



MAGYAR AGRÁR- ÉS
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

A talajheterogenitás hatása potenciálisan toxikus elemek növényi felvételére

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

DOI: 10.54598/001580

DÁLNOKI ANNA BOGLÁRKA

Gödöllő

2021

A doktori iskola

megnevezése:

Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága:

Környezettudományok

vezetője:

Dr. Csákiné Michéli Erika

egyetemi tanár, intézetigazgató, tanszékvezető,

MATE Környezettudományi Intézet,

Talajtani Tanszék

Témavezető:

Dr. Czinkota Imre

egyetemi docens

MATE Környezettudományi Intézet,

Talajtani Tanszék

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, témafelvetés	5
2. Irodalmi összefoglaló	7
2.1. Potenciálisan toxikus elemek.....	7
2.1.1. Potenciálisan toxikus elemek körforgalma	8
2.1.2. Potenciálisan toxikus elemek a talajban	9
2.1.3. Potenciális toxikus elemek mennyiségét és transzportját befolyásoló tényezők	12
2.1.3.1. pH	13
2.1.3.2. CaCO_3 -tartalom.....	14
2.1.3.3. Oxidációs és redukciós folyamatok.....	15
2.1.3.4. Talajfrakciók	17
2.1.3.5. Humusztartalom	18
2.1.3.6. Szorpciós folyamatok.....	19
2.1.3.7. Mikroorganizmusok	21
2.1.3.8. Környezeti és klimatikus tényezők	22
2.1.3.9. Antropogén hatások.....	24
2.1.4. Potenciálisan toxikus elemek növények általi felvehetősége	25
3. Anyag és módszer	30
3.1. Szántóföldi kísérlet.....	30
3.1.1. Kísérleti terület bemutatása	30
3.1.2. Talajvizsgálatok	32
3.2. Laboratóriumi kísérlet	33
3.2.1. Modellszámítások az EDTA-val való oldhatóság vizsgálatára	35
3.3. Az adatok kiértékelésének módszerei.....	36
3.3.1. VisualMINTEQ program	36
3.3.2. Statisztikai elemzések	36
4. Eredmények értékelése.....	42
4.1. Szántóföldi kísérletből származó eredmények	42
4.1.1. A szántóföldi kísérletből származó adatok statisztikai elemzése	42
4.1.2. Lineáris összefüggések	55
4.1.3. Rangkorreláció	57
4.2. EDTA.....	66
4.2.1. A modellezésből és a vizsgálatból származó eredmények	66
5. Következtetések, javaslatok	74
6. Összefoglalás.....	76
7. Új tudományos eredmények.....	79

Irodalomjegyzék.....	80
Köszönetnyilvánítás	89
Publikációk jegyzéke.....	90

1. Bevezetés, témafelvetés

Potenciálisan toxikus elemeknek a periódusos rendszerben található elemek közül azokat nevezzük, melyeknek toxikus, illetve hasznos koncentrációja között igen kicsi a különbség, vagy egyáltalán nincs hasznos hatása az élő szervezetekben. A potenciálisan toxikus elemeket régebben nehézfémeknek nevezték és gyakorlatilag az átmeneti fémekkel azonosították. Manapság már tudjuk, ebbe a kategóriába sorolható számos más elem is, például az ólom és az alumínium.

Szinte az összes talajban található mérhető mennyiségben olyan elemek, amelyek potenciálisan toxikusak. Ezen elemek káros hatása azok felvehetőségétől és biológiai körforgásba kerülésüktől függ. Mivel az ember, illetve a gazdasági haszonállatok szervezete közvetlenül ritkán és csak rövid ideig érintkezik a talajjal, a potenciálisan toxikus elemek közvetlen felvétele a talajból az állati, illetve emberi szervezetbe nem számottevő. Az említett elemek bejutása a biológiai körforgásba általában a növényeken keresztül történik. Ennek oka, hogy a növények hosszú időn keresztül, közvetlenül és nagy gyökérfelületen érintkeznek a talajjal, azzal intenzív anyagcserében vannak és jelentős mennyiségű tápelemet illetve egyéb elemeket vesznek fel a talajból.

