmaztam, amelyet SPSS 20 szoftverrel futattam le. (<http://www.spss.com>). A többváltozós varianciaanalízis (MANOVA) az ANOVA általánosításának tekinthető. Abban az esetben használjuk, ha több függő változónk van, melyek egymással korrelálnak. Ezt az összefüggést, ha a változókra egyenként ANOVÁ-t végeznénk, nem kezelnénk. A MANOVA azt teszteli, hogy k populációban (itt k a független változó, más néven faktor szintjeinek a számát jelöli) a függő változók lineáris kombinációjának várható értékei szignifikánsan különböznek-e (Fish 1988, Zientek és Thompson 2009). Esetünkben mindig két összefüggő változóról volt szó, az elméleti és az adszorpciós mérésekből származóról. A rögzített faktor hatását a koncentráció jelentette. A MANOVA alapötlete, hogy a függő változók olyan lineáris kombinációját keressük, amely optimálisan szeparálja a csoportokat, azaz olyat, amely maximalizálja a faktorhatás (between-subject) variancia-kovariancia mátrix és a hiba (within-subject) variancia-kovariancia mátrix hányadosát. Ennek a kombinációnak a standardizált együtthatói megmondják, hogy melyik változó milyen súllyal szerepel a szeparálásban.

A MANOVA előnye, hogy annak az esélye, hogy különbségeket találunk a csoportok között, nagyobb ahhoz képest, mintha minden változóra egyenként ANOVÁ-t futtatnánk, miközben az elsőfajú hiba valószínűsége nem növekszik.

A vizsgálat előtt ellenőrizni kell két feltételt: teljesül-e a szóráshomogenitás (Levene-teszt), valamint a hibataragok normalitása (ferdeség és csúcosság alapján). Az adatokat logaritmus- vagy gyöktranszformációval normalizáltam (Box és Cox 1964).

Ezt követően vizsgáltam a Wilk-féle lambdát, mely a faktor által nem magyarázott varianciarányad. Ha a csoportok átlagai szignifikánsan eltérnek, akkor az értéke 0-hoz közelít (Varga és Szilágyi 2011).

Ha a MANOVA szignifikáns eredményt mutatott, akkor a faktorhatást ANOVÁ-val is megvizsgáltam a függő változókra külön. Post hoc tesztek futtattam le az elméleti és valódi adszorpciós eredményekre a szóráshomogenitást figyelembe véve (teljesülés esetén Tukey-teszt, ellenkező esetben Games-Howell-teszt), amellyel kiderül, hogy adott adszorpciós képesség vizsgálatánál mely koncentrációs értékeknél van szignifikáns különbség.

Vizsgáltam az elméleti és valódi adszorpciós értékek korrelációját, azaz a közöttük lévő kapcsolat szorosságát, valamint regresszióanalízist végeztem mind a három nehézfém esetén, amellyel a változók között fennálló kapcsolatot lehet modellezni.

5. EREDMÉNYEK

5.1. Talajfizikai és talajkémiai vizsgálatok eredményei

5.1.1. A vizsgált talajok jellemzése fizikai szempontból

A 4.2.1. alfejezetben olvasható vizsgálatok (leiszapolható rész, kötöttségi szám) elvégzésével megállapítottam a talajminták fizikai talajféleségét, mely eredményeket a 4. táblázatban foglaltam össze.

4. táblázat: Talajfizikai vizsgálatok eredményei

Talajtípus	Leiszapolható rész (Li%)	Arany-féle kötöttségi szám (K_A , cm ³)	Fizikai talajféleség
agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	20	28,2	homok
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	16	37,8	homokos vályog
mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	35	41,6	vályog
réti csernozjom (Tiszavasvári)	38	38,0	vályog
humuszos homok (Tiszavasvári)	18	26,0	homok
humuszos homok (Soroksár)	24	26,0	homok
öntés réti talaj (Tiszavasvári)	46	38,0	vályog
típusos réti talaj (Soroksár)	61	45,6	agyagos vályog

Megállapítottam, hogy a gödöllői agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a tiszavasvári és a soroksári humuszos homok fizikai talajféleség szerint homok. A soroksári a Ramann-féle barna erdőtalaj fizikai talajfélesége homokos vályog, míg a csernozjom talajok és a tiszavasvári öntés réti talaj vályog. A legnagyobb agyagtartalommal a soroksári típusos réti talaj rendelkezik, mely agyagos vályog csoportba sorolható a vizsgálatok alapján.

Mint ahogyan a 3.3 *Adszorpciós folyamatok a talajban* című fejezetben ismertettem, az agyagtartalomnak nagy jelentősége van a nehézfémek adszorpciójában. A talajfizikai eredmények ismeretében a soroksári típusos réti talaj

esetében várom a legnagyobb adszorpciós képességet, míg a legkisebbeket homok féleségű talajmintáknál.

5.1.2. Talajkémiai vizsgálatok eredményei

A hatályban lévő Magyar Szabványokat alapul véve elvégeztem a talajminták kémhatásának, hidrolitos aciditásának, összes sótartalmának, mész- és humusztartalmának (H%) vizsgálatait. A könnyebb összehasonlítás érdekében főként mutatnom be az eredményeket, illetve összehasonlítom azokat.

5. táblázat: Barna erdőtalaj minták talajkémiai vizsgálati eredményei

Talajmintavétel helye	pH		Hidrolitos aciditás	CaCO ₃ %	H%
	desztillált vizes	KCl-os kivonat			
agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	6,72	5,92	5,94	-	2,98
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	6,36	5,63	8,44	-	1,77

Az 5. táblázat eredményei alapján elmondható, hogy mind az agyagbemosódásos, mind a Ramann-féle barna erdőtalaj – melyek egyaránt természetes, érintetlen erdőből származnak – gyengén savanyú. A gödöllői barna erdőtalaj közepes, míg a soroksári minta kis humusztartalmú. Talajkémiai tulajdonságaik alapján nehézfém adszorpciós képességben kis különbséget várok az eltérő humusztartalmuk miatt.

6. táblázat: Csernozjom minták talajkémiai vizsgálati eredményei

Talajmintavétel helye	pH		Hidrolitos aciditás	CaCO ₃ %	H%
	desztillált vizes	KCl-os kivonat			
mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	7,94	7,35	-	11,65	3,37
réti csernozjom (Tiszavasvári)	5,83	4,51	7,5	-	3,29

A csernozjom minták egy dunaújvárosi nem művelt és Tiszavasváriból, egy művelt területéről származnak. A dunaújvárosi minta kémhatása gyengén lúgos, közepes mésztartalommal rendelkezik, valamint humuszban gazdag. Ezzel szemben a tiszavasvári csernozjom talajminta savanyú / gyengén savanyú és közepes humusztartalmú. A talajkémiai vizsgálati eredmények (6. táblázat) alapján különbséget várok a csernozjom talajminták nehézfém adszorpciós képességei között.

7. táblázat: Humuszos homok minták talajkémiai vizsgálati eredményei

Talajmintavétel helye	pH		Hidrolitos aciditás	CaCO ₃ %	H%
	desztillált vizes	KCl-os kivonat			
humuszos homok (Tiszavasvári)	8,15	7,37	-	3,19	0,53
humuszos homok (Soroksár)	7,78	7,31	-	4,20	1,42

A humuszos homok minták talajkémiai vizsgálati eredményeit áttekintve (7. táblázat) itt is megfigyelhető a művelés hatása, habár nem olyan nagy különbséggel, mint az előző, csernozjom mintáknál. A művelés alatt álló tiszavasvári humuszos homok gyengén lúgos, gyengén meszes és kis humusztartalommal rendelkezik. A soroksári humuszos homokszintén gyengén lúgos, gyengén meszes és kis humusztartalmú. A tulajdonságokat figyelve nem várható különösebben nagy eltérés a nehézfém adszorpciós képességben, de az eltérő humusztartalmuk miatt (2,7-szer nagyobb a soroksári mintáé) feltételezhetően lesz különbség.

8. táblázat: Réti talaj minták talajkémiai vizsgálati eredményei

Talajmintavétel helye	pH		Hidrolitos aciditás	CaCO ₃ %	H%
	desztillált vizes	KCl-os kivonat			
öntés réti talaj (Tiszavasvári)	5,56	4,59	8,75	-	6,12
típusos réti talaj (Soroksár)	7,63	7,34	-	13,28	4,15

A réti talaj minták, hasonlóan az előző kettő talajtípushoz, egy művelés alatt álló és egy érintetlen területéről származnak. A talajkémiai vizsgálatokban egyértelmű különbség mutatkozik (8. táblázat). A tiszavasvári öntés réti talaj savanyú / gyengén savanyú és humuszban gazdag. A soroksári minta ezzel ellentétben gyengén lúgos,

közepesen meszes és humuszban szintén gazdag. Alapul véve a talajfizikai tulajdonságot, valamint a talajkémiai vizsgálatok eredményeit, különbséget várok a vizsgálat nehézfémek megkötésében.

5.2. Talajoszlopos szennyezés eredményei

A nehézfém adszorpciós képesség könnyebb összehasonlítása érdekében talajtípusonként mutatom be a kapott eredményeket. A diagramokon a komplexometriás titrálásból számított elméleti, valamint a valós (AAS-sel visszamért) adszorpciós értékeket ábrázoltam, feltüntetve az eredeti szennyezések koncentrációját (viszonyítási vonal). Minden esetben a talajok eredeti ólom-, réz- és cink-tartalmát atomabszorpciós spektrofotométerrel megmértem, mely értékeket az elméleti és valós adszorpciós értékekből levontam annak érdekében, hogy az eredeti szennyezéssel össze tudjam hasonlítani. A vizsgálatok során ugyan meghatároztam, hogy mekkora az adott talajminta nehézfém adszorpciós kapacitása, de a kísérletek legfőbb célja az volt, hogy meghatározzam azt/azokat a talajtulajdonságokat, amelyek befolyásolják a nehézfém kötődését különböző talajtípusok esetén. Ennek értelmében nem az adszorpció pontos értékét, hanem a görbék lefutását és egymáshoz való viszonyukat tanulmányoztam.

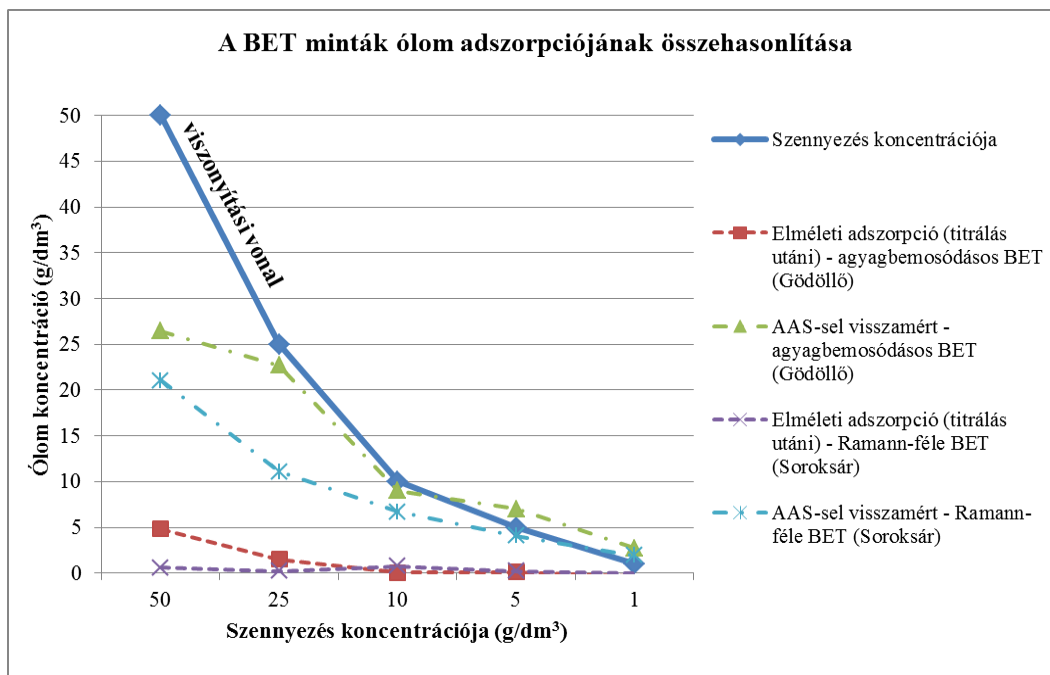
5.2.1. Ólommal való szennyezés eredményeinek bemutatása

A talajminták eredeti ólom tartalmának eredményeit a *9. táblázat* tartalmazza. A legnagyobb ólomtartalma a dunaújvárosi mészlepedékes csernozjom mintának volt ($7,15 \pm 0,27$ mg/kg ólom), míg a tiszavasvári humuszos homok tartalmazta a legkevesebbet ($1,70 \pm 0,20$ mg/kg ólom).

9. táblázat: A vizsgált talajok eredeti ólom tartalma a kezelések előtt mg/kg-ban

Talajminta	Eredeti ólom tartalom (mg/kg)	Szórás (n=24)
agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	2,79	0,06
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	4,70	0,24
mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	7,15	0,27
Csernozjom (Tiszavasvári)	3,06	0,23
humuszos homok (Tiszavasvári)	1,70	0,20
humuszos homok (Soroksár)	2,74	0,03
öntés réti talaj (Tiszavasvári)	2,32	0,15
típusos réti talaj (Soroksár)	5,23	0,26

Az I. Mellékletben megtalálhatóak táblázatosan az eredmények. A kísérlet negatívumának számít, hogy nem minden esetben volt sikeres a szűrletek visszatitrálása, hisz az ólom komplexometriás titrálása nagyon hasonlít a Ca-ion komplexometriás visszatitrálásához, így elméletileg Ca-ion deszorpciót tapasztaltam (többet mértem vissza, mint amennyivel szennyeztem, emiatt negatívak az értékek a kis koncentrációs értékeknél).



8. ábra: A barna erdőtalaj minták ólom adszorpciójának összehasonlítása (BET = barna erdőtalaj)

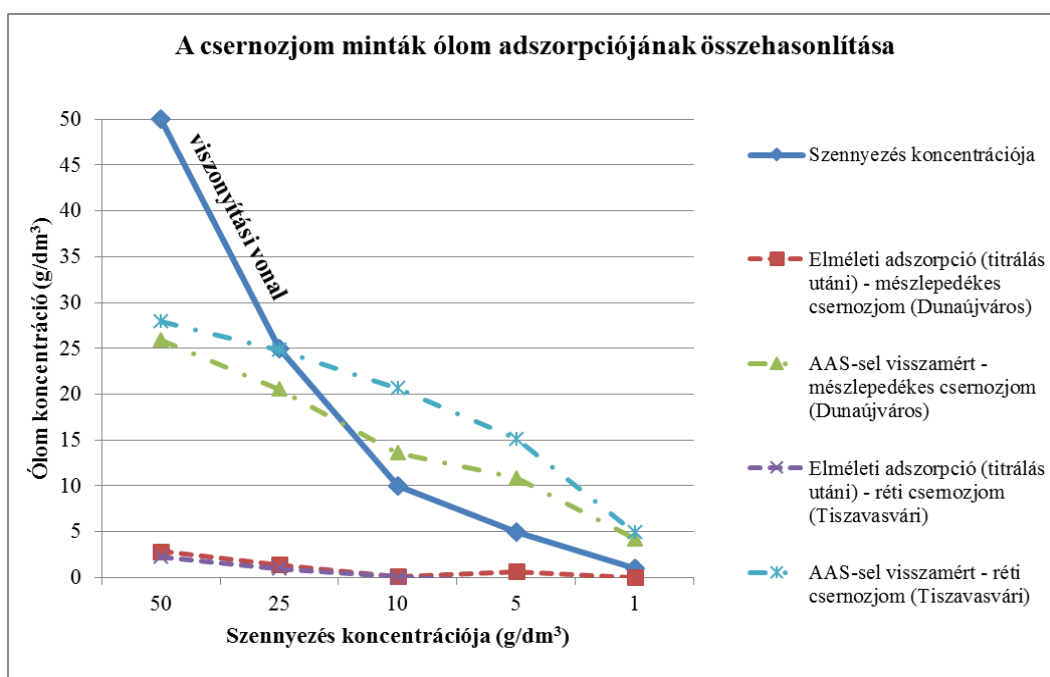
A 8. ábrán látható a gödöllői agyagbemosódásos és a soroksári Ramann-féle barna erdőtalaj adszorpciós eredményeinek összehasonlítása. Bár a titrálásból kapott elméleti adszorpciós értékek mind a nyolc minta esetén messze alulmaradnak a valós

adszorpciós eredményektől, a tendencia egyértelműen mutatja, hogy ahogy csökkent a szennyezés koncentrációja, úgy csökkent a megkötés is.

Az agyagbemosódásos barna erdőtalaj valódi adszorpciós értéke 50 g/dm^3 -es szennyezés esetén $26,44 \pm 1,73 \text{ g/dm}^3$ (52,88%), míg 25 g/dm^3 -nél $22,68 \pm 0,95 \text{ g/dm}^3$ -t (90,72%), valamint 10 g/dm^3 -nél $8,97 \pm 0,30 \text{ g/dm}^3$ -t (89,70%) mértem vissza atomabszorpciós spektrofotométerrel. 5 és 1 g/dm^3 koncentrációjú szennyezés esetén többet mértem vissza, mint maga a szennyezés koncentrációja: 5 g/dm^3 koncentráció esetében $7,01 \pm 0,31 \text{ g/dm}^3$ -t, míg 1 g/dm^3 -nél $2,75 \pm 0,08 \text{ g/dm}^3$ -t.

A soroksári Ramann-féle barna erdőtalaj minta esetén 50 g/dm^3 -nél $21,04 \pm 0,60 \text{ g/dm}^3$ -es (42,08%), 25 g/dm^3 -nél $11,06 \pm 0,54 \text{ g/dm}^3$ -es (44,24%), 10 g/dm^3 -nél $6,67 \pm 0,68 \text{ g/dm}^3$ -es (66,70%) és 5 g/dm^3 -nél $4,08 \pm 0,35 \text{ g/dm}^3$ -es (81,06%) megkötést tapasztaltam. 1 g/dm^3 koncentrációjú szennyezéskor nagyobb értéket mértem vissza ($1,95 \pm 0,23 \text{ g/dm}^3$).

Mind az elméleti, mind a valós adszorpciós eredmények görbéinél megfigyelhető (8. ábra), hogy az agyagbemosódásos barna erdőtalaj adszorpciós képessége nagyobb volt minden szennyezés koncentrációnál, mint a Ramann-féle barna erdőtalaj mintáé.



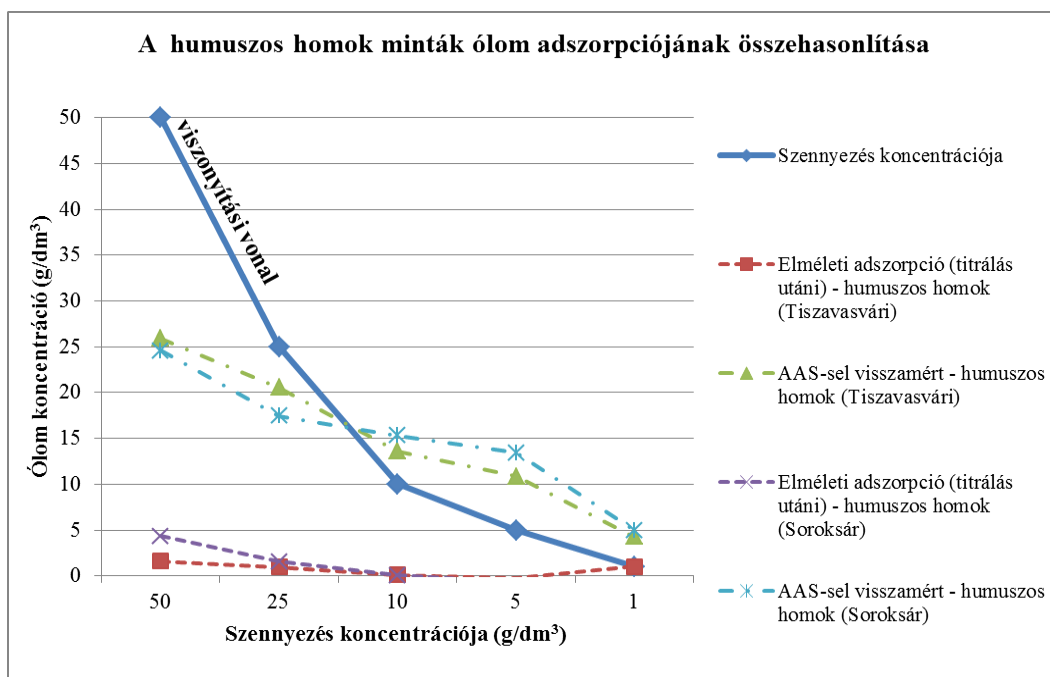
9. ábra: A csernozjom minták ólom adszorpciójának összehasonlítása

A dunaújvárosi mészlepedékes csernozjom és a tiszavasvári csernozjom minták ólom megkötésének eredményeit a 9. ábra szemlélteti. A 10 , 5 és 1 g/dm^3

koncentrációval szennyezett mintáknál mind a két talaj esetén többet mértem vissza atomabszorpciós spektrofotométerrel, de az adszorpció közötti különbség így is megmutatkozik a két csernozjom minta esetében.

Komplexometriás titrálásból kapott elméleti adszorpciós eredmények hasonló eredményt adtak, kivéve a két legkisebb koncentrációnál a tiszavasvári minta esetén, mivel negatív koncentrációkat kaptam.

A legnagyobb, 50 g/dm^3 -es szennyezéskor a dunaújvárosi minta esetén $25,91 \pm 0,84 \text{ g/dm}^3$ (51,82%), a tiszavasvári mintánál $27,97 \pm 1,74 \text{ g/dm}^3$ (55,94%) ólom tartalmat mértem vissza AAS-sel. A soron következő szennyező koncentrációnál (25 g/dm^3) a tiszavasvári löszön kialakult csernozjom majdnem 100%-os megkötődést mutatott ólommal szemben ($24,83 \pm 1,74 \text{ g/dm}^3$, 99,32%). Ezzel szemben a másik mintánál csak $20,54 \pm 1,34 \text{ g/dm}^3$ -nyi ólmot tudott megkötni, ami jelen esetben 82,16%-os adszorpciós képességet jelent. Leszámítva a legnagyobb szennyezéskor tapasztalt kis különbséget, minden koncentrációnál a tiszavasvári réti csernozjom adszorbeált nagyobb mennyiségű ólmot.

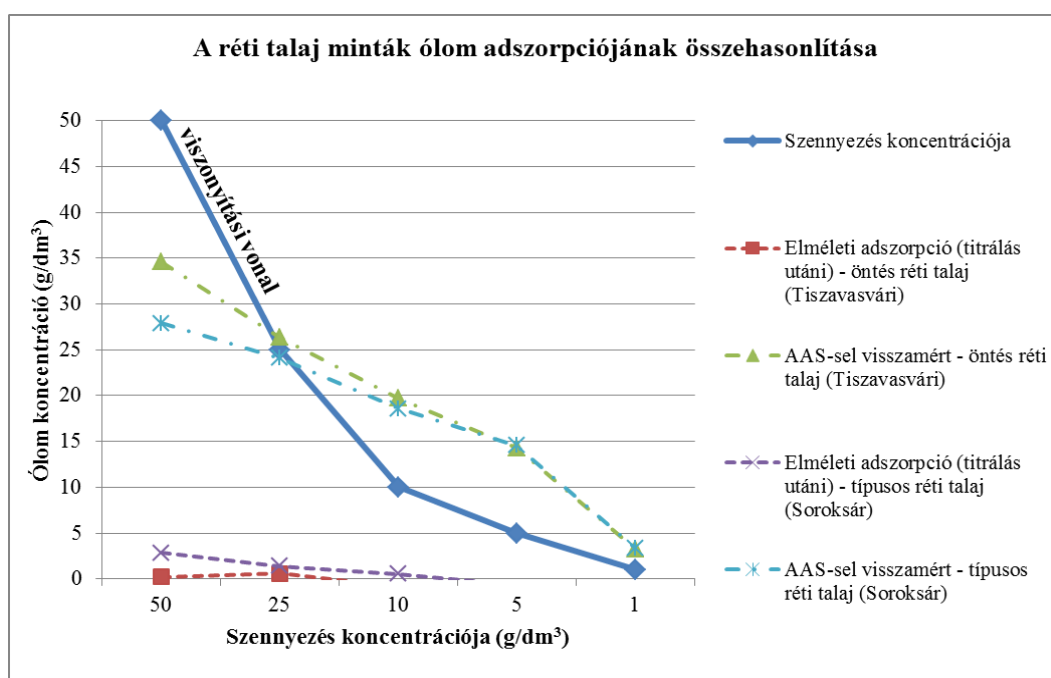


10. ábra: A humuszos homok minták ólom adszorpciójának összehasonlítása

A 10. ábrán a humuszos homok minták ólom adszorpciójának eredményei láthatóak. Hasonlóan a csernozjom mintákhoz, 10, 5 és 1 g/dm^3 -nél többet mértem vissza atomabszorpciós spektrofotométerrel, mely a már említett hibáknak tulajdonítható. Titrálás során kapott elméleti adszorpció esetén negatív értéket kaptam

a soroksári mintánál 5 és 1 g/dm³-es szennyezésnél, valamint 5 g/dm³ koncentrációjánál a tiszavasvári mintában is.

Tiszavasvári művelt területéről származó humuszos homok mintában 50 g/dm³ szennyezéskor $25,91 \pm 0,84$ g/dm³-t (51,82%), 25 g/dm³-nél $20,54 \pm 1,34$ g/dm³-t (82,16%) mértem vissza. A soroksári minta esetén ezek az értékek a következőképp alakultak: $24,56 \pm 1,84$ g/dm³ (49,12%) és $17,43 \pm 0,77$ g/dm³ (69,72%). A szennyezési sor első és második tagját figyelve a tiszavasvári humuszos homok minta adszorbeálta a nagyobb mennyiségű ólmot.



11. ábra: A réti talaj minták ólom adszorpciójának összehasonlítása

A réti talaj minták ólom adszorpció eredményeit a 11. ábra mutatja be. A többi hat mintához képest sokkal lassabb átfolyást tapasztaltam (eliszaposodott) – egyrészt a nagy agyagtartalom, másrészt a nagy humusztartalom miatt. Hasonlóan az előző két talajtípushoz, 10, 5 és 1 g/dm³ koncentrációjú szennyezésnél nagyobb értékeket mértem vissza AAS-sel, mint amilyen a szennyezés koncentrációja volt.