A növények elemfelvételét számos paraméter befolyásolja. Jelenleg még nincs olyan jól használható módszer, amellyel megfelelő biztonsággal kiszámíthatjuk, „megjósolhatjuk” a növények elemfelvételét. Ezért minden olyan kísérletileg szerzett információ hasznos, amely a potenciálisan toxikus elemek növényi felvételének megismerését elősegíti.

A szakirodalomban számos, olyan kutatásokról beszámoló közlemény található, amelyek során egy-egy adott talajt tenyészedény- vagy szabadföldi kísérletben különböző koncentrációjú potenciálisan toxikus elemmel, és/vagy egyéb tápelemmel kezeltek, illetve különböző agrotechnikai beavatkozásokat végeztek az adott talajon, (például szántás, öntözés), majd a talajban és a termett növényben megmérték a potenciálisan toxikus elemek koncentrációját, kiszámították a felvett mennyiséget. Viszonylag kevés publikációt találtunk olyan kutatásokról, amelyekben heterogén táblán, több mintahelyen vizsgálták a potenciálisan toxikus elemek felvehetőségét úgy, hogy az egész táblán azonos kezeléseket és agrotechnikai beavatkozásokat végeztek. A heterogén táblákon végzett kísérletekkel nyert információk és adatok birtokában könnyebben megbecsülhetjük, hogy hogyan változik a különböző kitettségű, lejtésű, összetételű, tápanyag-szolgáltató képességű talajokon a potenciálisan toxikus elemek felvehetősége, azonos egyéb kezelés mellett.

A kutatás célkitűzései

A statisztikai elemzések eredményei alapján azt szándékoztam megállapítani, hogy a talaj mért paraméterei hogyan befolyásolják a talajkivonatok elemkoncentrációit és a növények elemfelvételét.

A vizsgálatok eredményei alapján következtetéseket kívántam levonni, hogy a potenciálisan toxikus elemek felvehetősége milyen kapcsolatban van a talaj mérhető paramétereivel, tápanyagellátásával abban az esetben, ha más külső feltételek adottak, vagyis a teljes táblán ugyanazokat a beavatkozásokat végeztük. Ezek alapján lehetőségünk lesz annak megállapítására, hogy a talajparaméterek változásai hogyan befolyásolják a potenciálisan toxikus elemek felvehetőségét.

Mindezek mellett laboratóriumi kísérletekkel a talajba juttatott kemikáliák közül a kelátképző EDTA hatását vizsgáltam a potenciálisan káros elemek oldhatóságára és felvehetőségére.

2. Irodalmi összefoglaló

2.1. Potenciálisan toxikus elemek

A nyomelemek olyan elemek, amelyek alacsony koncentrációban (<10 mg/kg) vannak jelen a legtöbb talajban, növényben és más élő organizmusban, és a földkéregnek kevesebb mint 0,1%-át teszik ki. Ez a meghatározás nem túl pontos, mivel egy elem nyomokban jelen lehet egy adott környezeti egységben, de egy másiktól hiányozhat. Ezen kívül a meghatározás kiegészül mind a nehézfémek, mind a potenciálisan toxikus elemek meghatározásával is (Fontana, 2013).

A „nehézfémek” kategóriája magába foglal olyan elemeket is, melyek nem fémek, de rendszerint nehézfémeknek tekintendők:

- nemfémes elemek: szelén (Se);
- félfémek: arzén (As), antimon (Sb);
- fémek: ezüst (Ag), bárium (Ba), kadmium (Cd), króm (Cr), réz (Cu), mangán (Mn), higany (Hg), molibdén (Mo), nikkel (Ni), ólom (Pb), ón (Sn), tallium (Tl), vanádium (V), cink (Zn) (Zerbi és Marchiol, 2004).