A tiszavasvári öntés réti talaj 50 g/dm³-es szennyezés során $34,56 \pm 1,98$ g/dm³ (69,12%) ólmot kötött meg, míg a soroksári minta $27,86 \pm 2,10$ g/dm³-t (55,72%). 25 g/dm³-es ólom tartalmú szennyezéskor az előbb említett mintánál kicsivel többet mértem vissza ($26,34 \pm 0,39$ g/dm³), míg az utóbbinál $24,08 \pm 0,47$ g/dm³, tehát elmondható, hogy majdnem teljes megkötődés volt tapasztalható. A két minta ólom megkötése a legnagyobb koncentrációt leszámítva közel hasonlóan mondható.

Mind a nyolc mintát figyelve megállapítottam, hogy a legnagyobb mértékű megkötődést a vályog talajban (tiszavasvári öntés réti), és a legkisebbet a durva homokban (soroksári Ramann-féle barna erdőtalaj) mértem. A 10. táblázatban összefoglaltam az 50 és 25 g/dm³ koncentrációjú szennyezés esetén a valódi adszorpciós értékeket (AAS-sel visszamért koncentrációk), mivel ennél a két koncentrációnál nem tapasztaltam visszamérési problémákat (kivételt ez alól az öntés réti talaj 25 g/dm³-es szennyezése jelent). Az eredmények tükrében a következő sorrendet állapítottam meg ólom adszorpciós képesség szempontjából növekvő sorrendben:

*Ramann-féle barna erdőtalaj < soroksári humuszos homok
< mészlepedékes csernozjom ≈ tiszavasvári humuszos homok < agyagbemosódásos
barna erdőtalaj < típusos réti talaj < tiszavasvári réti csernozjom < öntés réti talaj.*

10. táblázat: Az ólomszennyezés 50 és 25 g/dm³-es szennyezésekor kapott eredményei talajmintánként, növekvő sorrendben

Talajminta	50 g/dm ³ -es szennyezés esetén		25 g/dm ³ -es szennyezés esetén	
	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	21,04	0,60	11,06	0,54
Humuszos homok (Soroksár)	24,56	1,84	17,43	0,77
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	25,91	0,84	20,54	1,34
Humuszos homok (Tiszavasvári)	25,91	0,84	20,54	1,34
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	26,44	1,73	22,68	0,95
Típusos réti talaj (Soroksár)	27,86	2,10	24,08	0,47
Réti csernozjom (Tiszavasvári)	27,97	1,74	24,83	1,74
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	34,56	1,98	26,34	0,39

A két szennyezés eredményeit figyelve a Ramann-féle barna erdőtalaj kötött meg a legkevesebb ólmot, majd a következő csoport tagja a soroksári humuszos homok. A mészlepedékes csernozjom és a tiszavasvári humuszos homok azonos mennyiségű ólmot tud adszorbeálni, majd sorban ezeket követi a gödöllői agyagbemosódásos barna erdőtalaj. A Tangazdaságból származó típusos réti talaj és a réti csernozjom nagyjából azonos adszorpciós képességgel bírnak. A legnagyobb megkötődést a tiszavasvári öntés réti talajban tapasztaltam.

Az ólomszennyezés során kapott összes elméleti és összes valódi adszorpciós érték erősen korrelál egymással ($R^2=0,629$, $p<0,001$). Normalizálás céljából transzformációt végeztem: az elméleti (titrálás) és valódi (AAS-sel visszamért) adszorpciós értékeknél az alábbi függvényeket használtam:

$$y = \ln(c_{\text{elméleti}}+1,5)$$

$$y = \sqrt{(c_{\text{valódi}}+1,5)}$$

Az 1,5 érték hozzáadására azért volt szükség, mert az elméleti adszorpciós eredeti értékeim között volt negatív is, így ezzel minden titrálósos eredmény pozitív előjelet vett fel.

A Wilk-féle lambda 0,090 értéket vett fel ($p<0,001$). A szóráshomogenitás enyhén sérült (mind a két esetben $p < 0,01$), így a páronkénti összehasonlításnál a Games-Howel-tesztet vettem figyelembe. A normalitást a ferdeség (skewness) és csúcosság (kurtosis) alapján fogadtam el. Ha mindkét mutató abszolút értéke 1 alatt marad, akkor az adatok eloszlása normálisnak tekinthető. Az ólom esetében ez megvalósult (elméleti adszorpció esetén: skewness = -0,550, kurtosis = -0,353; valódi adszorpció esetén: skewness = -0,850, kurtosis = 0,472). A változónként értékelt ANOVA vizsgálat alapján elmondható, hogy az elméleti adszorpció ($F(4;115)=48,307$; $p<0,001$) és a valódi adszorpció ($F(4;115)=137,735$; $p<0,001$) szignifikánsan különbözik a különböző szennyező koncentrációk esetében. A 11. táblázatban találhatóak a Games-Howel post hoc teszt eredményei mind az elméleti, mind a valós adszorpciós értékekre vonatkozóan.

11. táblázat: Games-Howel post hoc teszt eredményei az ólom elméleti és valós adszorpciós értékeire vonatkozóan

Koncentráció (g/dm ³)	Csoportok (adszorpciós értékek átlagai koncentrációnként, g/dm ³)	
	elméleti	valódi
1	-0,590 A	3,719 A
5	-0,242 AB	11,282 B
10	0,089 B	14,640 B
25	1,079 C	20,938 C
50	2,432 D	26,775 D

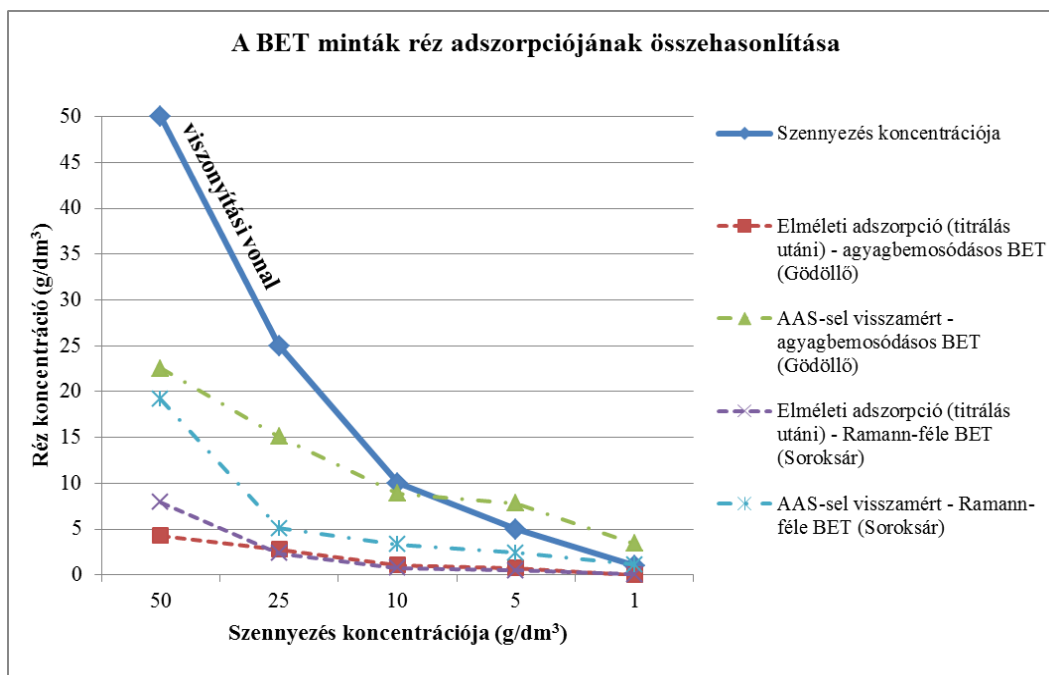
5.2.2. Rézzel való szennyezés eredményeinek bemutatása

Az eredeti talajminták réz tartalmát a táblázatban mutatom be. Hasonlóan az ólomnál visszamért eredményekhez, a dunaiújvárosi mészlepedékes csernozjom minta tartalmazta a legtöbb rezet ($15,08 \pm 0,07$ mg/kg réz), míg a legkisebb réztartalma a tiszavasvári humuszos homoknak volt ($2,55 \pm 0,18$ mg/kg réz).

12. táblázat: A vizsgált talajok eredeti réz tartalma mg/kg-ban

Talajminta	Eredeti réz tartalom (mg/kg)	Szórás (n=24)
agyagbemosódásos barna erdőtalaj (<i>Gödöllő</i>)	3,50	0,04
Ramann-féle barna erdőtalaj (<i>Soroksár</i>)	4,11	0,06
mészlepedékes csernozjom (<i>Dunaiújváros</i>)	15,08	0,07
régi csernozjom (<i>Tiszavasvári</i>)	8,18	0,03
humuszos homok (<i>Tiszavasvári</i>)	2,55	0,18
humuszos homok (<i>Soroksár</i>)	5,01	0,07
öntés réti talaj (<i>Tiszavasvári</i>)	8,53	0,03
típusos réti talaj (<i>Soroksár</i>)	7,560	0,11

A rézzel való szennyezés részletes adszorpciós eredményei a *II. Mellékletben* található meg. A görbék itt is jól szemléltetik a megkötés mértékét– ahogy csökkent a koncentráció, úgy csökkent a réz adszorpció is.



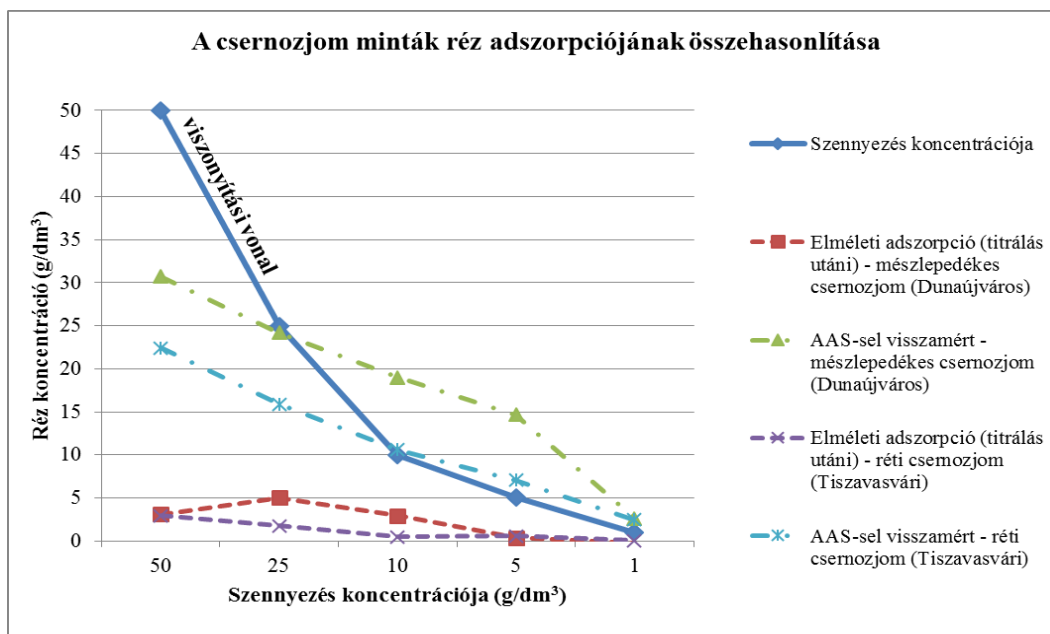
12. ábra: A barna erdőtalaj minták réz adszorpciójának összehasonlítása (BET = barna erdőtalaj)

A 12. ábrán a barna erdőtalaj minták réz adszorpciójának összehasonlítása látható. Az elméleti adszorpciós eredmények és a görbék egyaránt azt mutatták, hogy nem különbözik számottevően a két talajmintának a réz megkötése, hiszen hasonló eredményeket kaptam a komplexometriás titrálásokat követően. Kivételt ez alól az 50 g/dm³-es réz szennyezés mutat, ahol a Ramann-féle barna erdőtalaj elvileg több rezet kötött meg.

A gödöllői barna erdőtalaj mintában tapasztalt valós adszorpciós értékek a következőképp alakultak: 50 g/dm³-nél $22,53 \pm 5,99$ g/dm³ (45,06%), 25 g/dm³-nél $15,10 \pm 1,00$ g/dm³ (60,40%), 10 g/dm³-nél $8,89 \pm 0,70$ g/dm³ (88,90%). A két kisebb koncentrációjú szennyezés esetén többet mértem vissza.

A soroksári Ramann-féle barna erdőtalaj minta rézszennyezése a legkisebb koncentrációjú szennyezést kivételével sikeresnek bizonyult: 50 g/dm³-nél $19,14 \pm 2,02$ g/dm³ (38,28%), 25 g/dm³-nél $5,09 \pm 0,28$ g/dm³ (20,36%), 10 g/dm³-nél $3,31 \pm 0,68$ g/dm³ (33,10%), 5 g/dm³-nél $2,41 \pm 0,10$ g/dm³ (48,20%).

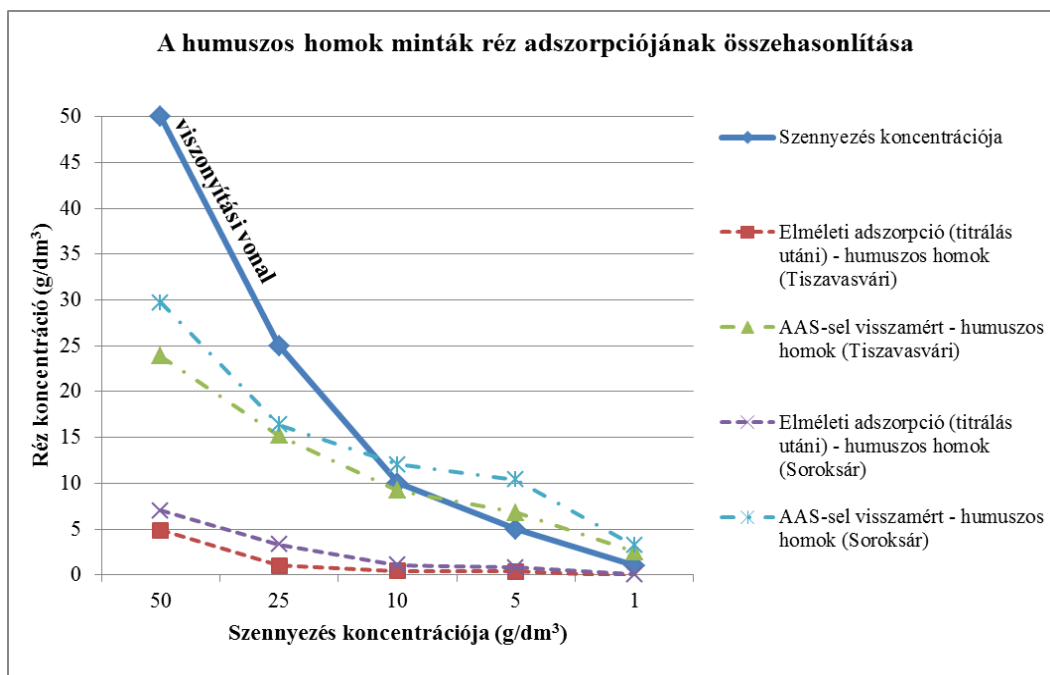
Megfigyelve az előbb ismertetett értékeket és a görbéket, az eredményeikből megállapítható, hogy az agyagbemosódásos barna erdőtalaj több rezet képes megkötni, mint a Ramann-féle barna erdőtalaj.



13. ábra: A csernozjom minták réz adszorpciójának összehasonlítása

A dunaújvárosi mészlepedékes, valamint a tiszavasvári csernozjom minták réz megkötésének összehasonlítását a 13. ábra szemlélteti. Az elméleti adszorpciós eredmények azt mutatták, hogy a mészlepedékes csernozjom talaj több rézet tud adszorbeálni, melyet az AAS-sel való visszamérések alá is támasztottak. Habár a szennyezési sor három kisebb tagjánál többet mértem vissza, látható a görbéken is, hogy a dunaújvárosi minta minden esetben nagyobb réz adszorpcióra volt képes.

Mészlepedékes csernozjom mintánál az 50 g/dm³-es, valamint a 25 g/dm³-es szennyezés esetében $30,73 \pm 6,03$ g/dm³-t (61,46%), illetve $24,20 \pm 6,84$ (96,80%) mértem vissza. A tiszavasvári minta esetén a következő értékeket kaptam eredményül: 50 g/dm³-nél $22,40 \pm 3,84$ g/dm³ (44,80%), 25 g/dm³-nél $15,90 \pm 2,91$ g/dm³ (63,60%).

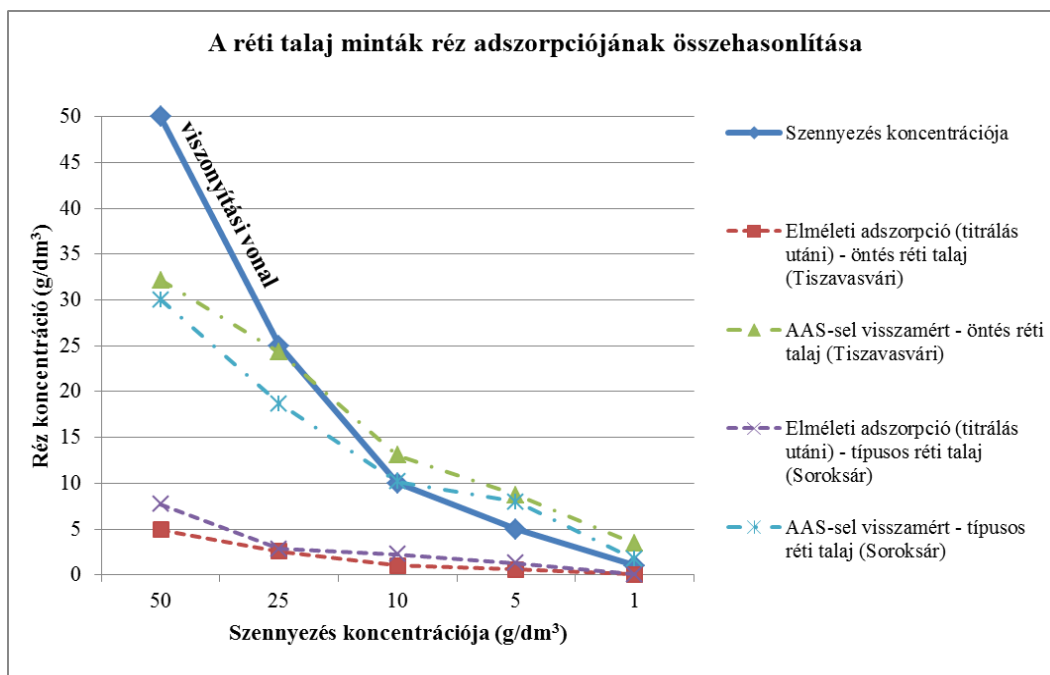


14. ábra: A humuszos homokminták réz adszorpciójának összehasonlítása

A 14. ábrán látható a humuszos homok talajminták réz adszorpciós eredményeinek összehasonlítása.

A titrálás után kapott elméleti adszorpciós eredményeknél csak 1 esetben (a soroksári humuszos homokmintánál, 1 g/dm³-es koncentrációnál) tapasztaltam negatív értéket. A két elméleti adszorpciós görbe minden szennyezésnél jól mutatja, hogy a soroksári talaj jobban képes a rezet megkötni, mint a tiszavasvári humuszos homokminta. Ezt az eredményt az AAS-sel való visszamérés is alátámasztotta.

A tiszavasvári humuszos homokmintában 50 g/dm³-es szennyezésnél $23,40 \pm 5,15$ g/dm³ (46,80%), 25 g/dm³-nél $15,20 \pm 0,61$ g/dm³ (60,80%), míg 10 g/dm³-es szennyezésnél $9,19 \pm 0,61$ g/dm³ (91,90%) rezet mértem vissza. A valódi adszorpciós értékek a soroksári minta esetén a következők lettek: 50 g/dm³-nél $29,68 \pm 7,23$ g/dm³ (59,36%), míg 25 g/dm³-nél $16,39 \pm 3,41$ g/dm³ (65,56%).



15. ábra: A réti talajminták réz adszorpciójának összehasonlítása

A 15. ábra a tiszavasvári öntés réti talaj, valamint a soroksári típusos réti talajminták réz adszorpciójának összehasonlítását mutatja be. Ahogyan azt az ólom szennyezésnél is említettem, a réti talaj minták esetében nagyon lassú átfolyást tapasztaltam a talajoszlopos szennyezések során. Ennek tulajdonítható, hogy az elméleti adszorpciós eredmények pont ellentétesek a valós adszorpciós eredményekkel: az elméleti eredmények szerint a soroksári minta nagyobb réz adszorpcióra képes, mint a tiszavasvári minta.

A valódi adszorpciós értékeknél a korábbiakhoz hasonlóan a szennyező koncentrációkhoz képest több rezet mértem vissza (10, 5 és 1 g/dm³-nél a mind a két minta esetén). A tiszavasvári réti talaj minta 50 g/dm³-es rézzel való szennyezésekor $32,16 \pm 6,98$ g/dm³ (64,32%), míg 25 g/dm³ koncentrációjúnál $24,29 \pm 5,96$ g/dm³ (97,16%) rezet mértem vissza. A soroksári mintában ezeknél a koncentrációknál kisebb adszorpciós értékeket kaptam: előbbinél $30,05 \pm 6,05$ g/dm³-t (60,10%), utóbbinál $18,70 \pm 4,57$ g/dm³-t (74,80%).

Réz szennyezés során a következő adszorpciós sorrendet tudtam megállapítani:

*Ramann-féle barna erdőtalaj < tiszavasvári réti csernozjom ≈
 agyagbemosódásos barna erdőtalaj ≈ tiszavasvári humuszos homok
 < soroksári humuszos homok < típusos réti talaj
 < mészlepedékes csernozjom < öntés réti talaj.*

13. táblázat: A réz szennyezés 50 és 25 g/dm³-es szennyezésekor kapott eredményei talajmintánként, növekvő sorrendben

Talajminta	50 g/dm ³ -es szennyezés esetén		25 g/dm ³ -es szennyezés esetén	
	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	19,14	2,02	5,09	0,28
Réti csernozjom (Tiszavasvári)	22,40	3,84	15,90	2,91
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	22,53	5,99	15,10	1,00
Humuszos homok (Tiszavasvári)	23,89	5,15	15,20	0,61
Humuszos homok (Soroksár)	29,68	7,23	16,39	3,41
Típusos réti talaj (Soroksár)	30,05	6,05	18,70	4,57
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	30,73	6,03	24,20	6,84
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	32,16	6,98	24,29	5,96

A 13. táblázatban találhatóak a két nagyobb koncentrációjú szennyezés (50 és 25 g/dm³ koncentrációjú) eredményei talajmintánként növekvő sorrendben. Mind a 8 mintát figyelembe véve elmondható, hogy a rézszennyezés esetében is, ugyan csak, mint az ólomnál, a legkevesebbet a soroksári Ramann-féle barna erdőtalajnál tapasztaltam. Ezt követi növekvő sorrendben hasonló adszorpciós értékekkel a réti csernozjom, az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és a tiszavasvári humuszos homok. Külön csoportként kezelhető a soroksári humuszos homok, a típusos réti talaj és a mészlepedékes csernozjom. A legnagyobb réz megkötődéssel a tiszavasvári öntés réti talaj rendelkezik.

Az elméleti és valódi adszorpciós eredmények még erősebb kapcsolatot mutattak, mint az ólomnál kapott adatok ($R^2=0,825$, $p<0,001$). Hasonlóan az ólomhoz a réz adatoknál is normalizáló transzformációt végeztem: az elméleti (titrálás) és valódi (AAS-sel visszamért) adszorpciós értékeknél az alábbi függvényeket használtam:

$$y = \ln(c_{\text{elméleti}}+0,5)$$

$$y = \sqrt{(c_{\text{valódi}}+0,5)}$$

A titrálásos eredményeknél negatív értékeket is kaptam, így a transzformációnál ahhoz, hogy minden érték pozitív előjelet vegyen fel, 0,5-öt adtam minden kapott adszorpciós értékhez.

A Wilk-féle lambda 0,107 értéket vett fel ($p<0,001$). A szóráshomogenitás mind az elméleti ($p=0,157$), mind a valódi adszorpciós értékeknél ($p=0,057$) teljesült

a Levene-tesztet figyelembe véve, így páronkénti összehasonlításnál a Tukey-tesztet végeztem el. A normalitást a ferdeség (skewness) és csúcsosság (kurtosis) alapján vizsgáltam, hasonlóan az ólomhoz. Az elméleti transzformált értékeknél mind a ferdeség (-0,194), mind a csúcsosság (0,048) abszolút értéke kisebb, mint 1. Az AAS-sel visszamért adatoknál a ferdeség is megfelelő (-0,806), de a csúcsosság értéke nagyobb értéket vett fel, mint 1. Ilyen esetben meg kell vizsgálni, hogy az adott tag és a hibája aránya milyen: ha 3,3-nél kisebb, akkor elfogadható a normalitás, ha ennél nagyobb, akkor nem. Jelen esetben 3,94 lett az érték, így nem teljesen mondható a valódi adszorpciós értékek hibatagjaira, hogy normális eloszlást mutatnak. A változónkénti ANOVA vizsgálat alapján megállapítható, hogy az elméleti adszorpció ($F(4;115)=173,774$; $p<0,001$) és a valódi adszorpció ($F(4;115)=119,293$; $p<0,001$) is szignifikánsan különbözik a különböző szennyező koncentrációk esetében. Az F értékek nagysága enyhén sérült normalitás esetén is meggyőzően mutat rá a szignifikáns különbségekre. A14. táblázatban találhatóak a Tukey post hoc teszt eredményei mind az elméleti, mind a valós adszorpciós értékekre vonatkozóan.