A szakirodalomban a nehézfémeknek nincs egyértelmű definíciója, amelyet minden alkalommal különböző kritériumok alapján határoznak meg, mint például atomtömeg, atomszám, sűrűség, kémiai tulajdonságok, stb. (Atkins és Jones, 1999). Az ilyen kevésbé egzakt jelentések használatát az IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) nem javasolja az összefüggő tudományos alap hiánya miatt. Az egyik fogalomdefiníciót Bennett 1986-ban és Lewis 1993-ban alkotta meg, mely alapján a nehézfémek olyan fémek, melyek a nátriumnál nagyobb atomtömeggel rendelkeznek. A definíció sikerének hiánya arra vezethető vissza, hogy ebben az esetben már a magnézium is nehézfémnek számítana. További szerzők a pontosításokat megkerülve kifejezetten az elemekre hivatkoznak (Scott és Smith, 1981; Smith és Kalch, 1999). További meghatározás szerint a nehézfémeket lehet a sűrűségük alapján is definiálni, miszerint az $5,0 \text{ g/cm}^3$ -nél nagyobb sűrűséggel rendelkező elemek a nehézfémek. Azonban ezek között is szerepelnek biológiai szempontból kiemelten fontos elemek, mint például az ólom (Pb), króm (Cr), réz (Cu), cink (Zn), nikkel (Ni), higany (Hg), kobalt (Co), bizmut (Bi), antimon (Sb), szelén (Se). Ugyan sűrűség alapján nem sorolhatók a nehézfémek közé, de a toxikusságuk miatt kiemelten figyelni kell az arzénra (As) és az alumíniumra (Al) (Láng 2002).

Mindezek mellett – környezet-toxikológiai szempontok szerint – a „toxikus fémek” a nehézfémek szinonimája is lehet, azonban ezek definíciója sem egzakt. Általánosságban azonban a potenciális környezeti és egészségi veszélyeik miatt ide sorolható az ólom, a kadmium, a higany és az arzén

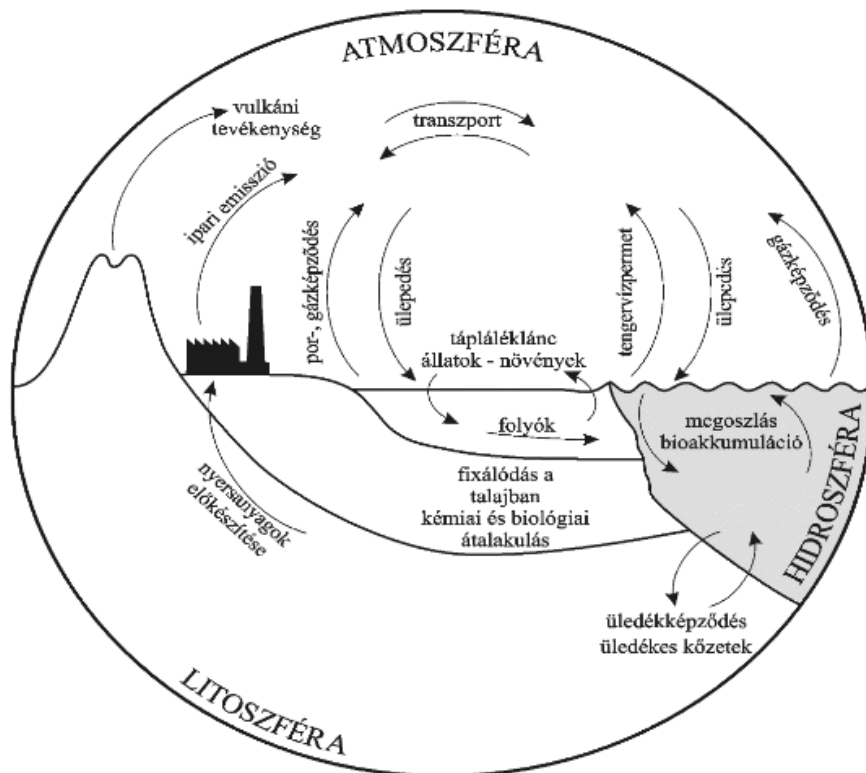
is (Hodgson et al. 1988). Más szakirodalomban feltüntetett fogalomdefiníciók alapján a fémek biológiai viselkedését nézve az élő szervezetekben nem határozhatóak meg olyan egyértelműen úgy, mint esszenciális elemek, amelyek a koncentráció függvényében lehetnek toxikusak is. Ilyenek például a mangán (Mn), cink (Zn), réz (Cu) és a molibdén (Mo) (Friedland 1989). „Kétarcú” elem a nemfémes bór is, mert kis koncentrációban fontos növényfiziológiai szerepet tölt be, de nagyobb töménységben kifejezetten toxikus. A megfelelő bórellátottság szűk koncentrációintervallumba esik.