14. táblázat: Tukey post hoc teszt eredményei a réz elméleti és valós adszorpciós értékeire vonatkozóan

Koncentráció (g/dm ³)	Csoportok (adszorpciós értékek átlagai koncentrációnként, g/dm ³)	
	elméleti	valódi
1	-0,015 A	2,568 A
5	0,662 B	8,224 B
10	1,250 C	10,788 B
25	2,714 D	16,858 C
50	5,344 E	26,322 D

5.2.3. Cinkkel való szennyezés eredményeinek bemutatása

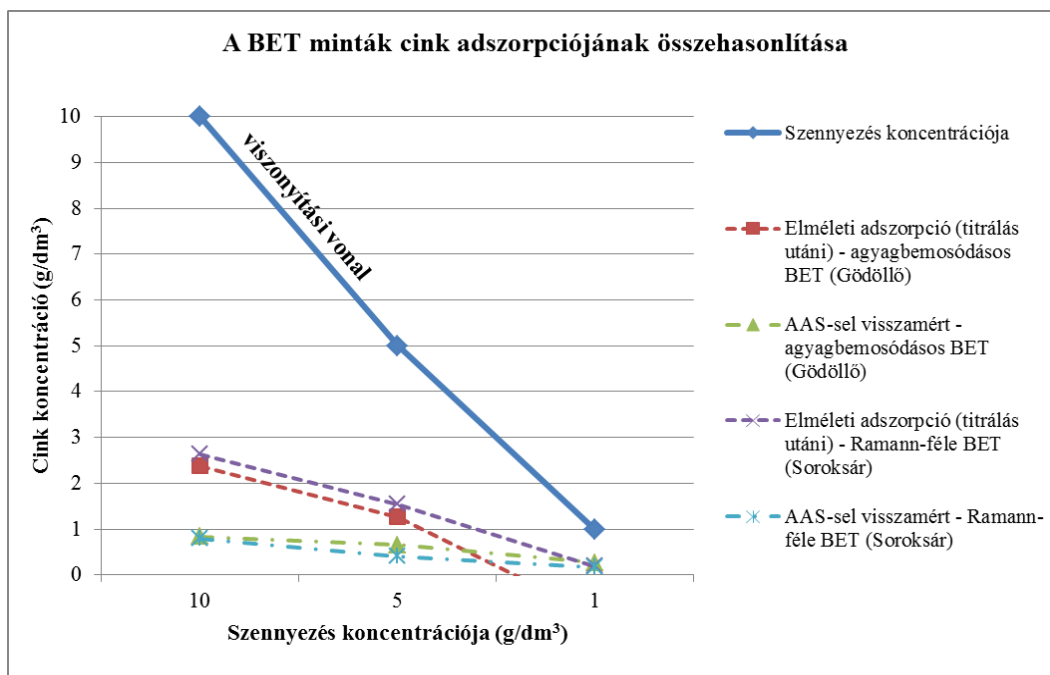
Mind a nyolc talajminta cink tartalmát a szennyezéseket megelőzően atomabszorpciós spektrofotométerrel meghatároztam, mely eredményeket a 15. táblázatban ismertetek. A legnagyobb cinktartalma a dunaújívárosi mészlepedékes csernozjom talajmintának volt $63,12 \pm 0,230$ mg/kg cink tartalommal, míg a legkevesebbet a soroksári humuszos homokban mértem ($1,570 \pm 0,120$ mg/kg cink).

15. táblázat: A vizsgált talajok eredeti cink tartalma mg/kg-ban

Talajminta	Eredeti cink tartalom (mg/kg)	Szórás (n=24)
agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	3,92	0,55
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	18,69	0,17
mészlepedékes csernozjom (Dunaújíváros)	63,12	0,23
réti csernozjom (Tiszavasvári)	4,78	0,06
humuszos homok (Tiszavasvári)	2,07	0,45
humuszos homok (Soroksár)	1,57	0,12
öntés réti talaj (Tiszavasvári)	7,55	0,02
típusos réti talaj (Soroksár)	13,89	0,14

A cink-szulfát vizes oldatával történt szennyezések visszamérései bizonyultak a legbonyolultabbnak az összes talajoszlopos szennyezések közül. A 4.3.3 alfejezetben ismertettem, hogy az 50 és 25 g/dm³-es szennyezéseket ki kellett hagynom a vizsgálatból, mert nem láttam a színek átcsapását egyértelműen, ellenben a kisebb koncentrációk esetén már igen. A III. Mellékletben az adszorpciós eredmények megtalálhatóak táblázatos formában.

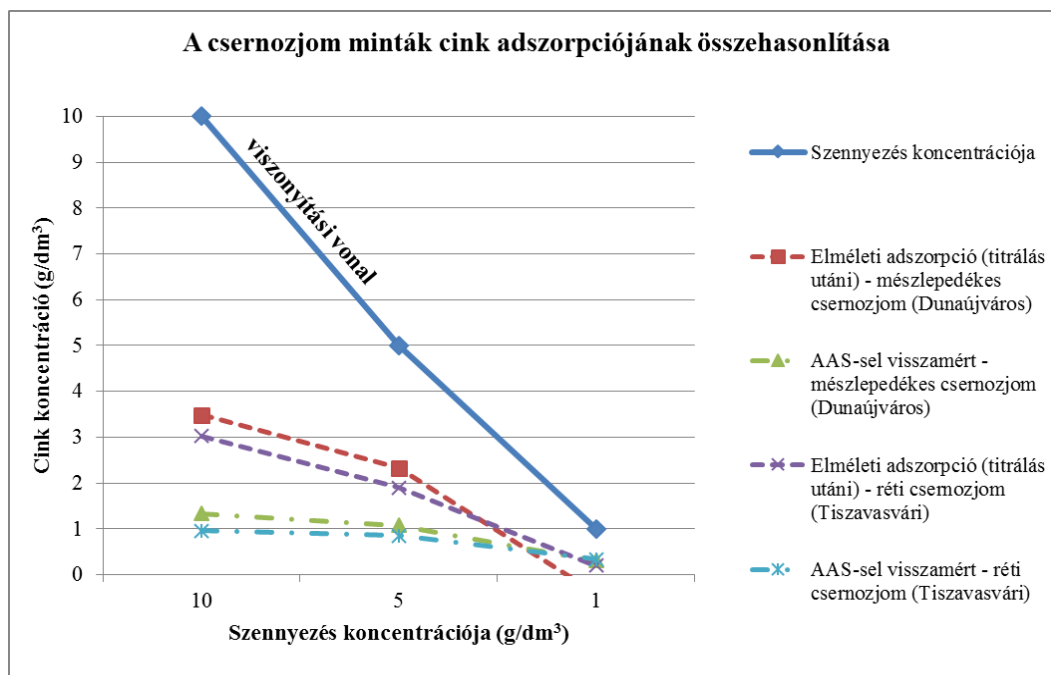
A 16. ábra a gödöllői és a soroksári barna erdőtalaj minták cink megkötésének eredményeit mutatja be. Az elméleti adszorpciós eredményeknél a legkisebb koncentrációjú szennyezés esetén kaptam csak negatív értéket. Az ólom és a réz adszorpciós eredményeivel ellentétben, a cinknél minden minta esetében az elméleti adszorpciós értékek nagyobbak lettek, mint a valódi adszorpciós értékek.



16. ábra: A barna erdőtalaj minták cink adszorpciójának összehasonlítása (BET = barna erdőtalaj)

A görbék lefutása nagyon hasonló mind az elméleti, mind az AAS-sel visszamért adszorpciók esetén. A két barna erdőtalajminta (kis különbséget leszámítva) hasonló mértékben kötötte meg a cinket (az agyagbemosódásos barna erdőtalaj kicsivel több cinket képes adszorbeálni).

A gödöllői minta 10 g/dm^3 -nél $0,84 \pm 0,25 \text{ g/dm}^3$ -t (8,40%), 5 g/dm^3 -nél $0,65 \pm 0,04 \text{ g/dm}^3$ -t (13,00%) és 1 g/dm^3 -nél $0,26 \pm 0,03 \text{ g/dm}^3$ -t (26,00%) cinket tudott megkötni. A soroksári minta esetén a következőképpen alakultak az adszorpció értékek: 10 g/dm^3 -nél $0,80 \pm 0,12 \text{ g/dm}^3$ -t (8,00%), 5 g/dm^3 -nél $0,41 \pm 0,02 \text{ g/dm}^3$ -t (8,00%) és 1 g/dm^3 -nél $0,17 \pm 0,07 \text{ g/dm}^3$ -t (17,00%).



17. ábra: A csernozjom minták cink adszorpciójának összehasonlítása

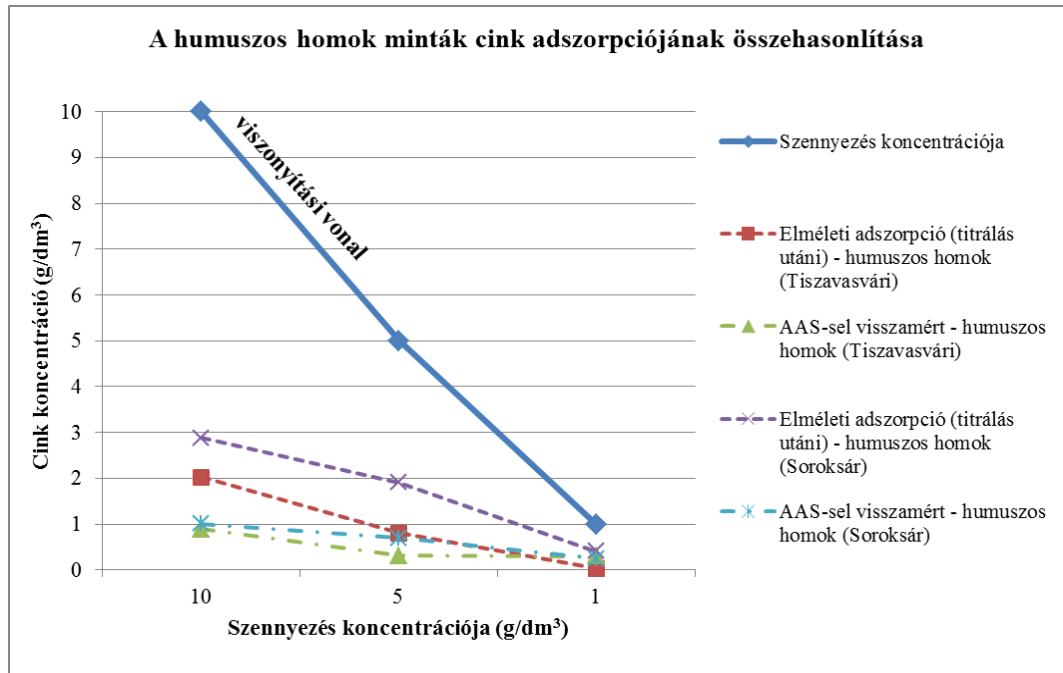
A csernozjom minták cink adszorpciójának összehasonlítása a 17. ábrán látható. Ezeknél a mintáknál is a visszamérések messze alulmaradtak az eredeti szennyező koncentrációkhoz képest. A titrálás után kapott elméleti adszorpció értékek – hasonlóan a barna erdőtalaj mintákhoz – nagyobbak, mint az AAS-sel visszamérték. A cink megkötődés mértéke hasonlóságot mutat a csernozjom minták esetén is – minimálisan több cinket képes megkötni a dunaújvárosi minta.

A dunaújvárosi minta csökkenő szennyező koncentrációknál a következő mértékekben kötötte meg a cinket: $1,33 \pm 0,23 \text{ g/dm}^3$ (13,30%), $1,07 \pm 0,05 \text{ g/dm}^3$ (21,40%) és $0,30 \pm 0,03 \text{ g/dm}^3$ (30,00%). Ezek az értékek a tiszavasvári réti csernozjom esetén kisebb eltérést leszámítva hasonlóak: $0,96 \pm 0,07 \text{ g/dm}^3$ (9,60%), $0,86 \pm 0,07 \text{ g/dm}^3$ (17,20%) és $0,34 \pm 0,19 \text{ g/dm}^3$ (34,00%).

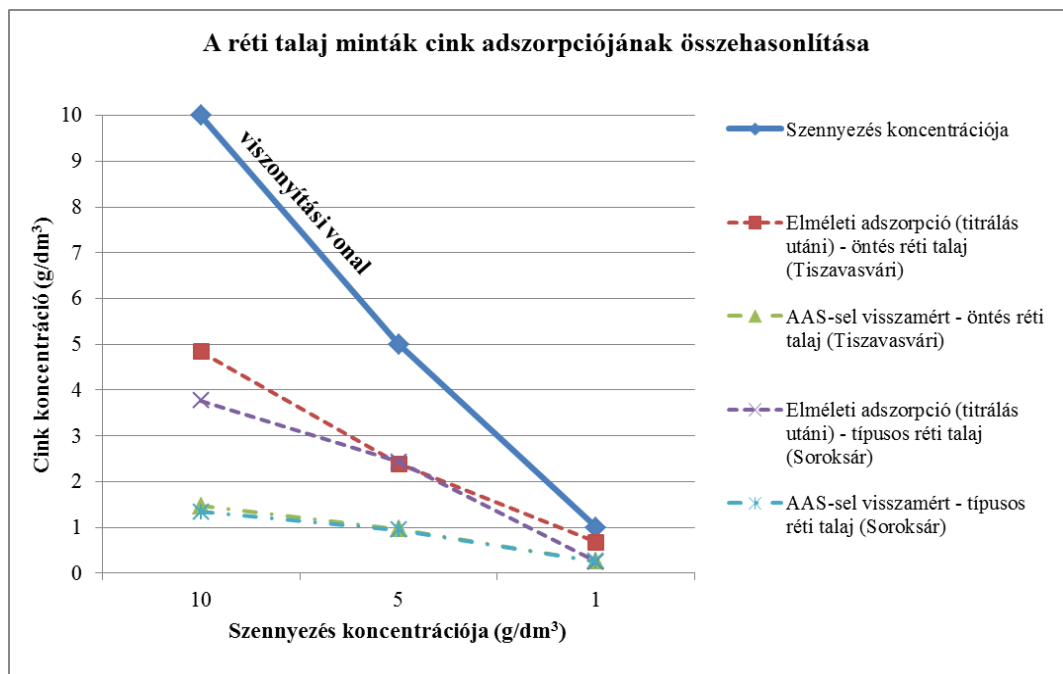
A 18. ábra szemlélteti a humuszos homok minták elméleti és valódi adszorpciók értékeinek eredményeit. Az előző talajtípusokhoz hasonlóan, a titrálásból számított elméleti adszorpciók eredmények nagyobbak lettek, mint az AAS-sel visszamérték. A görbék lefutása itt is nagyfokú hasonlóságot mutat, habár itt az AAS-sel visszamérték között nagyobb különbség figyelhető meg, ellenben az előzőeknél. A soroksári humuszos homok minta valamennyivel több cinket képes megkötni.

A tiszavasvári humuszos homok 10 g/dm^3 -es szennyezéskor $0,88 \pm 0,04 \text{ g/dm}^3$ (8,80%), 5 g/dm^3 -nél $0,32 \pm 0,03 \text{ g/dm}^3$ (6,40%) és 1 g/dm^3 -nél $0,29 \pm 0,02 \text{ g/dm}^3$ (29,00%) cinket képes megkötni. A soroksári mintánál a szennyezést, majd az AAS-

sel történő visszamérést követően az alábbi eredményeket kaptam: $1,01 \pm 0,12 \text{ g/dm}^3$ (10,10%), $0,70 \pm 0,15 \text{ g/dm}^3$ (14,00%), $0,25 \pm 0,02 \text{ g/dm}^3$ (25,00%)



18. ábra: A humuszos homok minták cink adszorpciójának összehasonlítása



19. ábra: A réti talaj minták cink adszorpciójának összehasonlítása

A 19. ábra a tiszavasvári öntés réti talaj és a soroksári típusos réti talaj minták cink adszorpciójának eredményeit mutatja be. Elmondható ennél a szennyezésnél is,

mint az ólom és a réz esetében is, a szennyezés átfolyása itt volt a leglassúbb, mert a minták eliszaposodtak. Az elméleti adszorpciós eredmények változatosak: 10 és 1 g/dm³-es szennyezésnél a tiszavasvári minta adszorbeált elméletileg több cinket, míg 5 g/dm³-nél körülbelül megegyező mennyiséget kötött meg a két réti talaj minta.

Ennél a két talajmintánál legnagyobb az AAS-sel visszamért eredmények hasonlósága: szinte a két görbe majdnem teljesen lefedi egymást. A tiszavasvári minta a szennyező koncentrációk csökkenését alapul véve a következőképp kötötte meg a cinket: $1,47 \pm 0,83$ g/dm³ (14,70%), $0,97 \pm 0,07$ g/dm³ (19,40%) és $0,26 \pm 0,02$ g/dm³ (26,00%). A soroksári minta a következő eredményeket mutatta: $1,33 \pm 0,08$ g/dm³ (13,30%), $0,95 \pm 0,16$ g/dm³ (19,00%) és $0,26 \pm 0,05$ g/dm³ (26,00%)

Összességében elmondható, hogy a Ramann-féle barna erdőtalaj kötött a legkevesebb cinket 10, illetve 1 g/dm³ koncentrációjú szennyezés esetén, míg 5 g/dm³-nél a tiszavasvári humuszos homok cink adszorpciós képessége a legkisebb. A legtöbb cinket a kísérlet során a legtöményebb szennyezés esetén a tiszavasvári öntés réti talaj kötötte meg, míg a középső értéknél a mészlepedékes csernozjom, a legkisebbnél a tiszavasvári csernozjom. Az előző két nehézfémrel ellentétben a három különböző koncentrációjú szennyezés során külön-külön adszorpciós sorrendet tudtam felállítani, melyek a következők:

- 10 g/dm³ szennyezés esetén (16. táblázat)

Ramann-féle barna erdőtalaj < agyagbemosódásos barna erdőtalaj < tiszavasvári humuszos homok < tiszavasvári csernozjom < soroksári humuszos homok < dunaiújvárosi mészlepedékes csernozjom ~ soroksári típusos réti talaj < tiszavasvári öntés réti talaj

- 5 g/dm³ szennyezés esetén (17. táblázat)

tiszavasvári humuszos homok < Ramann-féle barna erdőtalaj < agyagbemosódásos barna erdőtalaj < soroksári humuszos homok < tiszavasvári csernozjom < soroksári típusos réti talaj < tiszavasvári öntés réti talaj < dunaiújvárosi mészlepedékes csernozjom

- 1 g/dm³ szennyezés esetén (18. táblázat)

Ramann-féle barna erdőtalaj < soroksári humuszos homok ~ soroksári típusos réti talaj ~ tiszavasvári öntés réti talaj < agyagbemosódásos barna erdőtalaj < tiszavasvári humuszos homok < dunaiújvárosi mészlepedékes csernozjom < tiszavasvári csernozjom

16. táblázat: A cink szennyezés 10 g/dm³-es szennyezésekor kapott eredményei talajmintánként, növekvő sorrendben

Talajminta	10 g/dm ³ -es szennyezés esetén	
	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	0,80	0,12
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	0,84	0,25
Humuszos homok (Tiszavasvári)	0,89	0,04
Réti csernozjom (Tiszavasvári)	0,96	0,07
Humuszos homok (Soroksár)	1,01	0,12
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	1,33	0,23
Típusos réti talaj (Soroksár)	1,34	0,08
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	1,47	0,83

17. táblázat: A cink szennyezés 5 g/dm³-es szennyezésekor kapott eredményei talajmintánként, növekvő sorrendben

Talajminta	5 g/dm ³ -es szennyezés esetén	
	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)
Humuszos homok (Tiszavasvári)	0,31	0,03
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	0,41	0,02
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	0,65	0,04
Humuszos homok (Soroksár)	0,70	0,15
Réti csernozjom (Tiszavasvári)	0,86	0,07
Típusos réti talaj (Soroksár)	0,95	0,16
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	0,97	0,07
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	1,07	0,06

18. táblázat: A cink szennyezés 1 g/dm³-es szennyezésekor kapott eredményei talajmintánként, növekvő sorrendben

Talajminta	1 g/dm ³ -es szennyezés esetén	
	AAS-sel visszamért koncentráció (g/dm ³)	Szórás (n=24)
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	0,17	0,07
Humuszos homok (Soroksár)	0,25	0,02
Típusos réti talaj (Soroksár)	0,26	0,05
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	0,26	0,02
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	0,26	0,03
Humuszos homok (Tiszavasvári)	0,30	0,02
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	0,30	0,03
Réti csernozjom (Tiszavasvári)	0,34	0,19

Ha az adszorpciós sorrendet két csoportra bontjuk a 10 és az 5 g/dm³-es szennyezés esetében– első öt tag, illetve utolsó három tag –, akkor ugyanazok a talajtípusok fordulnak elő: az első három talajtípus, melyek a legjobban kötötték a cinket a dunaújvárosi mészlepedékes csernozjom, a soroksári típusos réti talaj, illetve a tiszavasvári öntés réti talaj.

A titrálásból, valamint az AAS-sel visszamért adszorpciós adatokból a három nehézfém közül a cinknél figyeltem a legerősebb kapcsolatot ($R^2=0,942$, $p<0,001$). A cinkszennyezés során kapott adatokat is transzformációval normalizáltam a következőképpen:

$$y = \sqrt{(c_{\text{elméleti}}+1)}$$

$$y = \ln(c_{\text{valódi}}+1)$$

A Wilk-féle lambda 0,186 lett ($p<0,001$). A szóráshomogenitás az elméleti transzformált értékeknél teljesült ($p=0,167$), míg az AAS-sel visszamérteknél nem ($p<0,001$), így a páronkénti összehasonlítások elvégzésénél az előbbinél Tukey, az utóbbinál Games-Howel post hoc tesztet végeztem. A reziduumok normális eloszlást mutatnak – elméleti adszorpció esetén $p=0,085$, valódi adszorpció esetén $p=0,2$. A változónkénti ANOVA vizsgálat alapján megállapítható, hogy az elméleti adszorpció ($F(2;69)=123,730$; $p<0,001$) és a valódi adszorpció ($F(2;69)=110,158$; $p<0,001$) is szignifikánsan különbözik a különböző szennyező koncentrációk esetében. A19. táblázatban találhatóak az elméleti adszorpcióra elvégzett Tukey post hoc teszt

eredményei, illetve a valódi adszorpciós eredményekre elvégzett Games-Howell post hoc teszt.

19. táblázat: Tukey és Games-Howell post hoc teszt eredményei a cink elméleti és valósi adszorpciós értékeire vonatkozóan

Koncentráció (g/dm ³)	Csoportok (adszorpciós értékek átlagai koncentrációnként, g/dm ³)	
	elméleti (Tukey)	valódi (Games-Howell)
1	0,075 A	0,265 A
5	1,821 B	0,738 B
10	3,130 C	1,078 C

5.3. A kísérleti növények nehézfém akkumuláló hatásának eredményei

5.3.1. A fejes saláta (*Lactuca sativa L.*) nehézfém akkumuláló hatásának eredményei

A 4.4.2. *A fejes saláta (Lactuca sativa L.) nehézfém akkumuláló hatásának tanulmányozása tenyészedényes kísérletben* című alfejezetben ismerttettem, hogy a szennyezés hatására a növények nem fejlődtek megfelelően a kontroll mintához képest. A vizsgálat során minden esetben a szennyezett és kiszárított növényi mintákból egy-egy kivonatot készítettem, majd azok nehézfém tartalmát AAS-sel visszamértem. A kísérleti fejes saláta növények állapotát az első 30 napot követően, valamint a kísérlet utolsó, 60. napján a 20. és 21. ábrák szemléltetik.



20. ábra: A kísérleti növények állapota az első 30 napot követően
A: ólom-nitrát szennyezés előtt, B: réz-szulfát szennyezés előtt, C: cink-szulfát szennyezés előtt



21. ábra: Ólom-nitráttal (A), réz-szulfáttal (B) és cink-szulfáttal (C) szennyezett fejes saláták fejlettségi állapota a kísérlet 60. napján

Azért, hogy könnyebben lehessen a talaj-növény kapcsolatot megfigyelni, az eredményeket a szórásokkal együtt egy ábrán mutatom be nehézfémeként. A kísérletben a tiszavasvári réti csernozjom talajmintát használtam fel, melynek adszorpciós eredményeit az előző alfejezetekben ismertettem mind a három nehézfémre.

Az akkumulációs és adszorpciós érték meghatározásához a következő egyenletet (2) használtam fel:

$$\text{akkumulációs és adszorpciós kapacitás} = A/B, \quad (2)$$

ahol A

$$\begin{aligned} & ((\text{szennyezett talajminta} - \text{kontroll talajminta nehézfém koncentrációja}) \times a \\ & \text{tenyészedény kísérlethez edényenként felhasznált talaj légszáraz tömege}) \\ & + ((\text{szennyezett levélminta} - \text{kontroll levélminta nehézfém koncentrációja}) \times a \\ & \text{tenyészedény kísérletben edényenként termett levélminta légszáraz tömege}) \\ & + ((\text{szennyezett gyökérminta} - \text{kontroll gyökérminta nehézfém koncentrációja}) \times a \\ & \text{tenyészedény kísérletben edényenként termett gyökérminta légszáraz tömege}, \end{aligned}$$

míg B a tenyészedény kísérlethez edényenként felhasznált talaj légszáraz tömege.

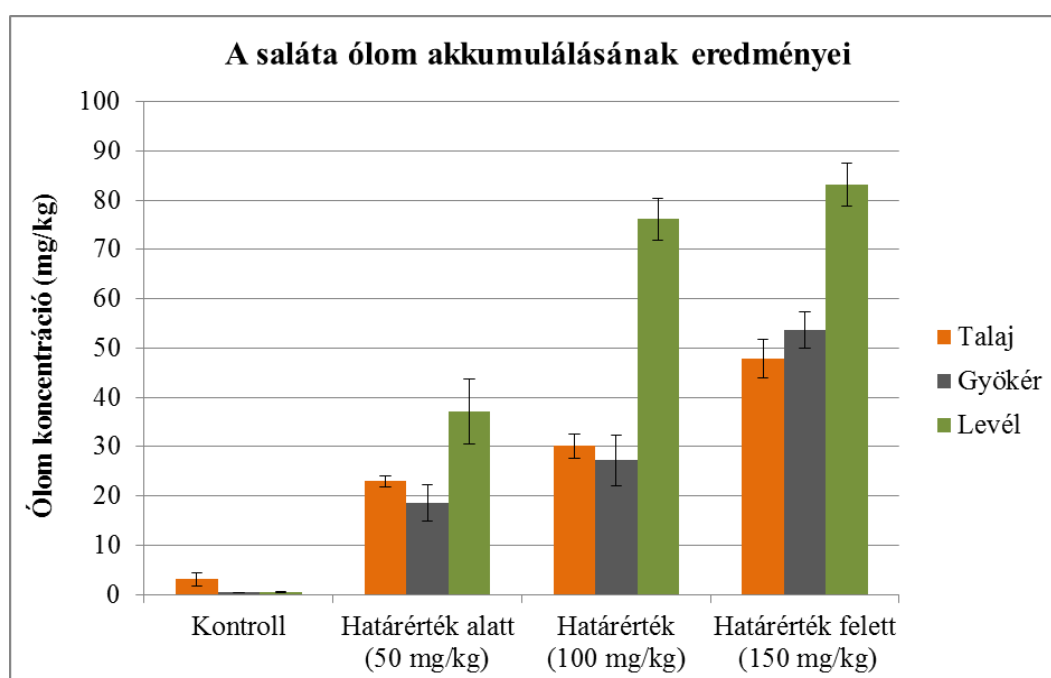
Uka és munkatársai (2013) munkája alapján meg lehet határozni a következő értékeket:

- *biokoncentrációs faktor (BCF)*, ami a gyökérben és a talajban mért nehézfém koncentrációnak az aránya
- *transzlokációs faktor (TF)*, ami a hajtásban és a gyökérben mért nehézfém tartalom aránya.

Ezen értékek ismeretében megállapítható, hogy az adott növény alkalmas-e fitoextrakcióra (a növény kivonja a nehézfémet a talajból) vagy fitostabilizációra (növény segítségével meggátolható, hogy szennyezett talajból a nehézfém a talajvízbe vagy levegőbe jusson): előbbi esetben a TF és BCF értékek nagyobb, mint 1 értéket mutatnak. Utóbbi esetben $BCF > 1$ és $TF < 1$ (Yoon et al. 2006).