2.1.1. Potenciálisan toxikus elemek körforgalma

A körfolyamatok olyan jelenségek, melyek kiindulásaként a Föld geológiai, fizikai, kémiai és biológiai állapotával, majd ezek transzport-illetve átalakulási folyamatával jellemezhetők. Ezen folyamatok minden elemre igazak és nemcsak lokális, hanem regionális és globális léptékekben is alkalmazhatóak. A körfolyamatok modellezésének egyik lépése az anyagmérleg készítés, melynél figyelembe kell venni az adott elem eloszlását és transzportjának mértékét az egyes környezeti elemek között. Az anyagmérlegek egy adott potenciálisan toxikus elem esetében is elkészíthetők, mivel globális mértékben ezek mennyisége nem változik (Papp 2010; Ligetvári 2000).

A környezeti elemek közötti megoszlást és transzportfolyamatokat a különböző elemek fizikai és kémiai tulajdonságai határozzák meg. A jellemzőbb kémiai tulajdonságok a következők:

- stabilitás
- komplexképző tulajdonság
- oldhatóság
- adszorpciós-deszorpciós aktivitás
- reakcióképesség (fotokémiai átalakulás, sav-bázis reakciók, redoxi reakciók)



1. ábra – A potenciálisan toxikus elemek globális anyagáramai (Papp 2011)

Az 1. ábrán látható a biogeokémiai körfolyamatok sematikus ábrája. Az ábrán bemutatott folyamatok egyik alegységét képezik a biológiai ciklusok, melyekre jelentős hatást gyakorolnak a potenciálisan toxikus elemek és azok vegyületei (Papp és Kümmel 1992). Ezek a jelenségek a legtöbb esetben az abiotikus rendszerek határfelületén jönnek létre (talaj-víz vagy víz-üledék). A környezeti változások következtében – ide tartoznak a kémiai és fizikai paraméterek változásai, úgymint a pH, az áramlási viszonyok, a hőmérséklet, stb. – az elemek mobilitása is változhat. A potenciálisan toxikus elemek a földkéreg különböző ásványaiban vannak jelen, amelyekből a mállási folyamatokkal szabadulnak fel. Ekkor a biológiai szervezetek számára már elérhető formában jelennek meg, ha az előbb említett mobilizálódási feltételek érvényesülnek. Mindezek mellett az antropogén hatások, mint a nyersanyag kitermelés, energia előállítás is jelentős szerepet játszanak az elemek mobilitásában. Általánosan elmondható, hogy a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja alacsony a környezetben, azonban előfordulnak lokális dúsulások, melyek jelentős hatást gyakorolnak a helyi ökológiai rendszerekre.

2.1.2. Potenciálisan toxikus elemek a talajban

Ezek az elemek természetes és antropogén forrásokból eredően vannak jelen a talajban (Meuser és Van de Graaff, 2011; Bradl, 2005).