Ezek az értékek kiegészíthetők egy úgynevezett „dúsítás faktor”-ral (*Enrichment Factor = EF*), mely a hajtás és a talaj nehézfém tartalmának arányát mutatja. Hiperakkumuláló növények esetében az EF és a TF érték nagyobb, mint 1 (Ma et al. 2001). A *transzfer koefficiens* ($TC =$ növényben és a talajban mért nehézfém-tartalom aránya) meghatározásával megmondható, hogy a növény az adott nehézfémet akkumulálja ($TC > 1$) vagy kizárja azt ($TC < 1$) (Uka et al. 2013).

A 22. ábrán az ólommal történt szennyezés eredményei láthatóak, míg a IV. Melléklet a részletes eredményeket mutatja be. Mind a három oszlopot megfigyelve megállapítható, hogy ahogy növeltem a szennyezés koncentrációját, úgy növekedett a talajban az adszorpció, valamint a növényben az akkumulációs kapacitás.



22. ábra: A talaj és a rajta termett fejes saláta ólomkoncentrációinak eredményei

Megnyugvásra ad okot környezet-egészségügyi szempontból, hogy a kontroll növényi mintában az ólom mennyisége elhanyagolható (gyökérben $0,40 \pm 0,05$ mg/kg, levélben $0,51 \pm 0,09$ mg/kg), a talajban igen csekély ($3,06 \pm 1,31$ mg/kg), hiszen ez a nehézfém toxikus. A szennyezett mintákban a gyökér akkumulálta a legkevesebb ólmot, míg a levél a legtöbbet.

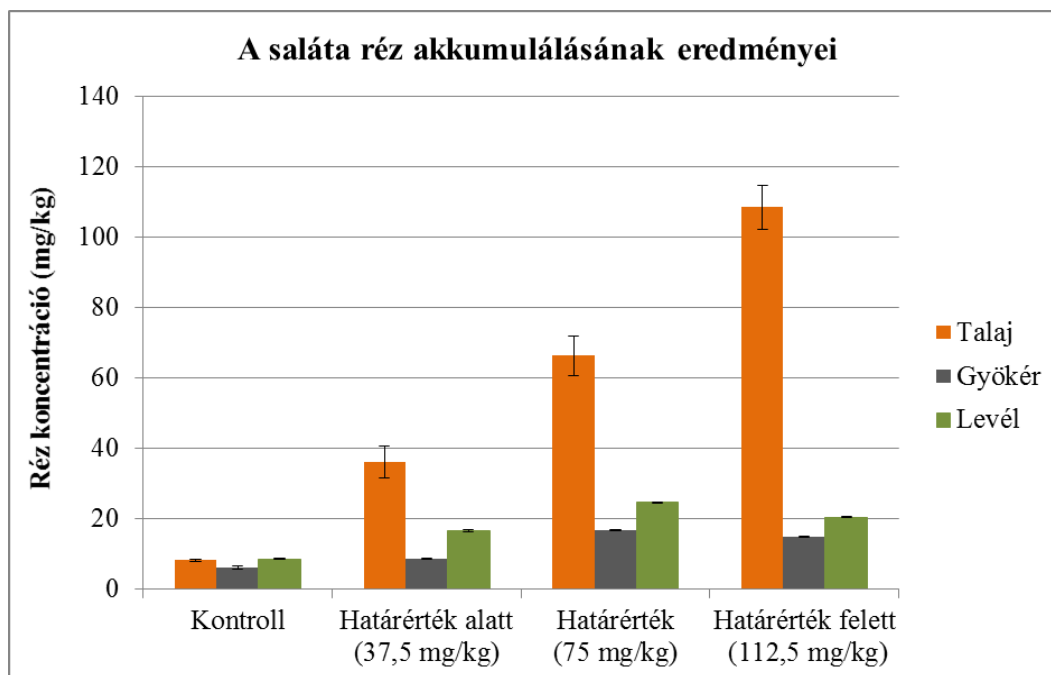
A négy arányszám értékeit a 20. táblázatban foglaltam össze:

20. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző ólom koncentrációk esetében

	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	0,80	0,50	1,61	2,42
Határérték	0,90	0,36	2,52	3,42
Határérték felett	1,12	0,64	1,74	2,86

Az eredmények kiértékelésével megállapítható, hogy a fejes saláta fitoextrakcióra és fitostabilizációra csak a határérték feletti szennyezés esetén alkalmazható. Az EF és a TF értékek összevetése alapján a saláta nem hipperakkumuláló növény. A transzfer koefficiens értelmében elmondható, hogy a fejes saláta növény minta minden koncentráción akkumulálta az ólmot – a határérték és a határérték feletti értékek szerint volt egy maximum érték, melynél többet nem volt képes felvenni.

A (2) egyenletet követve a következő értékeket kaptam eredményül: 50 mg/kg koncentráció esetében 19,97 mg/kg (~40%), 100 mg/kg-mal történő szennyezéskor 27,18 mg/kg-ot (27%), míg 150 mg/kg-nál 44,97 mg/kg (~30%) ólmot mértem vissza összesen.



23. ábra: A fejes saláta réz akkumulálásának eredményei

A rézszennyezés eredményeit a 23. ábrán és a IV. Mellékletben mutatom be. Mivel a réz az ólommal szemben esszenciális, így előre várható volt, hogy a növénymintában találni fogok rezet: a gyökérben $6,00 \pm 0,50$ mg/kg, a levélben $8,60 \pm 0,14$ mg/kg.

A szennyezett minták esetében is különbséget találtam az ólommal történő szennyezéshez képest. A talajminta esetében, ahogy növekedett a szennyezés koncentrációja, azzal párhuzamosan nőtt a talaj adszorpciós kapacitása. A növénymintáknál ez nem mondható el: a legnagyobb értéket nem a legnagyobb koncentrációnál (határérték felett), hanem a határértéken való szennyezésnél mértem vissza. A négy arányszám meghatározásánál az alábbi értékeket kaptam (21. táblázat):

21. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző réz koncentrációk esetében

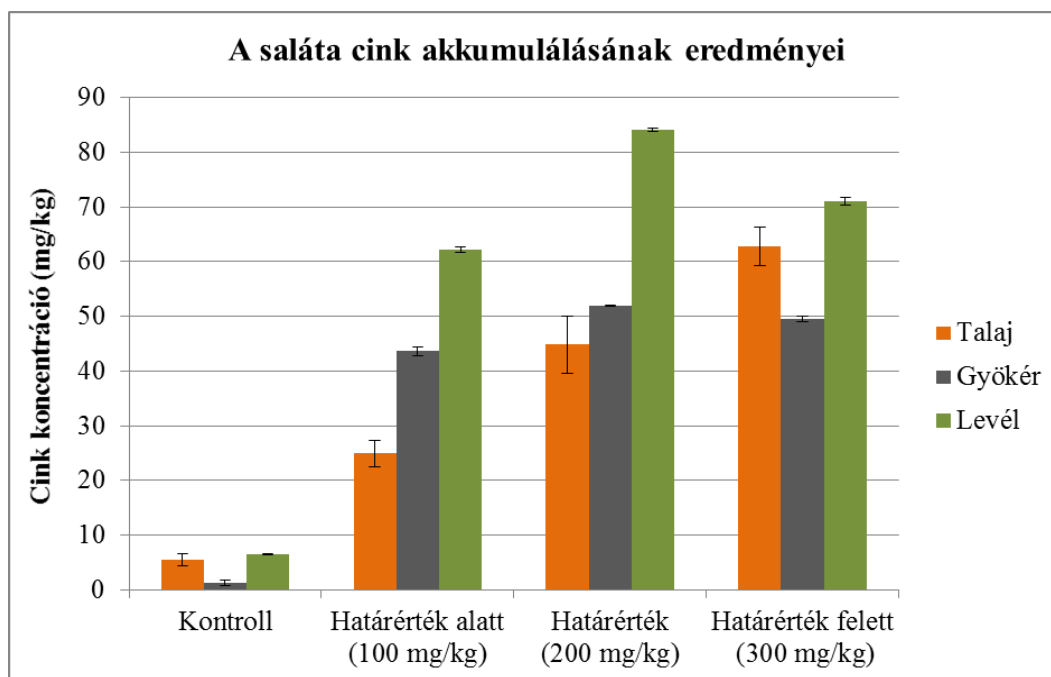
	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	0,24	0,52	0,46	0,70
Határérték	0,25	0,68	0,37	0,62
Határérték felett	0,14	0,73	0,19	0,33

Az eredmények alapján a fejes saláta réz fitoextrakciójára és fitostabilizációjára nem alkalmas egyik koncentrációs értéken sem, valamint nem hiperakkumuláló növény. A transzfer koefficiens értékeket figyelve megállapítható, hogy a koncentráció

növekedésével a növényminta egyre nagyobb arányban „zárta ki” a rezet, nem akkumulálta azt.

Az akkumulációs és adszorpciós értékeket kiszámolva itt is valamennyivel nagyobb értékeket kaptam, mint az eredeti szennyező koncentráció esetén, de nem akkora hibaértékekkel. Növekvő sorrendben a következők lettek az eredmények: 27,97 (~74%), 58,17 (~77%) és 100,38 mg/kg (~90%) a 37,5, 75 és 112,5 mg/kg koncentrációval szemben. A TC értékek és az akkumulációs és adszorpciós kapacitás értékek ambivalensnek vélhetőek, de az oszlopdiaagramok megmagyarázzák a látszólagos ellentmondást: ahogy növeltem a szennyezés koncentrációját, úgy a talaj egyre több rezet volt képes megkötni, míg a gyökér- és a levélminta egyre kevesebbet. Habár az oszlopokat tekintve nagy értékeket láthatunk, a kontroll minta is tartalmazott rezet, így a kettőt összevetve elmondható, hogy a koncentráció növekedésével valóban egyre jobban csökkent a nehézfém akkumuláció lehetősége.

A két nehézfémet összehasonlítva az is megállapítható, hogy a gyökér és a levél között a réztartalmat tekintve nincs akkora különbség, mint az ólom esetében.



24. ábra: A fejes saláta cink akkumulálásának eredményei

A 24. ábra a fejes saláta cink tartalmának eredményeit ismerteti, a részletes eredmények a IV. Mellékletben találhatóak. Hasonlóan a rézhez, a cink is esszenciális elemek csoportjába tartozik, így várható volt egy kevés cink tartalom a növényi részekben (gyökérben $1,20 \pm 0,50$ mg/kg, levélben $6,50 \pm 0,14$ mg/kg). A talaj- és

növénytípusok ennél a kísérletnél hasonlóan viselkedtek, mint a réznél: ahogy növeltem a talajnál a szennyező koncentrációt, úgy növekedett az adszorpció, míg a növényenél a középső (határérték) szennyezés esetében tapasztaltam a legnagyobb koncentrációs értékeket.

A BCF, TF, EF és TC értékeket a 22. táblázatban foglaltam össze.

22. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző cink koncentrációk esetében

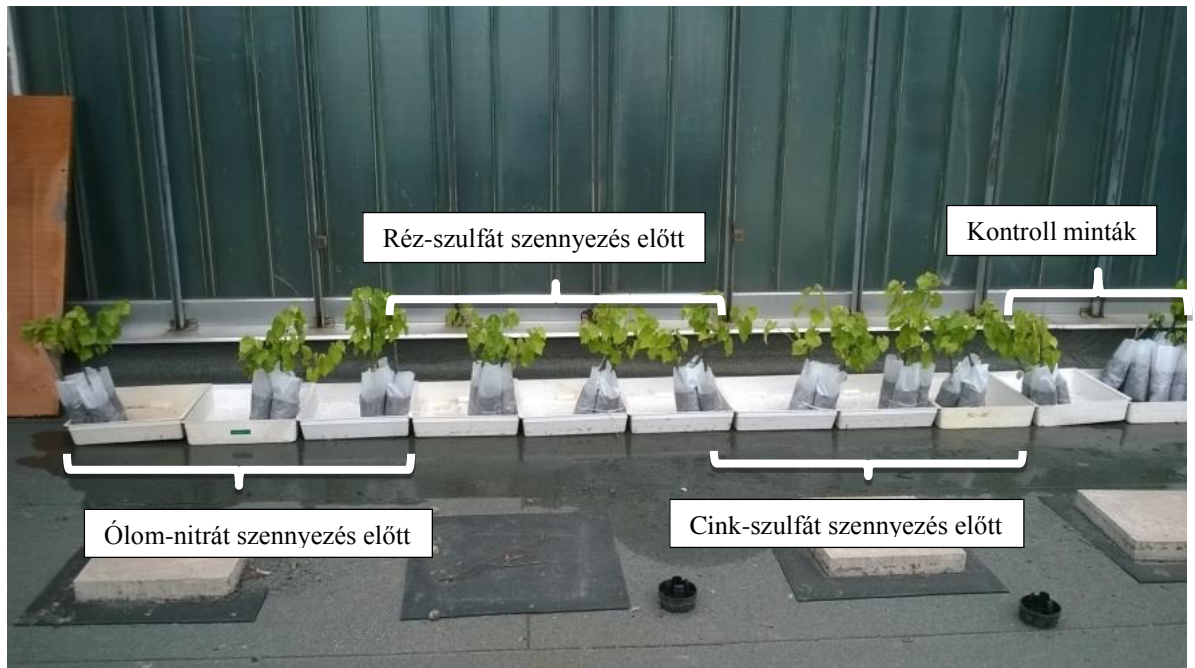
	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	1,75	0,70	2,50	4,25
Határérték	1,16	0,62	1,88	3,03
Határérték felett	0,79	0,70	1,13	1,92

Megállapítható, hogy a fejes saláta cink fitoextrakciójára egyik koncentráció esetében sem alkalmazható, viszont határérték és a feletti koncentrációknál fitostabilizációra alkalmas ($BCF > 1$ és $TF < 1$). Cink tekintetében a fejes saláta nem hiperakkumuláló. TC alapján elmondható, hogy ahogy növeltem a szennyezés mértékét, a TC érték egyre jobban csökken (4,25-ös koeficiens értékről 1,92-re), azaz a cinket egyre jobban kizárta a növény a felvételből.

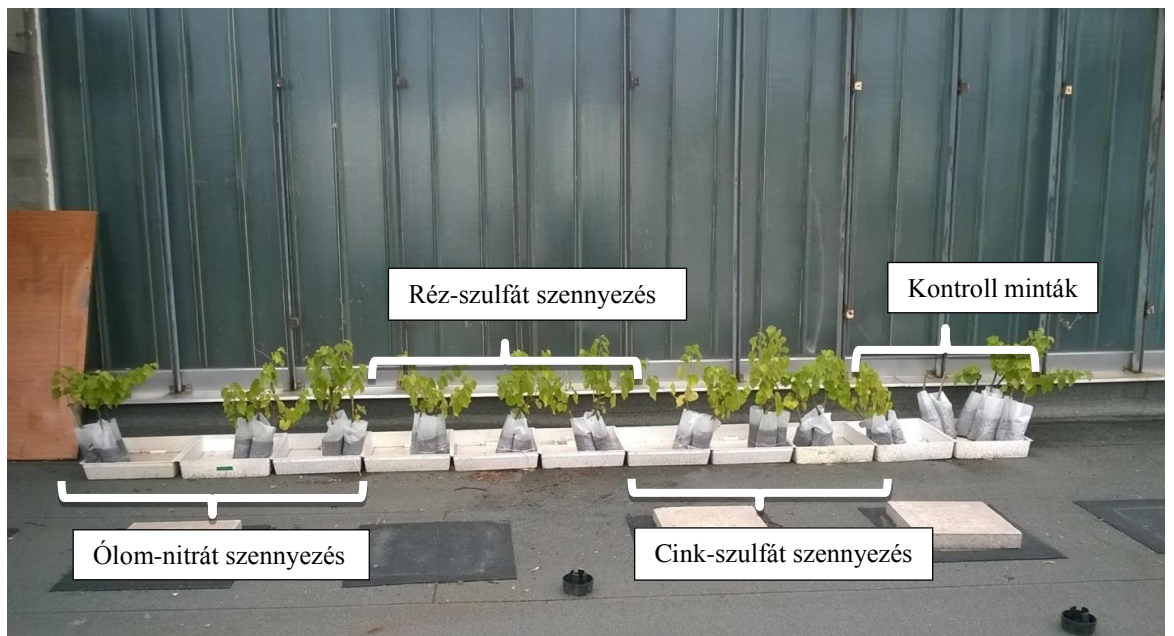
Az akkumulációs és adszorpciós értékeket ebben az esetben is kiszámoltam: 100 mg/kg-nál 19,52 mg/kg-ot (~19%), 200 mg/kg-nál 39,41 mg/kg-ot (~19%) és 300 mg/kg-os szennyezésnél 57,40 mg/kg (~19%) cinket mértem vissza. Megállapítható, a cink hasonló mértékben kötődött és akkumulálódott mind a három szennyező koncentráció esetében.

5.3.2. A szőlő (*Vitis vinifera* 'Fercal') akkumuláló hatásának eredményei

A szőlő nehézfémekkel történő szennyezése, mint ahogy az Anyag és módszer fejezetben bemutattam, nagyjából hasonlóan zajlott, mint a salátáé. Az első hatvan napon csak csapvízzel locsoltam a növényeket, majd a következő harminc napban (időjárástól függően) nehézfém-oldatokkal. A növények fejlettségi állapota a 25. és 26. ábrákon látható.

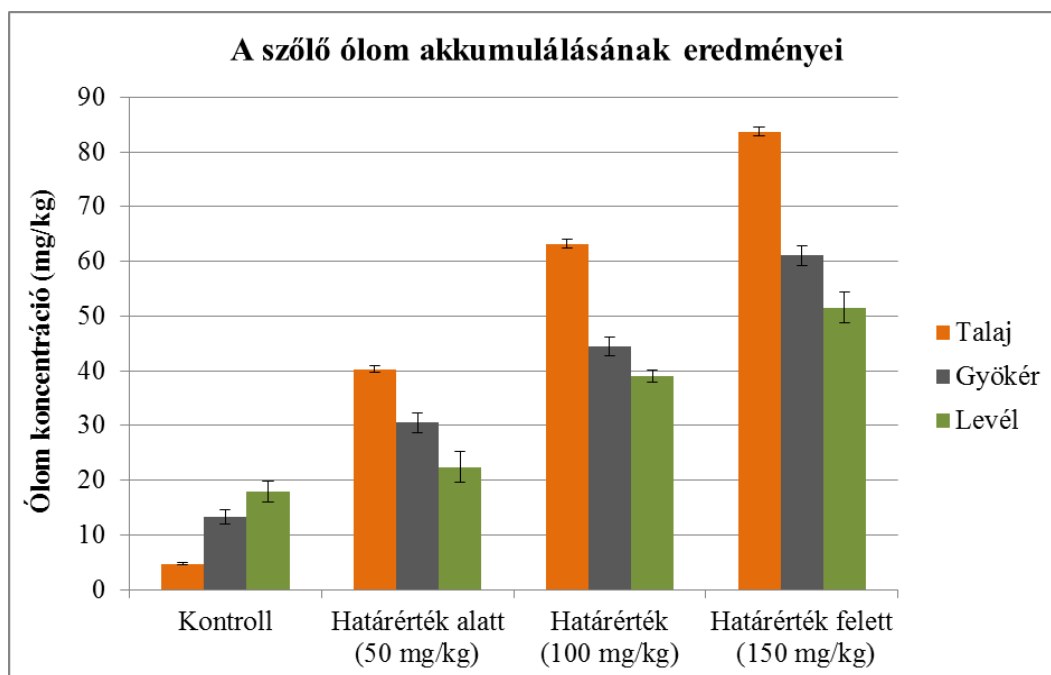


24. ábra: A szőlőminták fejlettségi állapota a kísérlet 60. napján



25. ábra: A szőlők fejlettsége a kísérlet felszámolását megelőzően (90. nap)
 Magyarázat: első három tálca növekvő koncentrációban ólom-nitráttal kezelt növények, következő három tálca réz-szulfáttal, következő három tálca cink-szulfáttal, utolsó két tálcában kontroll növények

Az ólommal való szennyezés eredményeit a 26. ábra szemlélteti.



26. ábra: A szőlő ólom akkumulálásának eredményei

Jól látható, hogy ahogy növeltem a szennyezés koncentrációját, úgy növekedett az adszorpciós kapacitás a talajban, valamint az akkumuláló képesség a növényi részekben. A kontroll talajminta átlag ólom tartalma $4,70 \pm 0,24$ mg/kg, a kontroll növényminták átlag ólom tartalma gyökérben $13,22 \pm 1,31$ mg/kg, míg levélben $17,96 \pm 1,92$ mg/kg volt. A szennyezett minták ólomtartalmát a *V. Melléklet*ben összesítettem. Megállapítható, hogy a szennyezés koncentrációját egy esetben sem lépte túl az adott növényi és/vagy talajminta koncentrációja. Növényi részeket tekintve a gyökérben sokkal több ólom akkumulálódott, mint a levélben mind a három koncentráció esetében. Ugyanúgy, mint a salátánál, itt is megnyugtatóra ad okot környezet-egészségügyi szempontból, hogy a kontroll talajminta, ezáltal a növényminta ólomtartalma sem lépte túl a megengedett határértéket.

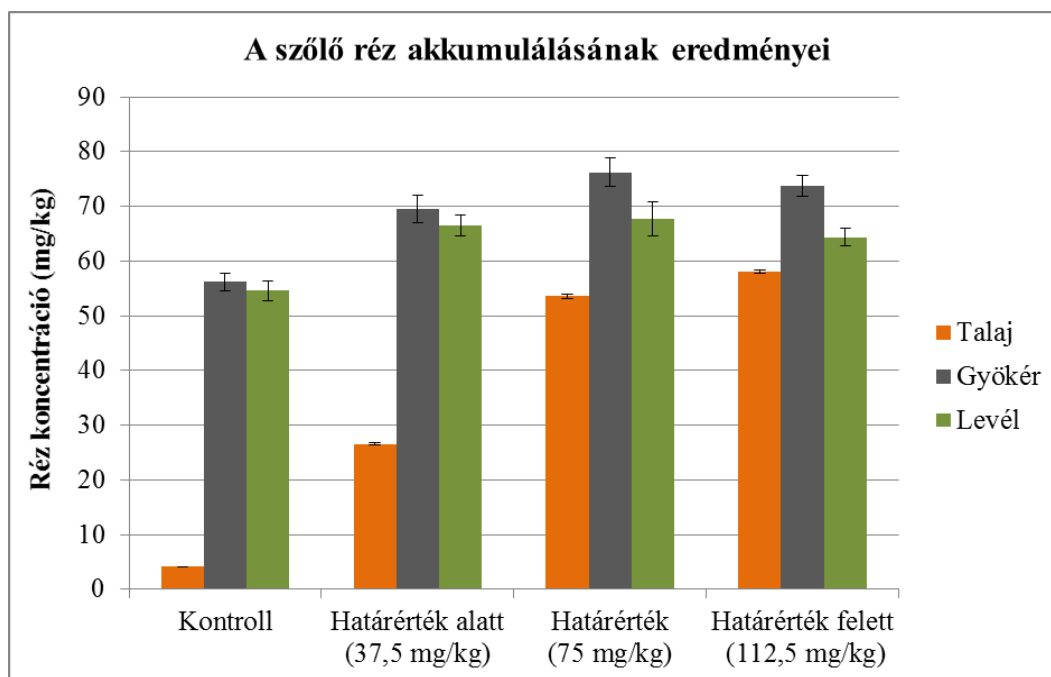
A növényi minták roncsolását külön kiemelném, hiszen a saláta növényi mintái könnyen roncsolódtak, míg a szőlő mintákat háromszor kellett roncsolni azért, hogy a minták megfelelően legyenek előkészítve nehézfém mérésre. Az akkumulációs és adszorpciós kapacitás értékek meghatározására nem állt rendelkezésemre az összes szükséges adat, így a négy arányszámot mutatom be a továbbiakban szőlőre vonatkoztatva. Az ólom esetében ezek a következőképp alakultak (23. táblázat):

23. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző ólom koncentrációk esetében

	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	0,76	1,36	0,56	1,31
Határérték	0,70	1,14	0,62	1,32
Határérték felett	0,73	1,18	0,62	1,35

Az eredmények tükrében megállapítható, hogy a szőlő növény nem alkalmas ólom fitostabilizációjára és fitoextrakciójára. Nem hiperakkumuláló. A transzfer koefficiens a szennyezések során hasonló értékeket vett fel, így elmondható, hogy ugyan akkumulálta az ólmot ($TF > 1$), de nem volt képes a szennyezés koncentrációjának növelésével egyre több ólmot felvenni.

A rézszennyezés eredményei a 27. ábrán, illetve a V. Mellékletben tekinthetők meg.



27. ábra: A szőlő réz akkumulálásának eredményei

A kontroll talajminta réztartalma $4,11 \pm 0,06$ mg/kg, a kontroll gyökérmintának $56,20 \pm 1,64$ mg/kg, valamint a levélnek $54,57 \pm 1,87$ mg/kg volt. Nem meglepő, hogy a növényi részek ilyen nagy mennyiségű rezet tartalmaztak, hiszen a réz esszenciális elem. Ahogy a diagramon is láthatjuk, a gyökér minden esetben több rezet akkumulált, mint a levél, valamint a talajban jóval kevesebb réz maradt, mint a növényi részekben. A koncentrációkat figyelembe véve megállapítottam, hogy a talajminta tekintetében a legnagyobb adszorpció a 112,5 mg/kg koncentrációjú szennyezés esetén ($53,56 \pm 0,33$

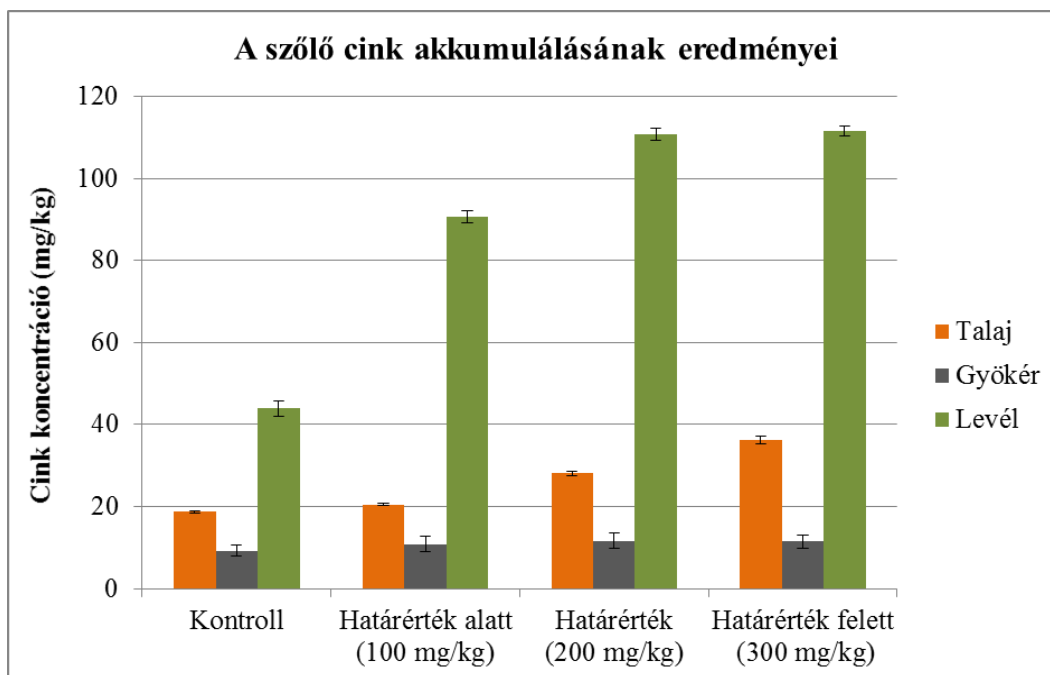
mg/kg) tapasztaltam. A levél- és gyökérminták esetében közepső szennyezési koncentrációknál (75 mg/kg) szórásmaximumot figyelembe véve jelentősebb akkumulációt itt tapasztaltam (gyökér: $76,24 \pm 2,67$ mg/kg, levél: $67,77 \pm 3,10$ mg/kg), vagyis megállapítottam, hogy a legnagyobb szennyezési koncentráció nem növelte tovább a növényi részek réztartalmát. A négy arányszám eredményeit a 24. táblázatban foglaltam össze.

24. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző réz koncentrációk esetében

	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	2,62	1,04	2,51	5,12
Határérték	1,42	1,12	1,27	2,69
Határérték felett	1,27	1,15	1,11	2,38

A szőlő határérték alatti szennyezés eredményei azt mutatják, hogy alkalmas fitoextrakcióra, viszont fitostabilizációra nem. A szőlő réz tekintetében hiperakkumulálónak mondható, mivel minden esetben a TF és EF értékek nagyobb értéket vettek fel, mint 1. Megállapítható a transzfer koefficiens érték szerint a rezet minden esetben akkumulálta, de a koncentráció növelésével a TC érték csökkent, azaz egyre inkább kizárta azt.

A cink is esszenciális elem, mint a réz, így a mérést követően nem volt meglepő, hogy a kontroll növényi részek nagyobb cink tartalommal rendelkeznek, mint például az ólommal szennyezettek: talajminta $18,69 \pm 0,17$ mg/kg, gyökérminta $9,19 \pm 1,32$ mg/kg, míg a levélminta cinktartalma $43,97 \pm 1,87$ mg/kg volt. Az eredmények a 28. ábrán és az V. Mellékletben láthatóak.



28. ábra: A szőlő cink akkumulálásának eredményei

A talajmintákat figyelembe véve megállapítható, hogy ahogy növekedett a szennyezés koncentrációja, úgy növekedett az adszorpciós kapacitás. A legtöbbet a határérték feletti szennyezés esetén mértem vissza ($36,27 \pm 0,88$ mg/kg). Növényi részeket figyelve elmondható, hogy a gyökér a közepső és a legnagyobb koncentráció esetén akkumulált a legtöbbet (200 mg/kg szennyezés esetén $11,61 \pm 1,88$ mg/kg, 300 mg/kg szennyezés során $11,49 \pm 1,58$ mg/kg). A levélminták több cinket akkumuláltak, mint a gyökérminták, azon belül is a határérték feletti szennyezés esetén ($111,65 \pm 1,22$ mg/kg). A 25. táblázatban a biokoncentrációs, a transzlokációs, a dúsítás faktor és a transzfer koefficiens értékei láthatóak. A BCF és a TF értékek alapján elmondható, hogy a szőlő cink fitoextrakciójára és fitostabilizációjára nem alkalmas és nem hiperakkumulál. A TC arányszám alapján megállapítható, hogy a cink akkumulálódott, viszont hasonlóan a rézhez, a szennyezés koncentrációjának növelésével egyre kevesebbet volt képes felvenni a növény.

25. táblázat: A BCF, TF, EF és TC értékek különböző cink koncentrációk esetében

	BCF	TF	EF	TC
Határérték alatt	0,53	0,12	4,42	4,95
Határérték	0,41	0,10	3,94	4,36
Határérték felett	0,32	0,10	3,08	3,40

5.4. Új tudományos eredmények

1. Összehasonlítottam az elméleti és valódi adszorpciós eredményeket és megállapítottam, hogy a komplexometriás titrálások nem tekinthetők megbízhatónak az ólom, a réz és a cink adszorpciós képesség meghatározására a vizsgált talajok esetében.
2. Új tudományos eredményként megállapítottam, hogy az ólom adszorpciós képességét a csernozjomok és réti talajok esetében a humusztartalom mellett kémhatás is befolyásolja.
3. A csernozjom talaj esetében az agyagtartalom mellett a humusztartalom is döntő jelentőséggel bír a réz megkötődésében.
4. A cink adszorpciós képességét a vizsgált réti talajok és a csernozjomok esetében a humusztartalom is befolyásolja.
5. A réti talajminták esetében az ólom, a réz és a cink adszorpciót befolyásoló tényező volt a mezőgazdasági művelés, míg a csernozjom és a humuszos homok esetében nem volt kimutatható hatással a megkötődésre.
6. A szennyezés koncentrációjának növekedésével növekszik az ólom akkumulációs kapacitása a fejes saláta és a szőlő levelében, míg a cink és a réz akkumulációs kapacitása telítési görbe jellegű.
7. A fejes saláta ólom esetében fitoextrakcióra és fitostabilizációra csak a határérték feletti szennyezés esetén alkalmazható, míg cink esetében határérték és a feletti koncentrációknál fitostabilizációra alkalmas, míg a szőlő réz esetében határérték alatti szennyezés esetén alkalmas fitoextrakcióra, valamint rézre nézve hiperakkumuláló.
8. A fejes saláta a réz és cink koncentrációjának növelésével egyre jobban kizárja azok felvehetőségét, azaz csökkenő akkumulációs képességet mutat, amely környezet-egészségügyi szempontból kedvező, míg szőlő esetében az ólmot, a rézet és a cinket minden esetben akkumulálta, de a koncentráció növelésével nem volt képes többet felvenni, egyre inkább kizárta azokat.

6. KÖVETKEZTETÉSEK

6.1. Talajoszlopos szennyezés eredményeiből levont következtetések

A 26. táblázatban összefoglaltam talajtípusonként a vizsgálat során elvárt eredményeket, majd a visszamérést követően tapasztalt adszorpciós különbségeket.

6.1.1. Ólommal való szennyezési eredményekből levont következtetések

A barna erdőtalaj esetében a minták a fizikai- és kémiai talajvizsgálatok alapján a humusztartalmukban különböztek. Mivel a savanyú közegben a humuszhoz jól kötődik az ólom, és a gödöllői talajmintában több szerves anyag volt, így a vizsgálatok előtt ettől a talajtól vártam a nagyobb adszorpciós kapacitást. Ennél a talajtípusnál elmondható, hogy ha megegyezőek a kémhatások, akkor a humusztartalom befolyásolja az ólom adszorpciót annak ellenére, hogy a soroksáriban több agyag volt. Hasonló megállapításra jutott Sipos és munkatársai (2005), habár ők az agyagtartalom és a vas-oxidok jelentőségét is kiemelték.

Csernozjom minták jó például szolgálnak a hasonló agyagtartalom, de különböző kémhatás és humusztartalom összehasonlítására. A művelés hatása tükröződik a vizsgálati eredményeken: a műtrágya savanyító hatása, valamint a művelés, szellőztetés hatására a humusz mineralizálódik. Számos kutatás a csernozjom talajok tekintetében az ólom adszorpciót befolyásoló talajtulajdonságként humusztartalmat emeli ki, melyet a kémhatással az eredményeim alapján kiegészíttek (Karpukhin és Sychev 2003, Minkina et al. 2006).

Homok mintáknál a legnagyobb különbség humusztartalomban volt: a soroksári minta szerves anyag tartalma másfélszer nagyobb volt a tiszavasvárihoz képest. A többi tulajdonságot tekintve teljesen hasonlóknak mondható a két talajminta. A művelés hatása ugyanúgy megfigyelhető, mint a csernozjom esetében, azaz a kisebb humusztartalom a mineralizáció miatt van. A visszamérés előtt a soroksári mintától vártam nagyobb adszorpciós kapacitást, amelyet az AAS-sel való visszamérés alátámasztott. Elmondható, hogy hasonló tulajdonsággal rendelkező humuszos homok minták esetében a humusztartalom befolyásolja az ólom megkötését.

A réti talajok esetében a művelt mintánál a nagy humusztartalmat a mintavétel ideje jelentősen befolyásolta; szántást követően 2 hónappal később vettem mintát, a szármadarványok elkezdtek humifikálódni, ami nagyobb szerves anyag tartalmat

eredményezett. Habár a tiszavasvári mintában több agyag volt, hasonlóan a korábbiakhoz, a kémhatás miatt nagyobb adszorpciós képességet vártam a soroksári mintától, amit az AAS vizsgálat alátámasztott. 2010-ben végzett kutatás arra a megállapításra jutott, hogy a réti talaj ólom adszorpcióját jelentősen befolyásolja a talaj humusztartalma, melyet az eredményeim alapján a kémhatással is kiegészíttek (Zaprjanova P et al. 2010).

A statisztikai vizsgálatok során a szennyezési koncentrációkat hasonlítottam össze (40 szennyezési kísérlet: nyolc minta és öt szennyező koncentráció). Az ANOVA vizsgálat alapján kiderült, hogy az elméleti és a valódi adszorpció szignifikánsan különbözik egymástól. A Games-Howel post hoc teszt eredményei (11. táblázat) bemutatja, hogy az elméleti és valódi adszorpciós szennyező koncentrációk milyen csoportokba sorolhatóak. Az elméleti adszorpciós szennyezési eredmények alapján az 1 g/dm³ és az 5 g/dm³ szennyezések alkotnak egy csoportot, valamint az 5 g/dm³ a 10 g/dm³ koncentrációval is egy csoportba sorolható. A 25 és az 50 g/dm³-es szennyezések eredményei külön-külön csoportot alkotnak. A valódi adszorpciós eredmények majdnem hasonló csoportosítást mutatnak: az 1 g/dm³ koncentrációjú szennyezési eredmények alkotnak egy csoportot, az 5 és a 10 g/dm³ egy újabbat, valamint a 25 és 50 g/dm³ szintén külön-külön csoportba sorolhatók.

A valódi adszorpciós eredmények átlag koncentráció alapján elmondható, hogy a 25 g/dm³ koncentrációjú ólom szennyezés során az adszorpciós kapacitás 83,75%-os volt, míg a legtöményebb ólom szennyezés esetében 53,55%. Az elméleti (titrálás) adszorpciós értékek átlagkoncentrációt figyelembe véve ez a két érték a következőképpen alakult: 25 g/dm³ szennyezés esetén a kapacitás 0,04%, míg 50 g/dm³-nél 0,05% lett. A kisebb koncentrációk esetében (1, 5 és 10 g/dm³) több lett az adszorpciós kapacitás, mint 100%, tehát ezek a vizsgálatok nem lettek sikeresek, azaz nem voltak elég tömények az oldatok az ólom adszorpciós kapacitás vizsgálatához.

A statisztikai vizsgálatok is alátámasztják, hogy a következtetések helytállóak: az adszorpciós kapacitás sorrendjét a 25 és 50 g/dm³ koncentrációk esetében kellett felállítani, valamint a titrálás során kapott végeredmények nem tekinthetők megbízhatónak.

26. táblázat: A nehézfém szennyezés következtetésekének levonása - összefoglaló táblázat

Főtípus	Talajminta	Művelt terület (x)	Főbb különbség a talajvizsgálat során	Visszamérést követően nagyobb adszorpciós kapacitás megállapítása		
				Ólom esetében (x)	Réz esetében (x)	Cink esetében (x)
Barna erdőtalaj	Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	-	homok, gyengén savanyú, közepes humusztartalom	x	x	x
	Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	-	homokos vályog, gyengén savanyú, kis humusztartalom	-	-	-
Csernozjom	Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	-	vályog, gyengén lúgos, közepes mésztartalom, nagy humusztartalom	-	x	x
	Csernozjom (Tiszavasvári)	x	vályog, savanyú/gyengén savanyú, közepes humusztartalom	x	-	-
Homok	Humuszos homok (Tiszavasvári)	x	homok, gyengén lúgos, gyengén meszes, kis humusztartalom	-	-	-
	Humuszos homok (Soroksár)	-	homok, gyengén lúgos, gyengén meszes, kis humusztartalom (másfélszer nagyobb a tiszavasvárihoz képest)	x	x	x
Réti talaj	Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	x	vályog, savanyú / gyengén savanyú, nagy humusztartalom	x	x	~
	Típusos réti talaj (Soroksár)	-	agyagos vályog, gyengén lúgos, közepesen meszes, nagy humusztartalom	-	-	~

6.1.2. Rézzel való szennyezési eredményekből levont következtetések

Az irodalmi áttekintésben (3.2.4. *Réz* című alfejezet) már utaltam arra, hogy a szerves anyag tartalom, illetve a kémhatás befolyásolja legnagyobb mértékben a réz kötődését. A legfelsőbb rétegben a humusz mellett nagyon jól kötődik az agyagásványokhoz és az oxidokhoz is.

A barna erdőtalaj tekintetében a réz esetében ismertettem, hogy az agyagbemosódásos barna erdőtalajnál vártam nagyobb adszorpciót a humusztartalom miatt. Az atomabszorpciós eredmények alátámasztották, hiszen minden szennyezési koncentráció esetében több rézet mértem vissza a szennyezett gödöllői mintákból. Németh és munkatársai (2010) munkájában az agyagtartalmat emeli ki ezen talajtípus esetében, míg Inaba és Takenaka (2005) a humusztartalom jelentőségét hangsúlyozza. Az eredményeim alapján, ezen két talajminta esetén a humusztartalom befolyásolta a réz adszorpcióját.

A csernozjom minta réz esetében is jó példa volt a kétféle megközelítésre: mivel a kémhatás biztosítja a réz számára a felvehető képes állapotot a tiszavasvári talajban, ezért a közepes humusztartalom miatt itt vártam nagyobb megkötődést, de a dunaújvárosi mintában valamivel több agyagtartalom és a nagy humusztartalom is eredményezheti a fordítottját. A visszamérés után kiderült, hogy a dunaújvárosi csernozjom kötötte meg a több rézet. Atanassova (1995) egy bolgár csernozjom rézzel való szennyezését követően arra a megállapításra jutott, hogy az agyagtartalom befolyásolja az adszorpciót, habár eredményeim alapján a humusztartalom sem kizárható tényező.

A homok minták talajvizsgálati eredményei során arra jutottam, hogy nem rendelkeznek olyan tulajdonságokkal, amelyek hozzásegítenék a talajt ahhoz, hogy sok nehézfém, akár ólmot, rézet vagy cinket kössenek meg. A humusztartalom másfélszeres különbsége miatt azt vártam, hogy a soroksári minta köt meg több rézet. Temminghoff és munkatársai (1997) egy szennyezéses kísérlet keretében arra a megállapításra jutottak, hogy a humusztartalom és a kémhatás befolyásolja a megkötődést. A kutatásomban felhasznált homok talajok esetében elmondható, hogy ilyen fizikai- és kémiai tulajdonságok mellett a humusztartalom befolyásolta a réz adszorpcióját.

A tiszavasvári és soroksári réti talajok között a legnagyobb különbség a kémhatásban mutatkozott meg: a soroksári gyengén lúgos, amely kémhatás nem kedvez a réz megkötődésének. A visszamérések alapján megállapítottam, hogy a

tiszavasvári öntés réti talaj kötött meg több rezet (mind a 8 minta tekintetében is). Hasonlóan az ólomnál, ennél a mintánál is a gyengén savanyú/savanyú kémhatás valamint, a nagy humusztartalom befolyásolta ennek a nehézfémnek az adszorpciós képességét. Ugyanerre a megállapításra jutott Ostrowska (1997) kiegészítve a foszfortartalommal.

Statisztikai eredmények során a réz esetében is kiderült, hogy az elméleti (titrálás során kapott) és a valódi adszorpció szignifikánsan különbözik a különböző szennyező koncentrációk esetében. A Tukey post hoc teszt (14. táblázat) eredményeivel szintén különböző csoportokba sorolhatóak a szennyező koncentrációk adszorpciós értékei. A titrálás során kapottakat mind az öt koncentráció esetében külön-külön csoportba sorolhatóak az átlagértékek, tehát mind az öt koncentrációt külön-külön szennyezési esetként lehet kezelni. Az AAS-sel visszamért értékek a következő csoportosítást mutatják: az 1 g/dm³ külön csoportot, az 5 és 10 g/dm³ egy másikat, míg a 25 és 50 g/dm³ külön-külön újabb csoportokat alkotnak. Ez a csoportosítás megegyezik az ólomnál ismertetettekkel.

A valódi adszorpciós értékek átlag koncentrációit figyelve megállapítható, hogy az 1, az 5 és a 10 g/dm³-es réz szennyezés esetében nem volt eredményes a kísérlet, mivel a réz adszorpciós kapacitása nagyobb, mint 100% lett (többet mértem vissza, mint a szennyező koncentráció). A 25 g/dm³-es szennyezés esetén az adszorpciós kapacitás 67,43% lett, míg 50 g/dm³-nél 52,64%. Az elméleti adszorpciónál ezek az értékek a következők lettek: 0,11% és 0,11%.

A fentebbi eredmények itt is alátámasztották, hogy megfelelő szennyező koncentrációk esetében készítettem el az adszorpciós sorrendet, valamint itt is elmondható, hogy a titrálásos, elméleti adszorpciós eredmények nem tekinthetőek megbízhatónak.

6.1.3. Cinkkel való szennyezési eredményekből levont következtetések

A cink adszorpcióját a kémhatás jelentősen befolyásolja: lúgosabb közegben a cink adszorpciós kapacitása nő. A nem oldható szerves anyagok csökkentik a mozgékonyágát (megkötik azt). Homok talajokban számolni lehet cinkhiánnyal, azaz erősen van kötve a cink a talajrészecskékhez.

A barna erdőtalajok talajvizsgálatai eredményeit figyelembe véve nem vártam túl nagy adszorpciós kapacitást cinkkel szemben, hiszen a gyengén savanyú kémhatás nem kedvez a megkötődésnek. A kémhatással szemben a humusztartalom és a homok

épp az ellenkezőjét, a nagyobb kapacitást eredményezheti. Sipos (2003) egy cserhádi barna erdőtalaj esetében arra a megállapításra jutott, hogy a humusz- és az agyagtartalom befolyásolja a barna erdőtalajok cink adszorpcióját. Az AAS-sel való visszamérés során kiderült, hogy a gödöllői minta minimálisan több cinket volt képes megkötni, ami a nagyobb humusztartalomnak köszönhető.

A csernozjom minták hasonlóan a barna erdőtalaj mintákhoz, nagyon kevés cinket kötöttek meg a vizsgálatok során. A visszamérés előtt, a talajvizsgálatok eredményeit figyelembe véve dunaújvárosi mészlepedékes csernozjom mintától vártam nagyobb adszorpciós kapacitást, mivel a minta kémhatása megfelelő körülményeket teremt a cink kötődésének, valamint a nagyobb humusztartalom is elősegíti. Feltételezésemet a visszamérés alátámasztotta: a dunaújvárosi minta több cinket kötött meg a szennyezések során. Szakirodalmak alapján a csernozjom talajok cink adszorpcióját elsősorban a talaj textúrája, valamint a talajkolloidok (agyagtartalom) mennyisége (Pinsky és Minkina 2013, Mandzhieva et al. 2014, Minkina et al. 2014). Eredményeim alapján a csernozjom típusnál a kémhatás és a humusztartalom befolyásolta a réz megkötődést.

A homok minták esetében mind a fizikai talajféleség, mind a kémhatás eredménye arra utalt, hogy nagy lesz a cink adszorpciós kapacitása a többi talajmintához képest. Az AAS-sel való mérés ezt nem támasztotta alá, ami a gyors átfolyási sebesség miatt is lehet. Mivel humusztartalomban volt kisebb eltérés a két minta között, hasonlóan az előző két nehézfémhez, a soroksári mintánál vártam nagyobb cink koncentrációkat a visszamérés során. Zhang és Xia (2005) nem szennyezett talajok esetében arra a következtetésre jutottak, hogy a cink megkötődését részben a kémhatás, részben a humusztartalom befolyásolja. Eredményeim alapján elmondható, hogy a gyengén lúgos kémhatású, homok talajok esetében a cink kötődését a humusz befolyásolja.

A réti talajok esetében volt a legkisebb átfolyási sebesség, ugyanúgy, mint az ólom és a réz kísérletek során. A soroksári típusos réti talaj kémhatása miatt azt vártam, hogy ez a minta fog több cinket megkötni. A visszamérések alapján ez nem igazolódott be, mivel a két minta majdnem pontosan ugyanannyi cinket kötött meg a három különböző koncentrációjú szennyezés esetében. Valószínűsíthető, hogy a lassú átfolyás miatt a cinknek sikerült adszorbeálódni a humusz kolloidokhoz. Egy szerb kutatásban megállapították, hogy réti talajok cink megkötődése jelentősen függ a kémhatástól és az agyagtartalomtól (Milivojevic et al. 2011), melyet az eredményeim alapján a humusztartalommal kiegészítetek.

A statisztikai vizsgálatok után megállapítottam, hogy az elméleti és a valódi adszorpció a cink esetében is szignifikánsan különbözik a különböző szennyező koncentrációk esetében. Mivel a szóráshomogenitás csak az elméleti adszorpció esetén teljesült, a post hoc tesztnél Tukey-félt használtam, a valódinál viszont Games-Howel post hoc tesztet végeztem el. A teszt segítségével sikerült csoportokat megállapítani a szennyező koncentrációkkal kapcsolatban: mind az elméleti, mind a valódi adszorpció értékek átlagai külön-külön csoportokat alkotnak az 1, az 5 és a 10 g/dm³-es koncentráció esetében.

Az eddigi eredményeket és következtetések figyelembe véve készítettem egy összefoglaló táblázatot (27. táblázat) arról, hogy a három nehézfém esetében az általam vizsgált különböző talajtípusoknál melyik az a talajtulajdonság, ami befolyásolta az adszorpciót.

27. táblázat: Összefoglaló táblázat a nehézfémeket befolyásoló talajtulajdonságokról az általam használt talajminták esetében

Főtípus \ Nehézfém	Ólom	Réz	Cink
Barna erdőtalaj	humusz	humusz	humusz
Csernozjom	pH	agyag és humusz	pH és humusz
Váztalaj	humusz	humusz	humusz
Réti talaj	pH és humusz	pH és humusz	humusz

Az általam vizsgált talajok esetében megállapítottam, hogy a barna erdőtalaj minták adszorpció vizsgálatát során mind a három nehézfém kötődését a humusz befolyásolja. A csernozjom minták esetében az ólom adszorpciójára hatással van a kémhatás, a rézét az agyag- és a humusztartalom, a cinkét pedig a kémhatás és a humusztartalom. Az általam használt humuszos homok minták ólom-, réz- és cink adszorpcióját a humusz befolyásolja. A réti talajmintáim vizsgálati eredményeit figyelembe véve elmondható, hogy a humusz mind a három nehézfém kötődését befolyásolja, míg a kémhatás az csak az ólomét és a rézét.

6.2. Az eredmények összevetése egy korábbi kutatással

Kádár Imre és munkatársai (2006) egy tíz éves kísérletet végeztek az MTA TAKI nagyhorcsöki kísérleti telepén, melynek talaja löszön kialakult mészlepedékes csernozjom. 4 különböző terhelési szinten kezelték a talajt 13 mikroelem sójával, köztük az általam is használt ólom-nitráttal, réz-szulfáttal és cink-szulfáttal. Mélységi

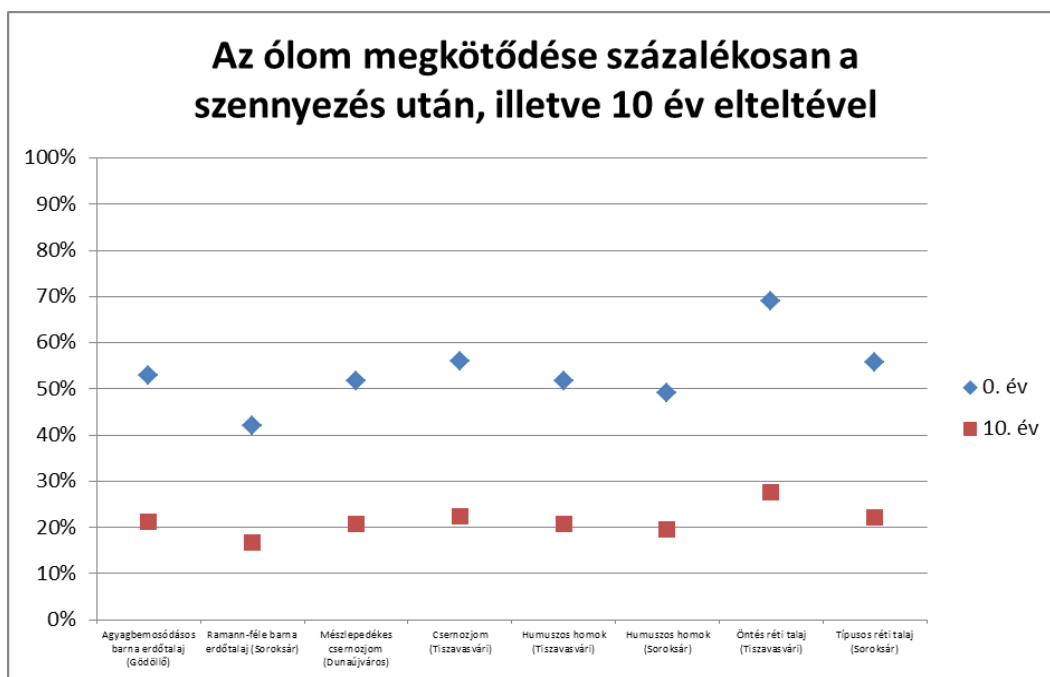
mintavételezést 1993, 1996 és 2000 évében végeztek különböző mélységekben.

Kísérletük eredményeként a következőket állapították meg:

1. Az ólom a kísérlet 10. évében a terhelés mintegy 40%-a volt kimutatható oldható formában.
2. Az oldható réz mennyisége a bevitt terhelés 37%-a
3. Az oldható cink a 10. év végén a bevitt mennyiség szintén 40%-a, mint az ólom esetében.