Kabata-Pendias és Mukherjee (2007) szerint az elemeknek három különböző forrásból származhatnak:

- Lithogén: alapkőzettől örökölt
- Pedogén: alapkőzettől örökölt elemek, de pedogenetikai folyamatoknak köszönhetően módosított formákban vannak jelen
- Antropikus: az emberi tevékenység által bekerült elemek

A természetes eredetű potenciálisan toxikus elemek a talajképző kőzetek mállásából származnak. Mennyiségük tehát a talajképző kőzet típusától és a pedogenetikai folyamatoktól függ. Magas szintet érhet el olyan területeken, ahol a talajképző kőzet nehézfémekben különösen gazdag (Fontana 2013).

A szennyező anyagok jelenlétét azonban számos antropogén forrás is okozhatja (Dong et al., 2010; Fabietti et al., 2010; Bradl, 2005; Nicholson et al., 2003): bányászati, kohászati és egyéb ipari tevékenységek (galván-, vegyi-, acél- és cserzőüzemek, cementgyárak, stb.), továbbá a fosszilis tüzelőanyagok használata, szállítás, hulladékkezelés, a mezőgazdasági tevékenységek egész sora (műtrágyák, peszticidek, szennyvíziszapok használata, szennyvízzel történő öntözés).

Az említett mezőgazdasági tevékenységek hozzájárulnak a különböző elemek koncentráció növekedéséhez a talajban (He et al. 2005). A műtrágyák, a peszticidek és a herbicidek potenciálisan toxikus elemeket tartalmaznak szennyeződések formájában, akár meglehetősen magas koncentrációban is. A mezőgazdaságban műtrágyaként is használnak olyan ipari hulladékból származó termékeket, amelyek nagy mennyiségben tartalmaznak szerves szennyezőket, például bőrhidrolizátumokat és más cserzési tevékenységből származó melléktermékeket, amelyek Cr-koncentrációja akár 27 000 mg/kg-ot is elérhetik (ANPA, 2002). A peszticidek esetében kg-onként akár a 274 000 mg Zn is előfordulhat (27,4 m/m %)!

1. táblázat – Néhány elem koncentrációja fő szerves módosulatokban, réz-szulfátban és néhány kereskedelmi növényvédő szerben mg/kg-ban (Fontana 2013).

	Állattenyésztési szennyvíz	Komposzt	Foszfát- műtrágyák	Nitrogén- műtrágyák	Réz- szulfát	Peszticidok
Cr	40-600	1,8-410	66-245	3,2-19	-	-
Mn	60-3900	-	40-2000	-	-	15-205
Co	1-260	-	1-12	5,4-12	0,06	0,17-1,85
Ni	6-5300	0,9-279	7-38	7-34	0,6	0,75-14,25
Cu	5-8000	13-3580	1-300	-	255000	13
Zn	91-49000	82-5894	50-1450	1-42	21,4	32,5-274000
Cd	1-3410	0,01-100	0,1-190	0,05-8,1	0,21	1,38-1,94
Hg	0,1-55	0,09-21	0,01-2	0,3-2,9	-	-
Pb	2-7000	1,3-2240	4-1000	2-120	11	5-10

Tekintettel a nehézfémek hosszú tartózkodási idejére a talajban (pl. 1000 év a Cd és a Hg, 3000 év a Zn, az As, és 6000 év a Pb esetében) (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007), általában azokon a területeken halmozódnak fel, ahol ismétlődő antropogén hatás van, és idővel szennyeződést okozhatnak (Ungaro et al., 2008, Nziguheba és Smolders, 2008). Erre kifejezetten jó példa Minkina és munkatársainak (2020) kutatómunkája, mely a dél-oroszországi szénerőmű 3 km-es környezetében lévő területek potenciálisan toxikus elemtartalmát talaj- és növényminták elemzésével mutatja be. A szerzők munkájuk során leképezték a lokális légköri cirkulációból lerakódó potenciálisan toxikus elemek felhalmozódását, továbbá modellezték az emberi egészségügyi kockázatokat.