Ezeket az értékeket – függetlenül a talajtípusokra – felhasználva összehasonlítottam, hogy a szennyezés után, valamint 10 év elteltével hogyan változna a három nehézfém adszorpciója.

Az ólom eredményeket, azon belül is a legtöményebb szennyezési tagot (50 g/dm^3), illetve az adszorpciós %-os megkötődéseket figyelembe véve, tíz év után a következő eredményeket kapom (29. ábra):

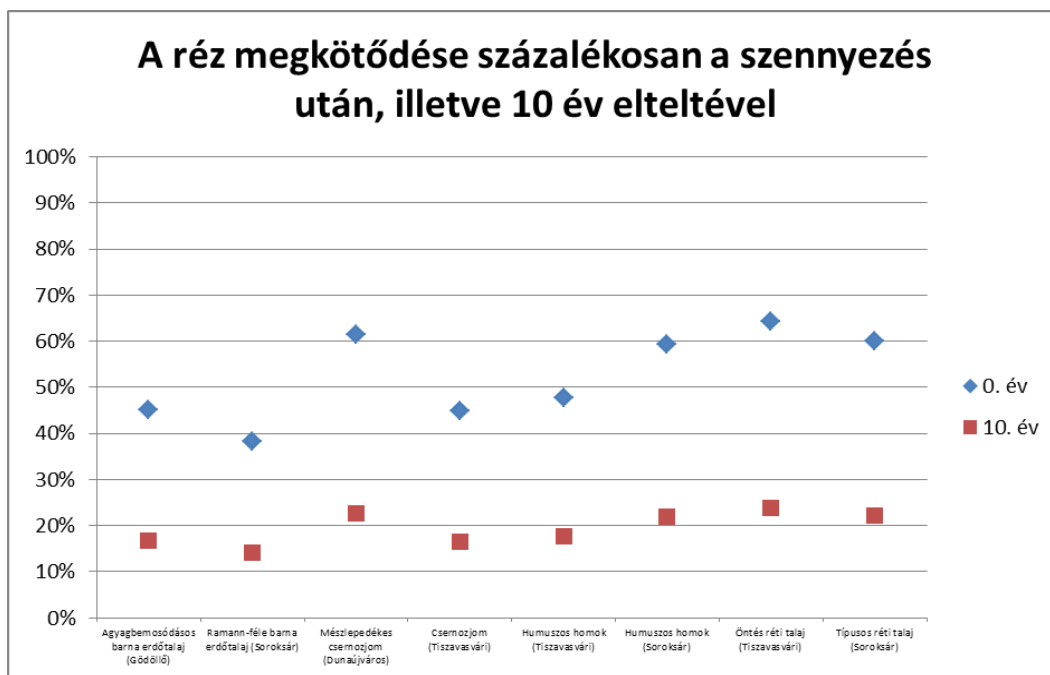


29. ábra: Az ólom megkötődésének változása 10 év elteltével

A legnagyobb változást az öntés réti talaj (Tiszavasvári) minta esetében tapasztalhatnánk 10 év elteltével, ahol a 69%-os megkötődés 28%-ra csökkenne. Ezen nyolc talajminta esetében az átlagos csökkenés $32 \pm 5\%$ -ra tehető. Összességében megállapítható, hogy 10 év után az eredeti szennyezés (50 g/dm^3 esetén) az ólom tartalom kb. 20%-a még kimutatható lenne. Fontos megjegyezni, hogy mind a három művelt, Tiszavasvári környékéről származó talajminták esetében ez a 20% még mindig

soknak számít, hisz a salátánál az ólom nagy része a levélben akkumulálódott, így 10 év elteltével is a táplálékláncban kimutatható lenne. Valószínűsíthető, hogy ha az általam végzett szennyezés egy feltételezett ipari baleset hatását szemlélteti, mindenképpen már az első pillanatban szükség lenne kármentesítésre, ahol a doktori kutatásom eredményei felhasználhatóak lehetnek – azt a talajtulajdonságot kell megváltoztatni, amely adott talajtípusnál jelentősen befolyásolja a megkötődést. Eredményeim alapján fitoextrakciós vagy fitostabilizációs eljárás során alkalmazni lehet a fejes salátát is ilyen mértékű szennyezés esetén.

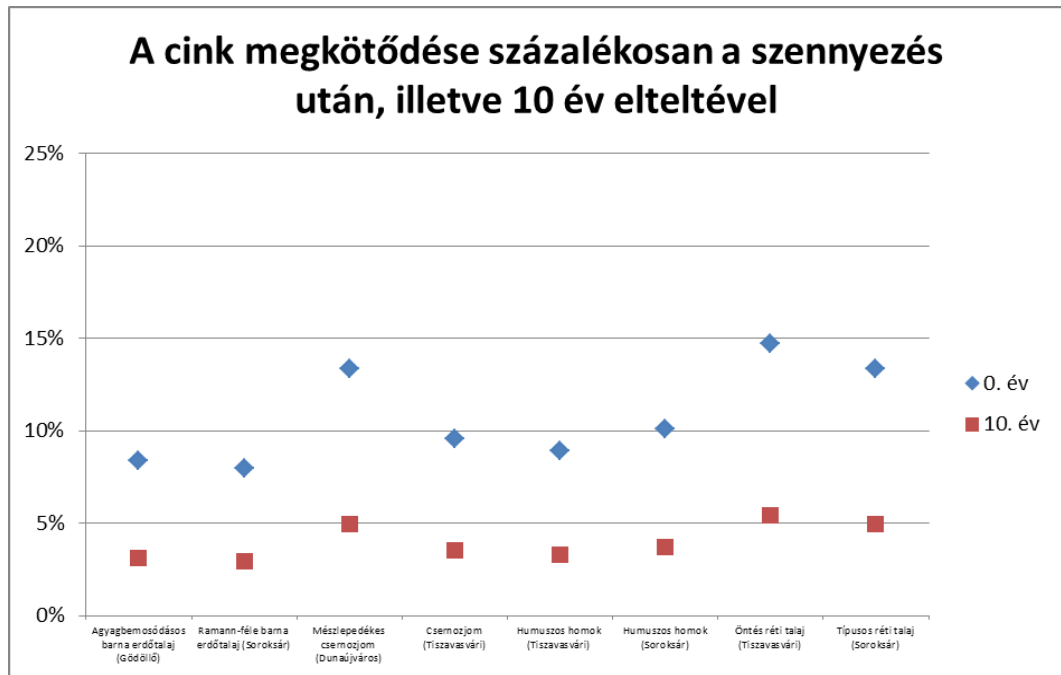
A réz megkötődésének változását a 30. ábra mutatja be:



30. ábra: A réz megkötődésének változása 10 év elteltével

A legtöbb rezet a mészlepedékes csernozjom Dunaújvárosból és a tiszavasvári öntés réti talaj adszorbeálta, így ezeknél volt várható a legnagyobb változás: 39%-os és 41%-os csökkenést tapasztalhatnánk 10 év elteltével. Az átlagos csökkenés a nyolc talajminta esetében $33 \pm 6\%$ -ra tehető, amellyel a réz kb. $19 \pm 4\%$ -a lenne kimutatható a talajmintákból. Mivel a réz a salátánál nagyrészt a talajban adszorbeálódott, míg a szőlőnél a gyökérben akkumulálódott, így környezet-egészségügyi szempontból nem jelent problémát. A réznél megállapításra került, hogy akkumulálódása egy telítődést mutat, valamint a koncentráció növelésével egyre jobban kizárja azt, így környezetterheléssel nem kell számolni 10 év elteltével. Esetleges ipari baleset során fitoextrakciós eljárásnál alkalmazható lehet a szőlő.

Cink esetében az adszorpciós értékek igen alacsonyak voltak – átlagosan $11 \pm 3\%$ a nyolc talajminta esetében 10 g/dm^3 -es szennyezés során. A cink adszorpciós kapacitásának változása a 31. ábrán látható.



31. ábra: A cink megkötődésének változása 10 év elteltével

Hasonlóan a rézhez, a dunaújvárosi mészlepedékes csernozjom és a tiszavasvári öntés réti talaj adszorbeálta a legtöbb cinket a szennyezést követően, így ezeknél volt várható a legnagyobb csökkenés: 8% és 9%. 10 év után a kimutatható cink tartalom $4 \pm 1\%$ lenne. Mivel már a szennyezést követően is igen alacsony volt az adszorpciós kapacitás mind a nyolc talaj esetében, nem jelentett volna terhelést a környezet számára, ha ez egy valós, megtörtént eset lett volna. Mivel a cink alapvetően esszenciális elem és mind a salátában, mind pedig a szőlőben a levélben akkumulálódott, nem jelentett volna veszélyt az élő szervezetekre számára sem, valamint, hasonlóan a rézhez, a koncentráció növelésével akkumulációja gátlódik.

6.3. A növényi minták szennyezéseinek eredményeiből levont következtetések

6.3.1. A fejes saláta (*Lactuca sativa* L.) eredményeiből levont következtetések

A kísérleteket követően megállapítottam, hogy ólom, réz, valamint cink szennyezés hatására a növények nyitott környezeti feltételek között, tenyészedenyben nem fejlődtek megfelelően a kontroll mintához képest. Hasonló megállapításra jutott Codling (2014) munkájában ólom tekintetében, Hong és munkatársai (2015) réz esetében.

A 28. táblázatban összefoglaltam, hogy melyik növényi részben van az adott nehézfém akkumulációs maximuma a fejes saláta esetében.

28. táblázat: Akkumulációs maximum vizsgálata a fejes salátában

Nehézfém\ Szennyezés	Határérték alatt	Határérték	Határérték felett
Ólom	-	-	levél
Réz	-	levél	-
Cink	-	levél	-

A növényi részeket vizsgálva elmondható, hogy mind a három nehézfém esetében a gyökér kevesebb nehézfémet tudott akkumulálni, mint a levélminták. Ez környezet-egészségügyi szempontból fontos, hiszen a fejes saláta levél részét fogyasztják az élőlények.

Az ólom akkumulálási eredményei után megállapítottam, hogy az ólom koncentrációjának növekedésére növekedett a saláta növényekben az akkumulációs kapacitás (a maximumot a legnagyobb koncentráció esetén tapasztaltam), míg a réz és a cink esetén az akkumulálás telítési görbe jelleget mutat (a középső határértéken volt a legnagyobb az akkumulációs képesség).

A fejes saláta fitostabilizációra az ólom határérték feletti és cink határérték és a határérték feletti koncentrációknál alkalmas, míg fitoextrakcióra csak ólom határérték feletti szennyezés esetén alkalmazható. A transzfer koefficiens értelmében elmondható, hogy a fejes saláta növény minta minden koncentráción akkumulálta az ólmot – a határérték és a határérték feletti értékek szerint volt egy maximum érték, melynél többet nem volt képes felvenni. Ugyanezt az értékeket figyelve

megállapítható, hogy a koncentráció növekedésével a növény minta egyre nagyobb arányban „zárta ki” a rézet és a cinket, nem akkumulálta azt. Ezek az eredmények fontosak mind környezet- és egészségvédelem szempontjából.

6.3.2. A szőlő (*Vitis vinifera* 'Fercal') eredményeiből levont következtetések

A nehézfém szennyezés hatására a szőlő fejlettségi állapotában nem tapasztaltam nagy változást a kísérlet 60. napjához képest (első hatvan napon csapvízzel, majd harminc napon keresztül nehézfém oldattal lettek locsolva a minták).

Az ólom hasonlóan viselkedett a szőlőben, mint a salátában: a szennyezés koncentrációjának növekedésének hatására az akkumuláció is növekedett. A növényi részeket összehasonlítva ezen nehézfém esetén a gyökér akkumulált többet.

A réz, mint esszenciális elem nagy arányban előfordult a kontroll növényben is. A réz – hasonlóan a salátánál – telítési görbe jellegű akkumulálást mutat a növényi részekben, hiszen a határértéken és a határérték feletti visszamért mennyiségek közel hasonlóak annak ellenére, hogy a szennyezés koncentrációjában másfélszeres különbség van (75 és 112,5 mg/kg).

A másik esszenciális nehézfémről, a cinkről is megállapítható egy telítődési görbe jellegű akkumulálás, mely mind a gyökérben, mind a levélben megfigyelhető.

A 29. táblázatban a szőlőre is összefoglaltam, hogy a nehézfémek melyik növényi részben értek el egy akkumulációs maximumot.

29. táblázat: Akkumulációs maximum vizsgálata a szőlőben

Nehézfém\ Szennyezés	Határérték alatt	Határérték	Határérték felett
Ólom	-	-	levél
Réz	-	gyökér	-
Cink	-	-	levél

Összességében a növényi részeket vizsgálva elmondható, hogy ólom és cink esetében a levélminta akkumulálta a legtöbb nehézfémek, míg a réz esetében ez a gyökérmintára igaz.

Megállapítottam, hogy a szőlő növény nem alkalmas ólom és cink fitostabilizációjára és fitoextrakciójára, míg réz esetében fitoextrakcióra igen.

Ólommal és cinkkel szemben nem hiperakkumuláló, míg rézzel szemben igen. A transzfer koefficiens a szennyezések során hasonló értékeket vett fel, így elmondható, hogy ugyan akkumulálta az ólmot ($TF > 1$), de nem volt képes a szennyezés koncentrációjának növelésével egyre több ólmot felvenni. Megállapítható a transzfer koefficiens érték szerint a rézet és a cinket minden esetben akkumulálta, de a koncentráció növelésével a TC érték csökkent, azaz az akkumulációra gátló hatással volt a növekvő nehézfém koncentráció.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Doktori kutatásom elsődleges célja volt, hogy egy olyan gyors és hatékony módszert fejlesszek ki, amellyel akár a gazdák is egyszerűen tudják ellenőrizni a talajaik ólom/réz/cink tartalmát. Mivel a titrálás, mint klasszikus analitikai kémiai módszer gyors és nem költséges, így megfelelő választásnak tartottam a kezdetekben a módszer kifejlesztéséhez ezt a napjainkban is használatos mérés technikát. Azért, hogy ezen eredményeket alátámasszam, hogy megfelelőek-e vagy sem, atomabszorpciós spektrofotometriával ellenőriztem a méréseim pontosságát.

Kísérleteim végrehajtásához talajoszlopos szennyezéses eljárást alkalmaztam – öt különböző koncentrációban (1, 5, 10, 25 és 50 g/dm³) szennyeztem a talajoszlopba helyezett nyolc különböző talajmintáimat (*gödöllői agyagbemosódásos barna erdőtalaj, soroksári Ramann-féle barna erdőtalaj, dunaiúvárosi mészlepedékes csernozjom, tiszavasvári réti csernozjom, soroksári humuszos homok, tiszavasvári humuszos homok, soroksári típusos réti talaj és tiszavasvári öntés réti talaj*), azaz összesen 40 talajoszloppal dolgoztam. Az átfolyt szűrletek ólom/réz/cink tartalmát komplexometriás titrálással meghatároztam, melyeket elméleti adszorpciós értékeknek neveztem el. A mérés pontosságának vagy pontatlanságának alátámasztása érdekében az Országos Meteorológiai Szolgálatnál atomabszorpciós módszerrel visszamérem a szennyezett talajminták nehézfém tartalmát az említett három elemre – ezt a mennyiséget valódi (gyakorlati) adszorpciós értéként kezeltem. Az eredményekből kiderült, hogy a titrálási eredmények nem bizonyulnak megbízhatónak, így az elsődleges célokat nem sikerült elérnem, azaz a gyors, hatékony módszer, mint a komplexometriás titrálás nem alkalmazható megbízhatóan talajminták ólom/réz/cink meghatározására.

További céloim volt, hogy megvizsgáljam, melyik/melyek azok a talajtulajdonságok, amelyek befolyásolják az ólom/réz/cink adszorpcióját, mely eredmények fontos jelentőséggel bírhatnak kármentesítések során. A vizsgált talajtulajdonságok a következők voltak: agyagtartalom, humusztartalom és kémhatás, amelyek kiválasztását számos szakirodalom támasztotta alá. Megállapítottam, hogy a barna erdőtalajnál és vázta talajnál a humusz, a csernozjomnál a kémhatás, a humusz és az agyagtartalom befolyásolja az ólom/réz/cink megkötését, míg réti talaj mintáim esetében a kémhatás és a humusz játszott szerepet az adszorpcióban. Meghatároztam, hogy fontos szerepet játszik a csernozjom és a réti talajok esetében a kémhatás az ólom megkötésében, a humusztartalom a csernozjom talajok esetében réz adszorpciónál,

valamint a réti és csernozjom talajok cink megkötődésénél befolyásoló tényező a humusztartalom is. A korábbi és új eredmények felhasználhatóak bármilyen ólom/réz/cink szennyezés esetén, ahol szükséges valamilyen beavatkozás. Ha kis területű a szennyezés és nem veszélyezteti a környező populációkat, akkor egy adott talaj (ha hasonló talajtulajdonságokkal bír, mint az általam használtak) ólom/réz/cink tartalma csökkenthető akár egy kémhatás változtatással (meszezés, gipsz, lignitpor), akár humuszbevitellel, ezáltal csökkenthető annak az esélye, hogy az említett nehézfémek távolabbra is eljussanak (pl. talajvíz) vagy esetlegesen növények akkumulálják.

Fontos kiemelnem, hogy eredményeim részben megegyeztek (előbb említett új tudományos eredményekkel kiegészítve) korábbi szabadföldi és/vagy laboratóriumi szennyezéses kísérletek eredményeivel. Mivel a szabadföldi kísérleteknek megvan a maga kockázata, kiválthatóak lehetnének ezek az általam használt talajoszlopos, olcsó, egyszerű eljárással, hogy meghatározhatóak lehessenek az adszorpciós képességek és/vagy adszorpciót befolyásoló talajtulajdonságok.

Kutatásaim során foglalkoztam a növények akkumulációs képességének meghatározásával foglalkoztam tenyészedényes kísérletekben, mivel manapság számos szennyezéssel nézünk szembe, melyeknek következményeként különböző szennyező anyagok kerülnek a táplálékláncba. Kísérleti növényeim a fejes saláta (*Lactuca sativa L.*) és a szőlő (*Vitis vinifera* 'Fercal') volt, amelyeket külön-külön 30 napon keresztül nehézfém oldatokkal terheltem. Az ólom/réz/cink tartalmat a Magyar Szabványnak megfelelően mértem vissza atomabszorpciós eljárással.

A növények fejlődési állapotát figyelve megállapítottam, hogy fejlődésükre negatív hatással volt a nehézfém szennyezés. A saláta esetében megállapítottam, hogy az ólom koncentráció növelésével az akkumuláció is nőtt, míg a növény számára a két esszenciális elem (a réz és a cink) telítődést mutatott. Mind a három, vizsgált nehézfémnél elmondható, hogy az akkumulációs maximum a levélben figyelhető meg.

A fejes saláta fitostabilizációra ólom szennyezés esetében a határérték feletti, a cink szennyezés esetében a határérték és a határérték feletti koncentrációknál alkalmas, míg fitoextrakcióra csak ólom esetében a határérték feletti szennyezés esetén javasolható. A transzfer koefficiens ismeretében kijelenthető, hogy a fejes saláta növény minden vizsgált koncentrációban akkumulálta az ólmot – a határérték és a határérték feletti értékek szerint volt egy maximum érték, melynél többet nem volt képes felvenni. Továbbá megállapítható, hogy a koncentráció növekedésével az akkumulációra gátló hatást fejtett ki a növekvő nehézfém koncentráció, azaz a

növéyminta egyre nagyobb arányban „zárta ki” a rezet és a cinket szervezetéből. Ezek az eredmények fontosak mind környezet- és egészségvédelem szempontjából.

A szőlő hasonlóan viselkedett az ólommal szemben, mint a saláta – a koncentráció növelésével az akkumulációs képesség is nőtt. Környezet egészségügyi szempontból pozitív, hogy a gyökér akkumulálta a több ólmot, mint sem a levél. Réz és cink esetében szintén telítődést figyeltem meg, viszont a réz nagy részét a gyökér akkumulálta jobban, míg a cink nagyobb hányada mind a három koncentrációban a levélben akkumulálódott.

Kutatásaim alapján kijelenthető, hogy a szőlő növény nem alkalmas ólom és cink fitostabilizációjára és fitoextrakciójára sem, míg réz esetében fitoextrakcióra igen. Ólommal és cinkkel szemben nem hiperakkumuláló, míg rézzel szemben igen. A transzfer koefficiens a szennyezések során hasonló értékeket vett fel, így elmondható, hogy ugyan akkumulálta az ólmot, de nem volt képes a szennyezés koncentrációjának növelésével egyre több ólmot felvenni. Megállapítható a transzfer koefficiens érték szerint a rezet és a cinket minden esetben akkumulálta, de a koncentráció növelésével a TC érték csökkent, azaz az akkumulációt gátló hatás fokozódott.

8. SUMMARY

The primary aim of my PhD research was to develop a fast and efficient method to check the lead/copper/zinc content of the soil which can be easily used by farmers. Because titration as a classic analytical chemical method is fast and cheap, I considered it as a good starting point to develop my hypothesis and method. In order to confirm my results (those are valid or not) I have checked the accuracy of my measurements by atom adsorption spectrophotometry.

During my research I used soil column experiment – eight different soil samples (*Ramann-type brown forest soil, meadow soil and sand with humus from Soroksár, sand with humus, meadow chernozem, alluvial meadow soil from Tiszavasvári, brown forest soil with lessivage from Gödöllő and chernozem with calcareous plaque from Dunaújváros*) were polluted in five different concentrations (1, 5, 10, 25 és 50 g/dm³). I measured the lead/copper/zinc content of the filtrate by complexometric titration, which I named theoretic adsorption capacity. In order to confirm the accuracy of my results, I measured the real heavy metal content (lead/copper/zinc) by atom adsorption spectrophotometry at the National Meteorological Service (OMSZ) – I treated these results as real adsorption capacity. The results have shown that the titration is not reliable, so I could not reach my primary goal, this means, that the fast and efficient method of titration cannot be used reliably to measure the lead/copper/zinc content of the soil.

My further aim was to investigate, which are the soil property/properties that influence the adsorption of lead/copper/zinc in the soil. The measured soil properties were as follows: clay-, humus content and acidity (pH), which were chosen based on prior research. I identified, that in the case of brown forest soil and sand with humus the humus content has influenced the adsorption capacity of these heavy metals, in the case of chernozem the acidity, the humus – and clay content have influenced it, and in the case of meadow soils the acidity and humus content have played a role in the adsorption. New scientific results are the role of the pH in the lead adsorption at the chernozem and meadow soils, role of the humus content in copper adsorption at chernozem samples, as well as influence factor is humus content in zinc adsorption at meadow soils and chernozems. The previous and new results can be used for any lead/copper/zinc pollution, where any intervention is required. If the pollution has small area and it does not endanger the surrounding populations, the lead/copper/zinc content of a given soil (if it has similar soil properties as I measured) can be decrease

by either a pH changes (liming or fertilizing – depends on the direction), or adding humus content, thereby the chances can decrease, that these heavy metals either reach further (e.g. ground water) or plants may accumulate them.

It is important that my results are identical partly with results of earlier field and/or laboratory pollution experiments (with the addition of mentioned above new scientific results). As the field experiments have their own risks, they could be replaced with the soil column method used by me which is cost effective and easy to replicate in order to determine the soils' adsorption capacity and/or soil properties which influence it.

In the second phase of my PhD research I tried to determine the accumulation capacity of different plant samples in pot experiments, because nowadays we are facing heavy environmental pollution, which have the effect that different pollutants are being introduced into the food chain. My experimental plants were the lettuce (*Lactuca sativa L.*) and the grape (*Vitis vinifera* 'Fercal'), these were polluted one by one during 30 days by different heavy metal solutions in three different concentrations. The lead/copper/zinc content was measured back based on Hungarian standard by atom absorption method.

Analyzing the developmental stage of the plants, I have determined, that the heavy metal pollution had negative effect of their development. In the case of the lettuce I have assessed, that with increasing the lead concentration the accumulation increased as well, while the two essential elements for the plants (copper and zinc) have been saturated. It can be said in case of all three heavy metals, the accumulation maximum can be seen in the leaves.

In the case of lead pollution the lettuce is suitable for fitoextraction above the limit and in the case of zinc pollution it is true on the limit and above the limit concentration, while this plant is recommended for lead fitoextraction above the limit. Knowing the transfer coefficient it can be said, the lettuce could accumulate the lead in all tested concentrations – there was a maximum value according to the limit and above the limit values, so this plant was not be able to accumulate more. Also it can be determined, that the plant sample excluded the copper and zinc more and more with the increase of concentration. These results are important for both environmental and health protection.

The grape sample behaved almost the same way as the lettuce against lead – with increasing the concentration increased accumulation as well. From the perspective of environmental health it is positive, that the roots have accumulated more

lead than the leaves. In case of copper and zinc I have found a saturation as well, but the most of the copper was accumulated by the roots, while the bigger part of the zinc could be found in the leaves samples in all three concentrations.

Based on my research it can be said, the grape is not suitable for lead and zinc fitoextraction and fitostabilization, while it is suitable for copper fitoextraction. It is a hiperaccumulator plant against copper. The transfer coefficient had similar values during the pollutions, so it can be said, that the grape accumulated the lead, but it was not able to absorb more lead with the increasing concentrations. It is established according to the transfer coefficient, that the grape was able to accumulate the copper and the zinc in all cases, but the TC value was decreased with the increasing concentrations, so the accumulation's inhibiting effect was increased.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsősorban témavezetőimnek, **Dr. Kátai Jánosnak** és **Dr. Bisztray Györgynek** mondok köszönetet, akik szakmai iránymutatásukkal, biztatásukkal és ötleteikkel segítettek a munkámat.

Külön köszönöm **Dr. Kardos Leventének**, aki a kezdetektől mellettem állt és segített mind a labor, mind a kiértékelési folyamatokban, valamint a dolgozat írása alatt mindvégig segítő kezet biztosított számomra.

Hálás vagyok **Dr. Ladányi Mártának**, aki segített a statisztikai vizsgálatok elkészítésében, külön köszönöm a folyamatos biztatását és támogatását.

Köszönöm **Kováts Jánosné** laboráns tanszéki kolleganőnek, akinek a segítségével sikeresen lezajlottak a kísérletek és köszönöm, hogy mindig biztosított számomra megfelelő mennyiségű oldatokat a kísérletekhez.

Köszönöm **Varga Zsoltnak**, aki biztosította számomra az AAS mérési lehetőségeket az Országos Meteorológiai Szolgálatnál.

Köszönöm **Sepsi Pannának**, **Hermán Alexnek**, akik segítségével elvégeztem a növénykísérleteket.

Hálás vagyok a barátomnak, **Tarkovács Tímeának** és a **kollégáimnak**, akik lelkesítettek és biztattak a kísérleteim és dolgozatom írása idejében.

Köszönöm a **szüleimnek**, a **bátyámnak**, **Petinek** és a **barátomnak**, **Krisztiánnak**, akik munkám során mindvégig mellettem álltak és támogattak engem.

10. MELLÉKLETEK

10.1. Irodalomjegyzék

1. 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól.
2. 6/2009. (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.
3. 98/70/EK irányelve a benzin és a dízelüzemanyagok minőségéről, valamint a 93/12/EGK tanácsi irányelv módosításáról.
4. Ábrahám R., Érsek T., Kuroli G., Németh L. és Reisinger P. 2011. Növényvédelem. Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem.
5. Adriano D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag. New York. Berlin. Heidelberg. Tokyo.
6. Adriano D.C., Paulsen G.M. és Murphy L.S. 1971. Phosphorus-iron and phosphorus-zinc relationships in corn (*Zea mays L.*) seedlings as affected by mineral nutrition. *Agronomy Journal*. 63. 1. 36-39.
7. Alia és Saradhi P.P. 1991. Proline accumulation under heavy metal stress. *Journal of Plant Physiology*. 138. 554-558.
8. Alloway B.J. (ed.) 2010. Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. Third Edition. Springer Dordrech Heidelberg. New York. London.
9. Alloway B.J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. London.
10. Alloway B.J. 2004. Zinc in soils and crop nutrition. Publication of International Zinc Association.
11. Atanassova ID. 1995. Adsorption and desorption of Cu at high equilibrium concentrations by soil and clay samples from Bulgaria. 87. 1. 17-21.
12. Axelsen K.B. és Palmgren M.G. 2001. Inventory of the superfamily of P-type ion pumps in *Arabidopsis*. *Plant Physiology*. 126. 696-706.
13. Baker A.J.M. 1978. The uptake of zinc and calcium from solution culture by zinc-tolerant and non-tolerant *Silene maritima* with. In relation to calcium supply. *New Phytologist*. 81. 321-330.
14. Baker D.E. és Sened J.P. 1995. Copper. In: Alloway B.J. (ed.). Heavy metals in soils. London. Blackie Academic and Professional. 179-205.

15. Bakonyi L. 2009. Államilag elismert és próbatermesztére engedélyezett alanyfajták. In: Bényei F. és Lőrinc A. Borszőlőfajták, csemegeszőlőfajták és alanyok. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 213.
16. Barceló J. és Poschenrieder C. 1990. Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *Journal of Plant Nutrition*. 13. 1-37.
17. Barkay T., Tripp S.C. és Olson B.H. 1985. Effect of metal-rich sewage sludge application on the bacterial communities of grasslands. *Applied and Environmental Microbiology*. 49. 2. 333-337.
18. Bassuk N.L. 1986. Reducing leaf uptake in lettuce. *HortScience*. 21. 4. 993-995.
19. Bauer K. 1966. Szőlősgazdák könyve. Integrált szőlőtermesztés. Mezőgazda Kiadó.
20. Beauford W., Barber J. és Barringer A.R. 1977. Uptake and distribution of mercury within higher plants. *Physiologia Plantarum*. 39. 261-265.
21. Beavington F. 1973. Contamination of soil with zinc, copper, lead and cadmium in the Wollongong city area. *Australian Journal of Soil Research*. 11. 1. 27-31.
22. Beavington F. 1977. Trace elements in rainwater and dry deposition around a smelting complex. *Environmental Pollution*. 13. 2. 127-131.
23. Beer. 1852. Bestimmung der Absorption des rothen Lichts in farbigen Flüssigkeiten. *Annalen der Physik und Chemie*. 86. 78-88.
24. Benson N.R., Batjer L.P. és Chmelir J.C. 1957. Response of some deciduous fruit trees to zinc chelates. *Soil Science*. 84. 63.
25. Bényei F., Lőrincz A. és Sz. Nagy L. 1999. Szőlőtermesztés. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 201.
26. Boettinger J.L. és Ming D.W. 2002. Zeolites. In: Dixon J.B. és Schulze D.G. (ed.) *Soil mineralogy with environmental applications*. Soil science society of America book series. 7. Madison.
27. Box G.E.P. és Cox D.R. 1964. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society*. B 26. 2. 211-252.
28. Brennan R.F. 2005. Zinc application and its availability to plants. PhD dissertation. School of Environmental Science. Division of Science and Engineering. Murdoch University.
29. Brown P.H., Cakmak I. és Zhang Q. 1993. Form and function of zinc in plants. In: Robson A.D. (ed.) *Zinc in soils and plants*. Chapter 7. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

30. Burton K.W., Morgan E. és Roig A. 1984. The influence of heavy metals on the growth of sitka-spruce in South Wales forests. II. Green house experiments. *Plant and Soil*. 78. 271-282.
31. Burzynski M. 1987. The influence of lead and cadmium on the absorption and distribution of potassium, calcium, magnesium and iron in cucumber seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum*. 9. 229-238.
32. Bussler W. 1981. Physiological functions and utilization of copper. In: Loneragan J.F., Robson A.D. és Graham R.D. (ed.). *Copper in soils and plants*. New York. Academic Press. 213-234.
33. Buzás I. 1988. Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. A talajok fizikai-kémiai és kémiai vizsgálati módszerei. Budapest. Mezőgazdasági Kiadó.
34. Cakmak I. 2000. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *New Phytologist*. 146. 185-205.
35. Chaney R.L., Sterrett S.B., Morella M.C. és Lloyd C.A. 1982. Effect of sludge quality and rate, soil pH and time on heavy metal residues in leafy vegetables. *Proceedings of the Fifth Annual Madison Conference on Applied Research and Practise for Municipal and Industrial Waste*. University of Wisconsin. Madison. 444-458.
36. Chen W., Yang X., He Z., Feng Y. és Hu F. 2008. Differential changes in photosynthetic capacity, 77 K chlorophyll fluorescence and chloroplast ultrastructure between Zn-efficient and Zn-inefficient rice genotypes (*Oryza sativa*) under low zinc stress. *Physiologia Plantarum*. 132. 1. 89-101.
37. Cheng W., Zhang G., Yao H., Wu W. és Xu M. 2006. Genotypic and environmental variation in cadmium, chromium, arsenic, nickel and lead concentrations in rice grains. *Journal of Zhejiang University Science B*. 7. 7. 565-571.
38. Chronopoulos J., Haidouti C., Chronopoulou-Sereli A. és Massas I. 1997. Variations in plant and soil lead and cadmium content in urban parks in Athens, Greece. *Science of The Total Environment*. 196. 91-98.
39. Cobbett C.S., Hussain D. és Hayson M.J. 2003. Structural and functional relationships between type 1B heavy metal transporting P-type ATPases in *Arabidopsis*. *New Phytologist*. 159. 315-321.
40. Cobbett C.S. 2000. Phytochelatin biosynthesis and function in heavy metal detoxification. *Current Opinion in Plant Biology*. 3. 211-216.

41. Codling E.E. 2014. Accumulation of lead and arsenic by lettuce grown on lead-arsenate contaminated orchard soils. *The Open Agriculture Journal*. 8. 35-40.
42. Colella C. 1996. Ion exchange equilibrium in zeolite minerals. *Mineralium Deposita*. 31. 554-562.
43. Csathó P. 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.
44. Csathó P. 1994b. Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 3-4. 371-398.
45. Dang H., Li R., Sun Y., Zhang X. és Li Y. 2010. Absorption, accumulation and distribution of zinc in highly-yielding winter wheat. *Agricultural Sciences in China*. 9. 7. 965-973.
46. Davies B.E. 1978. Plant available lead and other metals in British garden soils. *Science of the Total Environment*. 9. 243-262.
47. Davies B.E. 1980. *Applied Soil Trace Elements*. John Wiley and Sons. Chichester.
48. Debreczeni B. és Czech R. 1991. A műtrágyázás hatása a talajok könnyen oldható mikroelemtartalmára. *Agrokémia és Talajtan*. 40. 1-2. 140-152.
49. Disante K.B., Fuentes D. és Cortina J. 2010. Response to drought of Zn-stressed *Quercus suber L.* seedlings. *Environmental and Experimental Botany*. 70. 96-103.
50. Dudka S., Piotrowska M. és Terelak H. 1996. Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environmental Pollution*. 94(2). 181-188.
51. Duffus J.H. 2002. „Heavy metals” a meaningless term? (IUPAC Technical Report. *Pure and Applied Chemistry*. 74. 5. 793-807.
52. Duruibe J.O., Ogwuegbu M.O.C. és Ekwurugwu J.N. 2007. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*. 2. 5. 112-118.
53. Eckel H., Roth U., Döhler H., Nicholson F.A. és Unwin R. (ed.) 2005. *Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems (AROMIS)*. Darmstadt.
54. Elder J.F. és Horne A.J. 1978. Copper cycles and CuSO₄ algicidal capacity in two California lakes. *Environmental Management*. 2. 1. 17-30.
55. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2014. *Lead*. Washington D.C.

56. Temminghoff E.J.M., Van der Zee S.E.A.T.M. és de Haan F.A.M. 1997. Copper mobility in a copper-contaminated sandy soil as affected by pH and solid and dissolved organic matter. *Environmental Science Technology*. 31. 4. 1109-1115.
57. Fabris N. és Mocchegiani E. 1995. Zinc, human diseases and aging. *Aging*. Milano. 7. 77-93.
58. Farsang A. 1996. Talaj nehézfém tartalmának térbeli eloszlása mátrai mintaterületen, különös tekintettel az antropogén terhelésre. PhD értekezés. JATE. Szeged.
59. Fazekas Gy. és Szerényi G. 2002. *Biológia 1. kötet: Molekulák, élőlények, életműködések*. Budapest. Scolar Kiadó.
60. Feiler L.S., Smolin G. Okumoto M. és Condon D. 1982. Herpetic keratitis in zinc deficient rabbits. *Investigative Ophthalmology and Visual Science*. 22. 788-95.
61. Fierke C. 2000. Function and mechanism of zinc. *The Journal of Nutrition*. 130. 1437S-1446S.
62. Filep Gy. 1998. Behaviour and fate of pollutants in soil. In: Filep Gy. (ed.) *Soil pollution*. Debrecen. Agricultural University of Debrecen. 23-51.
63. Fish L. J. 1988. Why multivariate methods are usually vital. *Measurement and Evaluation in Counseling and Development*. 21. 130-137.
64. Flemming C.A. és Trevors J.T. 1989. Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air and Soil Pollution*. 44. 1-2. 143-158.
65. Fodor M. 2006. *Kertészeti kémia*. Budapest. Mezőgazda Kiadó Kft.
66. Fontes R.L.F. és Cox F.R. 1995. Effects of sulfur supply on soybean plants exposed to zinc toxicity. *Journal of Plant Nutrition*. 18. 1893-1906.
67. Forstner U. és Wittmann G.T.W. 1979. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag. Berlin. 386.
68. Fox T.C. és Guerinot M.L. 1998. Molecular biology of cation transport in plants. *Annual Review of Plant Biology*. 49. 669-696.
69. Füleky Gy. 2009. Geokémiai körfolyamatok Környezetmérnök MSc hallgatók részére. Szent István Egyetem. Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar. Környezettudományi Intézet. 12. 78-79. oldal.
70. Fülöp L. 2013. A szőlőfajták. In: Fülöp L., Kaiser G. és Lents J. *Szőlőtermesztés. A középfokú agrárszakképzés tankönyve*. Nemzeti Agrárszaktan. Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet. 55.

71. Fülöp L., Kaiser G. és Lents J. 2013. Szőlőtermesztés. A középfokú agrárszekképzés tankönyve. Nemzeti Agrárszaktan. Vidékfejlesztési, Képzési és Szaktanácsadási Intézet. 5-6.
72. Garbarino J.R., Hayes H.C., Roth D.A., Antweiler R.C., Brinton T.I. és Taylor H.E. 1995. Contaminants in the Mississippi River. U.S. Geological Survey Circular 1133. Virginia. USA.
73. Gibbs L.M., Bonazza B.R. és Furey R.L. 2003. Automotive gasoline. In: Rand S.J. (ed). Significance of tests for petroleum products: seventh edition. ASTM International. Bridgeport. 24-35.
74. Gioia S., Weiss D., Coles B., Arnold T. és Babinski M. 2008. Accurate and precise zinc isotope ratio measurements in urban aerosols. *Analytical Chemistry*. 80. 24. 9776-9780.
75. Goldschmidt V.M. 1954. *Geochemistry*. Oxford. Clarendon Press.
76. Greger M. 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad M.N.V., Hagemeyer J. (ed.). *Heavy metal stress in plants – from molecules to ecosystems*. Springer. Berlin. 1-27.
77. Greger M. 2004. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. Chapter 1. In: Prasad M.N.V. *Heavy metal stress in plants. From biomolecules to ecosystems*. Second edition. Springer-Verlag. 1-28.
78. Gyóri D. 1984. *A talaj termékenységé*. Budapest. Mezőgazdasági Kiadó Kft.
79. Habashi F. 1992. Environmental issues in the metallurgical industry – progress and problems. *Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production*. Balkama. Rotherdam. 1143-1153.
80. Hambidge K.M. 2000. Zinc and health: current status and future direction. *The Journal of Nutrition*. 130. 1344S-1349S.
81. Hampp R., Ziegler H. és Ziegler I. 1973. Influence of lead ions on the activity of enzymes of reductive pentose phosphate pathway. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*. 164. 588-595.
82. Hänsch R. és Mendel R.R. 2009. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology*. 12. 259-266.
83. Hargiati L. 1981. Új fogalom bevezetése és meghatározása a talajok környezetvédelmi kapacitásának jellemzésére. *Kertészeti Egyetem Közleményei*. 45. 113-118.

84. Harmens H., Gusmao N.G.C.P.B., Den Hartog P.R., Verkeij J.A.C. és Ernst W.H.O. 1993. Uptake and transport of zinc in zinc-sensitive and zinc-tolerant *Silene vulgaris*. *Journal of Plant Physiology*. 141. 309-314.
85. Harmens H., Koevoets P.L.M, Verkleij J.A.C. és Ernst W.H.O. 1994. The role of low molecular weight organic acids in mechanisms of increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytologist*. 126. 615-621.
86. Helbaek H. 1960. Ecological effects of irrigation in ancient Mesopotamia. In: *Memory of Sir C. Leonard Woolley. Iraq*. 22. 186-196.
87. Hemphill D.D. és Role J. 1978. Foliar uptake and translocation of ^{210}Pb and ^{109}Cd . *International Conference on Heavy Metals in the Environment. Toronto. Ontario. 1975*. 77-86.
88. Heyneman C.A. 1996. Zinc deficiency and taste disorders. *Ann Pharmacother*. 30. 186-187.
89. Himmelblau E. és Amasino R.M. 2000. Delivering copper within plant cells. *Current Opinion in Plant Biology*. 3. 205-210.
90. Holloway P.J. 1982. Structure and histochemistry of plant cuticular membranes: an overview. In: *Cutler D.F., Alvin K.L. és Price C.E. (ed.) The plant cuticle. Academic Press. London*. 1-32.
91. Hong J., Rico C.M., Zhao L., Adeleye A.S., Keller A.A., peralta-Videa J.R. and Gardea-Torresdey J.L. 2015. Toxic effect of copper-based nanoparticles or compounds to lettuce (*Lactuca sativa*) and alfalfa (*Medicago sativa*). *Environmental Science*. 17. 177-185.
92. Horsfall M.N. Jr., Spiff A.I. 1999. Speciation of heavy metals in intertidal sediments of the Okirika river system. *Bulletion of the Chemical Society of Ethiopia*. 13. 1. 1-9.
93. Huang J.W. és Cunningham S.D. 1996. Lead Phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134. 75-84.
94. Huang J.W., Grunes D.L. és Kochian L.V. 1994. Voltage dependent Ca^{2+} influx into right-side-out plasmamembrane vesicles isolated from wheat roots: characteristic of a putative Ca^{2+} channel. *Proceedings of the National Academy of Sciences. USA*. 91. 3473-3477.
95. Hung G.M. és Baker E.A. 1982. Developmental and environmental variations in plant epicuticular waxes: some effects on the penetration of naphthylacetic acid. In: *Cutler D.F., Alvin K.L. és Price C.E. (ed.) The plant cuticle. Academic Press. London*. 279-292.

96. Inaba S. és Takenaka C. 2005. Changes in chemical species of copper added to brown forest soil in Japan. *Water, Air and Soil Pollution*. 162.1. 285-293.
97. Institute of Medicine, Food and Nutrition Board. Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Washington D.C. National Academy Press.
98. Janssen R.P.T., Bruggenwert M.G.M., van Dijk G. és van Riemsdijk W.H. 2007. Lead ion adsorption on montmorillonite-Al hydroxide polymer systems. *European Journal of Soil Science*. 58. 1136-1144.
99. Jenny H. 1941. Factors of soil formation. A system of quantitative pedology. First edition. New York. McGraw-Hill.
100. Johansson L-Å. 1985. Chromatographic analysis of epicuticular plant waxes. *Sv. Utsädesfören. Tidskr.* 95. 129-136.
101. Kabata-Pendias A. és Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press. Boca Raton. London. New York. Washington D.C.
102. Kádár I. 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet. Budapest. 5-6.
103. Kádár I. 1993. Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott nehézfém szennyezés megítéléséhez. *Növénytermelés*. 42. 185-190.
104. Kádár I. 1994. Importance of long-term field experiments in sustainable agriculture for Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 291-304.
105. Kádár I. 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Akaprint. KTM. MTA TAKI. Budapest.
106. Kádár I. 1998. A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv 2. Környezetvédelmi Minisztérium. Budapest.
107. Kádár I. 2002. Levéltrágyázás jelentősége és szerepe a növény táplálásban. *Agrofórum*. 13. 12. 7-10.
108. Kádár I. 2004. A talaj és a tápláléklánc szennyeződése. In: Talajtani Vándorgyűlés. Kecskemét. 2004. augusztus 24-26. Talajvédelem (különszám). Budapest. Talajvédelmi Alapítvány. 130-137.
109. Kádár I., Németh T. és Ragályi P. 2006. Nehézfémek mélységi eloszlása talajszelvényekben. In: Szendrei Géza (ed.): Magyarország környezetgeokémiai állapota. Magyar Tudományos Akadémia Földtudományok Osztálya. Budapest. 51-60.

- 110.Kádár I. 2008. A mikroelemkutatások eredményeiről, különös tekintettel a Cu és Zn elemekre. *Acta Agronomica*. 50. 1. 9-13.
- 111.Kalocsai R. 2006. A cink (Zn). *Mezőhír X. évfolyam*. 38.
- 112.Kalocsai R., Schmidt R. és Szakál P. 2006. A Ca és Zn növénytáplálási jelentősége hazai talajaink tápanyag-ellátottságának függvényében. *Agro Napló. X. évfolyam*. 5. 34-36.
- 113.Karpukhin A.I. és Sychev V.G. 2005. *Complex Compounds of Soil Organic Substances and Metal Ions*. Moszkva.
- 114.Kasim W.A. 2007. Physiological consequences of structural and ultra-structural changes induced by Zn stress in *Phaseolus vulgaris*. I. Growth and Photosynthetic apparatus. *International Journal of Botany*. 3. 1. 15-22.
- 115.Káta J. 2011a. *Alkalmazott talajtan*. Debreceni Egyetem. Nyugat-Magyarországi Egyetem. Pannon Egyetem.
- 116.Káta J. 2011b. *Talajökológia*. Debreceni Egyetem. Nyugat-Magyarországi Egyetem. Pannon Egyetem.
- 117.Kessler B. 1961. Ribonucleases as a guide for the determination of zinc deficiency in orchard trees. In: Reuther W. (ed.) *Plant analysis and fertilizer problems*. American Institute of Biological Sciences. Washington. USA. 314-322.
- 118.Kidd M.T., Qureshi M.A., Ferket P.R. és Thomas L.N. 1994. Dietary zinc-methionine enhances mononuclear-phagocytic function in young turkeys. Zinc-methionine, immunity, and Salmonella. *Biological Trace Element Research*. 42. 217-229.
- 119.Kirkby E.A. 2005. Essential elements. In: *Encyclopedia of soils in the Environment 1*.
- 120.Knauer K., Behra R., Sigg L. 1997. Adsorption and uptake of copper by the green alga *Scenedesmus subspicatus* (Chlorophyta). *Journal of Phycology*. 33. 596-601.
- 121.Kühn H. 1962. Die Magnesiumwirkung dolomitischer Kalke. *Bodenkultur* 13. 226. 293.
- 122.La Zerte B. 1986. Metals and acidification: an overview. *Water, Air and Soil Pollution*. 31. 569-577.
- 123.Lagerwerff J.V. 1971. Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air. *Soil Science*. 111. 129-133.
- 124.Lakanen E. és Erviö R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agraria Fennica*. 123. 223-232.

- 125.Lambert J.H. 1760. *Photometria sive de mensura et gradibus luminis, colorum et umbrae* (Photometry, or, on the measure and gradations of light, colors and shade). Eberhardt Klett. 391.
- 126.Lane S.D. és Martin E.S. 1977. A histochemical investigation of lead uptake in *Raphanus sativus*. *New Phytologist*. 79. 281-286.
- 127.Lane T.W. és Morel F.M. 2009. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 97. 9. 4627-4631.
- 128.Lasat M.M., Pence N.S., Garvin D.F., Ebbs S.D. és Kochian L.V. 2000. Molecular physiology of zinc transport in the Zn hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal of Experimental Botany*. 51. 71-79.
- 129.Lee C.W., Jackson M.B., Duysen M.E., Freeman T.P. és Self, J.R. 1996. Induced micronutrient toxicity in 'Touchdown' Kentucky bluegrass. *Crop Science*. 36. 705-712.
- 130.Levina E.N. 1972. *Obshchaya toksikologiya metallov* (General metal toxicology). Meditsyna. Leningrad.
- 131.Little P. 1973. A study of heavy metal contamination of leaf surfaces. *Environmental Pollution*. 5. 159-172.
- 132.Little P. és Martin M.H. 1972. A survey of zinc, lead and cadmium in soil and natural vegetation around a smelting complex. *Environmental Pollution*. 3. 241-254.
- 133.Lopez J.M. és Lee G.F. 1977. Environmental chemistry of copper in Torch Lake, Michigan. *Water, Air and Soil Pollution*. 8. 4. 373-385.
- 134.Lovering T.G. 1976. Lead in the environment. Geological Survey Professional Paper 957. Washington. 1-4.
- 135.Ma L.Q., Komar K.M., Tu C., Zhang W., Cai Y. és Kennelley E.D. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*. 409. 579.
- 136.MacKenthun K.M. és Cooley H.L. 1952. The biological effect of copper sulphate treatment on lake ecology. *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters*. 41. 177-187.
- 137.Magyar Szabványügyi Testület. 1977. A talaj szerves szén tartalmának meghatározása. Budapest. MSZH Kiadói Főosztály.
- 138.Magyar Szabványügyi Testület. 1978a. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Budapest. MSZH Kiadói Főosztály.

139. Magyar Szabványügyi Testület. 1978b. A talajok egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Budapest. MSZH Kiadói Főosztály.
140. Magyar Szabványügyi Testület. 1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása. Budapest. Magyar Szabványügyi Testület.
141. Mandzhieva S. Minkina T., Pinskiy D. Bauer T. és Sushkova S. 2014. The role of soil's particle-size fractions in the adsorption of heavy metals. *Eurasian Journal of Soil Science*. 3. 197-205.
142. Maret W. és Sandstead H.H. 2006. Zinc requirements and the risks and benefits of zinc supplementation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 20. 3-18.
143. Markossian K.A. és Kurganov B.I. 2003. Copper chaperones, ultracellular copper trafficking proteins. Function, structure, and mechanism of action. *Biochemistry*. 68. 827-837.
144. Marschall J., Corzo A., Leigh R.A. és Sanders D. 1994. Membrane potential-dependent calcium transport in right-side-out plasma membrane vesicles from *Zea mays* L. roots. *The Plant Journal*. 5. 683-694.
145. Marschner H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. Cambridge.
146. Marschner P., Godbold D.L. és Jutschke G. 1996. Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) karst.). *Plant and Soil*. 178. 239-245.
147. Martens D.C. és Lindsay W.L. 1990. Testing soils for copper, iron, manganese, and zinc. *Soil testing and plant analysis*. 229-264.
148. Marthys W. 1977. The role of malate, oxalate and mustard oil glucosides in the evolution of zinc-resistance in herbage plants. *Physiologia Plantarum*. 40. 130-136.
149. Mazé P. 1915. Détermination des éléments minéraux rares nécessaires au développement du maïs. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences (France)*. 160. 211–214.
150. McCusker L.B., Liebau F. és Engerhardt G. 2001. Nomenclature of structural and compositional characteristics of ordered microporous and mesoporous materials with inorganic hosts: IUPAC recommendations 2001. *Pure and Applied Chemistry*. 73. 381-394.

151. McLaren R.G., Swift R.S. és Williams J.G. 1981. The adsorption of copper by soil materials at low equilibrium solution concentrations. *Journal of Soil Science*. 32. 2. 247-256.
152. McMurray D.N., Bartow R.A., Mintzer C.L. és Hernandez-Frontera E. 1990. Micronutrient status and immune function in tuberculosis. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 587. 59-69.
153. McMurtrey J.E. Jr. és Robinson W.O. 1938. Neglected soil constituents that affect plant and animal development. In: *Soils and men – Yearbook of Agriculture 1938*. Washington. U.S. Govt. Printin Office. 807-829.
154. Milivojevic J., Nikezic D., Krstic M.J. és Dalovic I. 2011. Influence of physical-chemical characteristics of soil in zinc distribution and availability for plants in vertisols of Serbia. *Polish Journal of Environmental Studies*. 20. 4. 993-1000.
155. Mengel K. 1999. *Ernährung und Stoffwechsel der Planze*. Spektrum Akademischer Verlag.
156. Mengel K. és Kirkby E.A. 1987. *Principles of plant nutrition*. International Potash Institute. 588-594.
157. Minkina T.M., Motuzova G.V., Nazarenko O.G. 2006. Interaction of Heavy Metals with the Organic Matter of an Ordinary Chernozem. *Eurasian Soil Science*. 39. 7. 720–726.
158. Minkina T.M., Pinskiy D.L., Bauer T.V., Mandzhieva S.S., Belyaeva O.N., Kalinichenko V.P. és Endovitsky A.P. 2014. Effect of attendatn anoins on zinc adsoprtion and transformation in chernozem. *Journal of Geochemical Exploration*. 144. B. 226-229.
159. Mitchell R.L. 1964. Trace elements in soils. In: Bear F.E. (ed.) *Chemistry of the soil*. Second edition. New York. Reinhold Publishing Corporation. 320-366.
160. Mortvedt J.J., Cox F.R., Shuman L.M. és Welch R.M. 1991. *Micronutrients in agriculture*. Soil Science Society of America Book Series. No. 4.
161. Neumüller O.A. 1984. *RÖMMP Vegyészeti Lexikon*. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 97-99.
162. Németh T., Sipos P., Balázs R., Szalai Z., Mészáros E. és Di Gléria M. 2010. Adsorption of copper on the illuviation and accumulation horizons of a luvisol. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 5. 2. 19-24.
163. Nieboer E. és Richardson D.H.S. 1980. The replacement of the nondescript term „heavy metals” by biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution*. 1. 2-26.

- 164.Ostrowska E.B. 1997. Selected soil factors and copper content in meadow vegetation. Central Agricultural Library. Poland.
- 165.Pál K. 2003. Réz a környezetben. Budapest. BME OMIKK.
- 166.Palmgren M.G. és Axelsen K.B. 1998. Evolution of P-type ATPases. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1365. 37-45.
- 167.Papp J. 1974. A gyümölcsök tápanyagellátása. In: Gyuró F.A. (szerk). A gyümölcsstermesztés alapjai. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 435-441.
- 168.Pearson R. 1968. Hard and soft acids and bases. HSAB. Part I. Fundamental principles. *Journal of Chemical Education*. 45. 581-587.
- 169.Peck A.W. és McDonald G.K. 2010. Adequate zinc nutrition alleviates the adverse effects of heat stress in bread wheat. *Plant and Soil*. 337. 355-374.
- 170.Pilon-Smits E. és Pilon M. 2002. Phytoremediation of metals using transgenic plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 21. 439-456.
- 171.Pinsky D.L. és Minkina T.M. 2013. Regularities of Cu, Pb, and Zn adsorption by chernozems of the South of Russia. *Eurasian Journal of Soil Science*. 2. 59-68.
- 172.Pollock S. 2004. Ancient Mesopotamia. University Press. Cambridge. 34-45.
- 173.Pourrut B., Shahid M., Dumat C., Winterton P. és Pinelli E. 2011. Lead uptake, toxicity and detoxification in plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 213. 113-36.
- 174.Prasad A.S. 1995. Zinc: an overview. *Nutrition*. 11. 93-99.
- 175.Prasad A.S. 2004. Zinc deficiency: its characterization and treatment. *Metal Ions in Biological Systems*. 41. 103-137.
- 176.Prasad A.S., Beck F.W., Grabowski S.M., Kaplan J. és Mathong R.H. 1997. Zinc deficiency: changes in cytokinin production and T-cell subpopulations in patients with head and neck cancer and in noncancer subjects. *Proceedings of the Association of American Physicians*. 109. 68-77.
- 177.Prasad M.N.V és Strzalka K. 1999. Impact of heavy metals on photosynthesis. In: Prasad M.N.V. és Hagemeyer J. (ed.) *Heavy metal stress in plants*. Berlin. Springer Publishers. 117-138.
- 178.Prasad D.D.K. és Prasad A.R.K. 1987. Altered δ -aminolaevulinic acid metabolism by lead and mercury in germinating seedling of Bajra (*Pennisetum typhoideum*). *Journal of Plant Physiology*. 127. 241-249.
- 179.Preer J.R., Sekhon H.S., Weeks J., Jr. és Stephens B.R. 1980. Heavy metals in garden soils and vegetables in Washington, DC. *Trace Substances in Environmental Health*. 14. 516-521.

180. Purves D. 1985. Trace element contamination of the environment. Elsevier. Amsterdam. Oxford. New York. Tokyo.
181. Qian J., Wang Z.J., Shan X.Q., Tu Q., Wen B. és Chen B. 1996. Evaluation of plant availability of soil trace metals by chemical fractionation and multiple regression analysis. *Environmental Pollution*. 91. 3. 309-315.
182. Reagan P.L. és Silbergeld E.K. 1989. Establishing a health based standard for lead in residential soils. *Environmental Geochemistry and Health*. 12. 198-230.
183. Ren F., Liu T., Liu H. és Hu B. 1993. Influence of zinc on the growth, distribution of elements, and metabolism of one-year old American ginseng plants. *Journal of Plant Nutrition*. 16. 393-405.
184. Rink L. és Gabriel P. 2000. Zinc and the immune system. *Proceedings of the Nutrition Society*. 59. 541-552.
185. Rosario H., Garcíadeblas B. és Rodríguez-Navarro A. 1991. A novel P-type ATPase from yeast involved in sodium transport. *FEBS Letters*. 291. 2. 189-191.
186. Rudakova E.V., Karakis K.D. és Sidorshina E.T. 1988. The role of plant cell walls in the uptake and accumulation of metal ions. *Fiziologiya I Biokhimiya Kul'turnykh Rastanii (Physiology and Biochemistry of Cultivated Plants)*. 20. 3-12.
187. Salt D.E., Smith R.D. és Rasking I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. 49. 643-668.
188. Sanders J.R. 1982. The effect of pH upon the copper and cupric ion concentrations in soil solutions. *Journal of Soil Science*. 33. 4. 679-689.
189. Sandstead H.H. 1994. Understanding zinc: recent observations and interpretations. *Journal of Laboratory and Clinical Medicine*. 124. 322-327.
190. Seregin I.V. és Ivaniov V.B. 1997. Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Fiziologiya Rastanii (Russian Journal of Plant Physiology)*. 44. 915-921.
191. Serrano R. 1988. Structure and function of proton translocating ATPase in plasma membranes of plants and fungi. *Biochimica et Biophysica Acta. Reviews on Biomembranes*. 947. 1. 1-28.
192. Sharma P. és Dubey R.S. 2005. Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 17. 1. 35-52.
193. Sharma P.N., Tripathi T.T. és Bisht S.S. 1995. Zinc requirement for stomatal opening in cauliflower. *Plant Physiology*. 107. 751-756.

- 194.Simmer K. és Thompson R.P. 1985. Zinc in the fetus and newborn. *Acta paediatrica Scandinavica. Supplement.* 319. 158-163.
- 195.Simon L. 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. *Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, 5. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest.
- 196.Singh R., Gautam N., Mishra A. és Gupta R. 2011. Heavy metals and living systems: An overview. *Indian Journal of Pharmacology.* 43. 3. 246-253.
- 197.Sipos P. 2003. Distribution of Cu, Ni, Pb, and Zn in natural brown forest soil profiles from the Cserhát Mts., NE Hungary. 2003. *Acta Mineralogica-Petrographica.* Szeged. 44. 43-50.
- 198.Sipos P., Németh T., Mohai I. és Dódy I. 2005. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. *Goderma.* 124. 363-374.
- 199.Skoog F. 1940. Relationships between zinc and auxin in the growth of higher plants. *American Journal of Botany.* 27. 10. 939-951.
- 200.Solomons N.W. 1998. Mild human zinc deficiency produces an imbalance between cell-mediated and humoral immunity. *Nutrition Reviews.* 56. 27-28.
- 201.Sommer A.L. és Lipman C.B. 1926. Evidence on the indispensable nature of zinc and boron for higher green plants. *Plant Physiology.* 1. 231–249.
- 202.Spittler T.M. és Feder W.A. 1979. A study of soil contamination and plant lead uptake in Boston urban gardens. *Communication of Soil Science and Plant Analysis.* 10. 1195-1210.
- 203.Sposito G. 2008. *The Chemistry of Soils.* Second edition. New York. Oxford University Press.
- 204.Srianujata S. 1998. Lead - the toxic metal to stay with human. *The Journal of Toxicological Sciences.* 23. 2. 237-240.
- 205.Srivastava P.C. és Gupta U.C. 1996. *Trace elements in crop production.* Science Publisher. Lebanon.
- 206.Stefanovits P. 2010. *Talajtan.* Budapest. Mezőgazda Kiadó Kft.
- 207.Syngenta Blog. 2015. Mérgek a talajban. Elérési út: <http://blog.syngenta.hu/2015/12/21/mergek-a-talajban/> (letöltés: 2016.01.06.)
- 208.Szakáll S. 2011. *Ásvány- és kőzettan alapjai.* Miskolci Egyetem. Földtudományi Kar.
- 209.Szalai I. 1994. *A növények élete I-II.* JATE Press. Szeged.
- 210.Szalai J. 2009. *A növényi élet feltételei a kertekben.* História Alapítvány. Budapest.

- 211.Szalai Z. és Jakab G. 2011. Bevezetés a talajtanba Környezettanósoknak. Typotex Kiadó.
- 212.Veress É. 2000. Mindennapi környezeti mérgeink. In: Biokultúra 2000/4. 2000/5.
- 213.Takács M. 1990. A talajsavanyodás és a Cu, Zn, Pb mobilitása közötti összefüggés. In: Környezetünk savasodása. Országos Konferencia. Balatonfüred.
- 214.Tavallali V., Rahemi M., Eshghi S., Kholdebarin B. és Ramezani A. 2010. Zinc alleviates salt stress and increases antioxidant enzyme activity in the leaves of pistachio (*Pistacia vera* L. 'Badami') seedlings. Turkish Journal of Agriculture and Forestry. 34. 4. 349-359.
- 215.Terbe I. 2005. Zöldségtermesztés termesztőberendezésekben. Budapest. Mezőgazda Kiadó Kft.
- 216.Theiss B. és Theiss P. 1989. Gesünder leben mit Heilkräutern. Wilhelm Heyne Verlag GmbH und Co. KG, München.
- 217.Thompson A. és Goyne K.W. 2012. Introduction to the sorption of chemical constituents in soils. Nature Education Knowledge. 4. 4. 7.
- 218.Thompson H.S. 1850. On the absorbent power of soils. Journal of the Royal Agricultural Society England. 11. 68-74.
219. Uka U.N., Chukwuka K.S. és Afoke C. 2013. Heavy metal accumulation by *Telfairia occidentalis* Hook f. grown on waste dumpsites in South-eastern Nigeria. Research Journal of Environmental Toxicology. 7. 1. 47-53.
- 220.Vallee B.L. és Ulmer D.D. 1972. Biochemical effect of mercury, cadmium and lead. Annual Review of Biochemistry. 41. 91-128.
- 221.Várallyay Gy., 1997. A talaj és funkciói. Magyar Tudomány. 43. 12. 1414–1430.
- 222.Varga B. és Szilágyi R. 2011. Kvantitatív információképzési technikák. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest.
- 223.Varga M. 2006. Bioszervetlen kémia. Budapest. ELTE Eötvös Kiadó.
- 224.Vermes L. 1995. A talajszennyezettség megelőzésének, illetve felszámolásának jelentősége és lehetőségei. Agrokémia és Talajtan. 44. 293-298.
- 225.Vink J.P.M. 2002. Measurement of heavy metal speciation over redox gradients in natural water sediment interfaces and implications for uptake by benthic organisms. Environment Science and Technology. 36. 23. 5130-5138.
- 226.Walker C.D. és Webb J. 1981. Copper in plants: forms and behaviour. In: Loneragan J.F., Robson A.D. és Graham R.D. (ed.). Copper in soils and plants. New York. Academic Press. 189-212.

227. Wang L.C. és Busbey S. 2005. Images in clinical medicine. Acquired acrodermatitis enteropathica. *The New England Journal of Medicine*. 352. 1121.
228. Way J.T. 1850. On the power of soils to absorb manure. *Journal of the Royal Agricultural Society England*. 11. 313-379.
229. Weser U., Schubotz L.M. és Younes M. 1979. Copper in the environment. Part II. Health effects. Toronto. 197-240.
230. Wierzbicka M. és Antosiewicz D. 1993. How lead can easily enter the food chain – a study of plant roots. *Science of The Total Environment*. 1. 423-429.
231. Wild A. (ed.) 1988. Russell's soil conditions and plant growth. Eleventh edition. Longman. London.
232. Williams L.E., Pittman J.K. és Hall J.L. 2000. Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1456. 104-126.
233. Williams R.J.P. 1989. An introduction to the biochemistry of zinc. In: Mills C.F. (ed.) *Zinc in human biology*. Springer-Verlag. Berlin. 15-31.
234. World Health Organization (WHO). 1998. International Programme on chemical safety. *Environmental Health Criteria 200. Copper*. Geneva.
235. Wu J., Laird D.A. és Thompson L. 1999. Sorption and desorption of copper on soil clay components. *Journal of Environmental Quality*. 28. 1. 334-338.
236. Yamamoto H., Tatsuyama K. és Uchiwa T. 1985. Fungal flora of soil polluted with copper. *Soil Biology and Biochemistry*. 17. 6. 785-790.
237. Yoon J., Cao X., Zhou W. és Ma L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, Zn in native plants growing on contaminated Florida site. *Science Total Environment*. 368. 456-464.
238. Young S.D. 2010. Chemistry of heavy metals and metalloids in soils. Chapter 3. In: Alloway B.J. (ed.) *Heavy metals in soils. Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. Third Edition. Springer Dordrech Heidelberg. New York. London.
239. Zaprjanova P. Dospatliev L. Angelova V és Ivanov K. 2010. Correlation between soil characteristics and lead and cadmium content in the aboveground biomass of Virginia tobacco. *Environmental Monitorin and Assessment*. 94. 2. 181-8.
240. Zhang M.K. és Xia Y.P. 2005. Release behavior of copper and zunc from sandy soils. *Journal of Environmental Sciences*. 17. 4. 566-571.
241. Zientek L. R. és Thompson B. 2009. Matrix summaries improve research reports: Secondary analyses using published literature. *Educational Researcher*. 38. 343-352.

10.2. I. Melléklet

Az ólom szennyezés során kapott elméleti és AAS-sel visszamért eredmények

Talajtípus	50				25				10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	4,81	0,10	26,44	1,73	1,51	0,50	22,68	0,95	0,08	0,06	8,97	0,30	0,12	0,10	7,02	0,31	-0,40	0,15	2,75	0,08
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	0,61	0,83	21,04	0,60	0,21	0,00	11,06	0,54	0,73	0,10	6,67	0,68	0,22	0,00	4,09	0,35	-0,07	0,00	1,95	0,23
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	2,83	0,41	25,91	0,84	1,38	0,52	20,54	1,34	0,11	0,69	13,61	0,22	0,67	0,15	10,87	0,43	0,02	0,00	4,27	1,36
Csernozjom (Tiszavasvári)	2,24	0,30	27,97	1,74	0,99	0,34	24,83	1,74	0,04	0,00	20,65	1,12	-0,53	0,23	15,18	1,14	-0,95	0,00	4,93	0,30
Humuszos homok (Tiszavasvári)	1,59	0,59	25,91	0,84	0,99	0,00	20,54	1,34	0,11	0,11	13,61	0,22	-0,21	0,11	10,87	0,43	1,02	0,11	4,27	1,36
Humuszos homok (Soroksár)	4,32	0,70	24,56	1,84	1,58	0,59	17,43	0,77	0,04	0,00	15,33	1,10	-0,66	0,20	13,41	1,56	-1,15	0,00	4,97	0,56
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	0,22	0,00	34,56	1,98	0,60	0,00	26,34	0,39	-0,93	0,00	19,69	0,95	-0,92	0,11	14,27	1,26	-0,63	0,23	3,29	0,17
Típusos réti talaj (Soroksár)	2,83	0,81	27,86	2,10	1,38	0,59	24,08	0,47	0,53	0,00	18,59	1,07	-0,63	0,11	14,55	0,48	-0,53	0,06	3,35	0,04

Az eredeti (nem szennyezett) talajminták ólomtartalmával korigált ólom adszorpciós eredmények

Talajtípus	50				25				10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	4,81	0,10	26,44	1,73	1,51	0,50	22,68	0,95	0,08	0,06	8,97	0,30	0,12	0,10	7,02	0,31	-0,40	0,15	2,75	0,08
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	0,61	0,83	21,04	0,60	0,21	0,00	11,06	0,54	0,73	0,10	6,67	0,68	0,22	0,00	4,08	0,35	-0,07	0,00	1,95	0,23
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	2,83	0,41	25,91	0,84	1,38	0,52	20,54	1,34	0,11	0,69	13,61	0,22	0,67	0,15	10,87	0,43	0,02	0,00	4,27	1,36
Csernozjom (Tiszavasvári)	2,24	0,30	27,97	1,74	0,99	0,34	24,83	1,74	0,04	0,00	20,65	1,12	-0,53	0,23	15,18	1,14	-0,95	0,00	4,93	0,30
Humuszos homok (Tiszavasvári)	1,59	0,59	25,91	0,84	0,99	0,00	20,54	1,34	0,11	0,11	13,61	0,22	-0,21	0,11	10,87	0,43	1,02	0,11	4,27	1,36
Humuszos homok (Soroksár)	4,32	0,70	24,56	1,84	1,58	0,59	17,43	0,77	0,04	0,00	15,33	1,10	-0,66	0,20	13,41	1,56	-1,15	0,00	4,97	0,56
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	0,22	0,00	34,56	1,98	0,60	0,00	26,34	0,39	-0,93	0,00	19,69	0,95	-0,92	0,11	14,27	1,26	-0,63	0,23	3,29	0,17
Típusos réti talaj (Soroksár)	2,83	0,81	27,86	2,10	1,38	0,59	24,08	0,47	0,53	0,00	18,59	1,07	-0,63	0,11	14,55	0,48	-0,53	0,06	3,35	0,04

10.3. II. Melléklet

A réz szennyezés során kapott elméleti és AAS-sel visszamért eredmények

Talajtípus	50				25				10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	4,26	0,03	22,53	5,99	2,78	0,27	15,10	1,00	1,10	0,03	8,89	0,70	0,75	0,00	7,80	0,45	0,01	0,03	3,46	0,20
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	7,91	0,15	19,14	2,02	2,37	0,25	5,09	0,28	0,77	0,06	3,31	0,16	0,52	0,05	2,41	0,10	0,06	0,02	1,15	0,61
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	3,11	1,16	30,73	6,03	5,05	0,16	24,20	6,84	2,93	0,06	18,97	2,75	0,37	0,24	14,64	0,73	-0,26	0,06	2,63	0,83
Csernozjom (Tiszavasvári)	2,92	0,88	22,40	3,84	1,75	0,37	15,90	2,91	0,45	0,12	10,61	1,32	0,59	0,03	7,08	0,62	0,04	0,00	2,44	1,28
Humuszos homok (Tiszavasvári)	4,90	0,84	23,89	15,15	1,03	0,00	15,20	0,61	0,41	0,00	9,20	0,61	0,39	0,06	6,82	0,27	-0,14	0,06	2,50	0,48
Humuszos homok (Soroksár)	7,00	0,24	29,68	7,23	3,31	0,24	16,39	3,41	1,07	0,06	12,05	0,74	0,81	0,00	10,38	1,22	0,04	0,00	3,21	1,33
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	4,92	0,24	32,16	6,98	2,57	0,12	24,29	5,96	1,03	0,09	13,08	1,82	0,59	0,09	8,73	1,07	0,08	0,03	3,45	0,71
Típusos réti talaj (Soroksár)	7,72	0,12	30,05	6,05	2,85	0,09	18,70	4,57	2,23	0,06	10,20	0,38	1,31	0,03	7,97	1,10	0,04	0,00	1,73	1,37

Az eredeti (nem szennyezett) talajminták réztartalmával korrigált réz adszorpciós eredmények

Talajtípus	50				25				10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Gödöllő)	4,26	0,03	22,53	5,99	2,78	0,27	15,10	1,00	1,10	0,03	8,89	0,70	0,75	0,00	7,80	0,45	0,01	0,03	3,46	0,20
Ramann-féle barna erdőtalaj (Soroksár)	7,91	0,15	19,14	2,02	2,37	0,25	5,09	0,28	0,77	0,06	3,31	0,16	0,52	0,05	2,41	0,10	0,06	0,02	1,15	0,61
Mészlepedékes csernozjom (Dunaújváros)	3,11	1,16	30,73	6,03	5,05	0,16	24,20	6,84	2,93	0,06	18,97	2,75	0,36	0,24	14,64	0,73	-0,26	0,06	2,63	0,83
Csernozjom (Tiszavasvári)	2,92	0,88	22,40	3,84	1,75	0,37	15,90	2,91	0,45	0,12	10,61	1,32	0,59	0,03	7,08	0,62	0,04	0,00	2,44	1,28
Humuszos homok (Tiszavasvári)	4,90	0,84	23,89	5,15	1,03	0,00	15,20	0,61	0,41	0,00	9,20	0,61	0,39	0,06	6,82	0,27	-0,14	0,06	2,50	0,48
Humuszos homok (Soroksár)	7,00	0,24	29,68	7,23	3,31	0,24	16,39	3,41	1,07	0,06	12,05	0,74	0,81	0,00	10,38	1,22	0,04	0,00	3,21	1,33
Öntés réti talaj (Tiszavasvári)	4,92	0,24	32,16	6,98	2,57	0,12	24,29	5,96	1,03	0,09	13,08	1,82	0,59	0,09	8,73	1,07	0,08	0,03	3,45	0,71
Típusos réti talaj (Soroksár)	7,72	0,12	30,05	6,05	2,85	0,09	18,70	4,57	2,23	0,06	10,20	0,38	1,30	0,03	7,97	1,10	0,04	0,00	1,73	1,37

10.4. III. Melléklet

A cink szennyezés során kapott elméleti és AAS-sel visszamért eredmények

Talajtípus	10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	2,38	0,06	0,84	0,25	1,26	0,00	0,65	0,04	-0,87	0,08	0,27	0,03
Ramann-féle barna erdőtalaj	2,63	0,11	0,80	0,12	1,55	0,06	0,41	0,02	0,20	0,11	0,17	0,07
Mészlepedékes csernozjom	3,49	0,21	1,34	0,23	2,33	0,00	1,08	0,06	-0,41	0,17	0,31	0,03
Lössön kialakult csernozjom	3,02	0,06	0,96	0,07	1,90	0,11	0,86	0,07	0,20	0,06	0,34	0,19
Lössön kialakult humuszos homok	2,03	0,06	0,89	0,04	0,80	0,11	0,32	0,03	0,04	0,06	0,30	0,02
Közepesen humuszos rétegű humuszos homok	2,88	0,06	1,01	0,12	1,90	0,11	0,70	0,15	0,41	0,06	0,25	0,02
Öntés réti talaj	4,84	0,27	1,47	0,83	2,38	0,16	0,97	0,07	0,68	0,00	0,26	0,02
Karbonátmaradványos réti talaj	3,77	2,44	1,34	0,08	2,44	0,00	0,95	0,16	0,25	0,16	0,26	0,05

Az eredeti (nem szennyezett) talajminták cinktartalmával korrigált cink adszorpciós eredmények

Talajtípus	10				5				1			
	Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért		Elméleti adszorpció		AAS-sel visszamért	
	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás	g/dm ³	szórás
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	2,38	0,03	0,84	0,25	1,26	0,00	0,65	0,04	-0,87	0,04	0,26	0,03
Ramann-féle barna erdőtalaj	2,63	0,05	0,80	0,12	1,55	0,03	0,41	0,02	0,20	0,05	0,17	0,07
Mészlepedékes csernozjom	3,48	0,11	1,33	0,23	2,32	0,00	1,07	0,06	-0,41	0,09	0,30	0,03
Lössön kialakult csernozjom	3,02	0,03	0,96	0,07	1,90	0,05	0,86	0,07	0,20	0,03	0,34	0,19
Lössön kialakult humuszos homok	2,03	0,03	0,89	0,04	0,80	0,05	0,31	0,03	0,04	0,03	0,30	0,02
Közepesen humuszos rétegű humuszos homok	2,88	0,03	1,01	0,12	1,90	0,05	0,70	0,15	0,41	0,03	0,25	0,02
Öntés réti talaj	4,84	0,13	1,47	0,83	2,38	0,08	0,97	0,07	0,68	0,00	0,26	0,02
Karbonátmaradványos réti talaj	3,77	0,06	1,34	0,08	2,44	0,00	0,95	0,16	0,25	0,08	0,26	0,05

10.5. IV. Melléklet

A fejes saláta kísérlet talaj- és növénymintáinak visszamért ólom tartalma

Minta		Ólom tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	0,4	0,05
	levél	0,51	0,09
	talaj	3,06	1,31
Határérték alatt	gyökér	18,50	3,71
	levél	37,10	6,67
	talaj	23,00	1,11
Határérték	gyökér	27,20	5,21
	levél	76,10	4,3
	talaj	30,17	2,46
Határérték felett	gyökér	53,60	3,74
	levél	83,20	4,34
	talaj	47,81	3,91

A fejes saláta kísérlet talaj- és növénymintáinak visszamért réz tartalma

Minta		Réz tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	6,00	0,50
	levél	8,60	0,14
	talaj	8,18	0,27
Határérték alatt	gyökér	8,70	0,19
	levél	16,60	0,18
	talaj	36,15	4,59
Határérték	gyökér	16,70	0,08
	levél	24,60	0,05
	talaj	66,35	5,59
Határérték felett	gyökér	14,90	0,06
	levél	20,5	0,17
	talaj	108,56	6,31

A fejes saláta kísérlet talaj- és növénymintáinak visszamért cink tartalma

Minta		Cink tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	1,20	0,50
	levél	6,50	0,14
	talaj	5,43	1,08
Határérték alatt	gyökér	43,60	0,75
	levél	62,20	0,57
	talaj	24,92	2,40
Határérték	gyökér	51,90	0,14
	levél	84,10	0,37
	talaj	44,82	5,21
Határérték felett	gyökér	49,60	0,52
	levél	71,10	0,70
	talaj	62,78	3,58

10.6. V. Melléklet

A szőlő kísérlet során kapott ólom tartalmak a talajban, illetve a növényi részekben

Minta		Ólom tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	13,22	1,31
	levél	17,96	1,92
	talaj	4,70	0,24
Határérték alatt (50 mg/kg)	gyökér	30,50	1,74
	levél	22,42	2,83
	talaj	40,29	0,6
Határérték (100 mg/kg)	gyökér	44,42	1,68
	levél	39,02	1,14
	talaj	63,21	0,86
Határérték felett (150 mg/kg)	gyökér	61,09	1,81
	levél	51,57	2,76
	talaj	83,73	0,83

Rézszenyezés eredményei a kontroll, illetve a szennyezett talaj és növényi mintákban

Minta		Réz tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	56,20	1,64
	levél	54,57	1,87
	talaj	4,11	0,06
Határérték alatt (37,5 mg/kg)	gyökér	69,49	2,56
	levél	66,54	1,98
	talaj	26,55	0,18
Határérték (75 mg/kg)	gyökér	76,24	2,67
	levél	67,77	3,10
	talaj	53,56	0,33
Határérték felett (112,5 mg/kg)	gyökér	73,79	1,87
	levél	64,38	1,55
	talaj	58,13	0,27

Cinkszennyezés eredményei a kontroll, illetve a szennyezett mintákban

Minta		Cink tartalom (mg/kg)	Szórás
Kontroll	gyökér	9,19	1,32
	levél	43,97	1,87
	talaj	18,69	0,17
Határérték alatt (100 mg/kg)	gyökér	10,87	1,89
	levél	90,55	1,45
	talaj	20,48	0,25
Határérték (200 mg/kg)	gyökér	11,61	1,88
	levél	110,81	1,43
	talaj	28,1	0,55
Határérték felett (300 mg/kg)	gyökér	11,49	1,58
	levél	111,65	1,22
	talaj	36,27	0,88