Hazai viszonylatban a potenciálisan toxikus elemek egyik legjelentősebb antropogén forrásának a mezőgazdaságban felhasznált anyagokat, elsősorban a növényvédő szereket és a műtrágyákat tekintik. Egyes vizsgálatok alapján megállapítható volt, hogy 8 éves vizsgálati időszakban a szuperfoszfáttal a termőföldre kijutatott elemek és azok koncentrációi a következőképpen alakultak: Cu 1,3-1,7 g/ha, Zn 7,5-9,4 g/ha, Pb 1,6-3,3 g/ha és Cd 0,1-0,2 g/ha. Mindezek mellett a műtrágyákhoz mérten a szerves trágyával 3 nagyságrenddel több Zn-et és Cu jutattak ki ekkor (Tamás 1992).

A növényvédőszerrel kapcsolatban szükséges megemlíteni az arzén, ólom, cink és réz tartalmú peszticidok alkalmazását, melyeket jellemzően az 1960-as években használtak. Ma már a réz tartalmú növényvédő szerek (például Bordóilé, melyet az ökológiai gazdálkodásban is használnak mind

a mai napig) kivételével tilos ezek felhasználása (Fodor 2002, Thyll 1996, Szabó 1998, Király 1985).

A szennyvíziszapok mezőgazdaságban való felhasználásával számos szakirodalmi közlemény foglalkozik. A publikációk konklúziójaként levonható, hogy a kijutatott szennyvíziszapok jelentősen megnövelték a talajok potenciálisan toxikus elemtartalmát. Ekkor az érintett területen a kijutatott nagy fémionok mennyisége és mobilitása következtében a termesztett növényekben is megemelkedett a vizsgált elemek koncentrációja. Mindezek mellett a vizsgált talajok mikrobiológiai elemzése is igazolták, hogy a potenciálisan toxikus elemek a talajban lejátszódó mikrobiális folyamatokat lassították (Csathó 1994, Tamás 1991, 1990, 1992). Az említett tanulmányok eredményeit a hatósági szabályozásban is hasznosították: a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV.3) Korm. rendelet tartalmazza a potenciálisan toxikus elemek megengedett határértékeit.

A potenciálisan toxikus elemek további jelentős antropogén forrása az ipari tevékenység. Hazánkban a fontosabb szennyező iparágak a következők: a fosszilis energiahordozókkal működő erőművek (hamu és füstgázok) (Gács és Katona 1998; Beér 1995), a vegyipar (festékek, katalizátorok, üzemanyagok, gyógyszerek gyártása) (Szabó 2000), az üveggyártás (ajkai timföldgyár, üveggyár és hőerőmű) (Kovács et al. 1986). További jelentős környezeti terhelést jelentett a gyöngyösoroszi bánya, mely esetében a kifolyó bányavíz magas koncentrációban tartalmaz potenciálisan toxikus elemeket (Zn, Cu, Pb, Cd és As). A kifolyó bányavíz a Toka patakba is eljutva annak üledékében és partján jelentősen megnövelte az említett elemek koncentrációját (Fodor 2002, Túry 2009).

További jelentős nehézfém-terhelést okoz mind a mai napig a közlekedés: a járművek kopásából származó potenciálisan toxikus elemek koncentrációi magasabbak az utak mentén. Korábban a magasabb oktánszám elérése érdekében használt ólom, mint a benzin adalékanyaga, további terhelést jelentett az utak mentén a környezetre (Kádár 1993, Köles 1999).

2.1.3. Potenciális toxikus elemek mennyiségét és transzportját befolyásoló tényezők

Az elemek biológiai hozzáférhetőségét leginkább befolyásoló pedológiai jellemzők lényegében megegyeznek a talajbeli mobilitást befolyásoló tényezőkkel, mivel ahhoz, hogy egy elem a növények számára biológiailag elérhető legyen, először képesnek kell lennie a gyökérrendszerrel való érintkezésre. A mobilitást döntően meghatározó legfontosabb talajparaméterek:

- pH,
- redox potenciál,
- textúra,

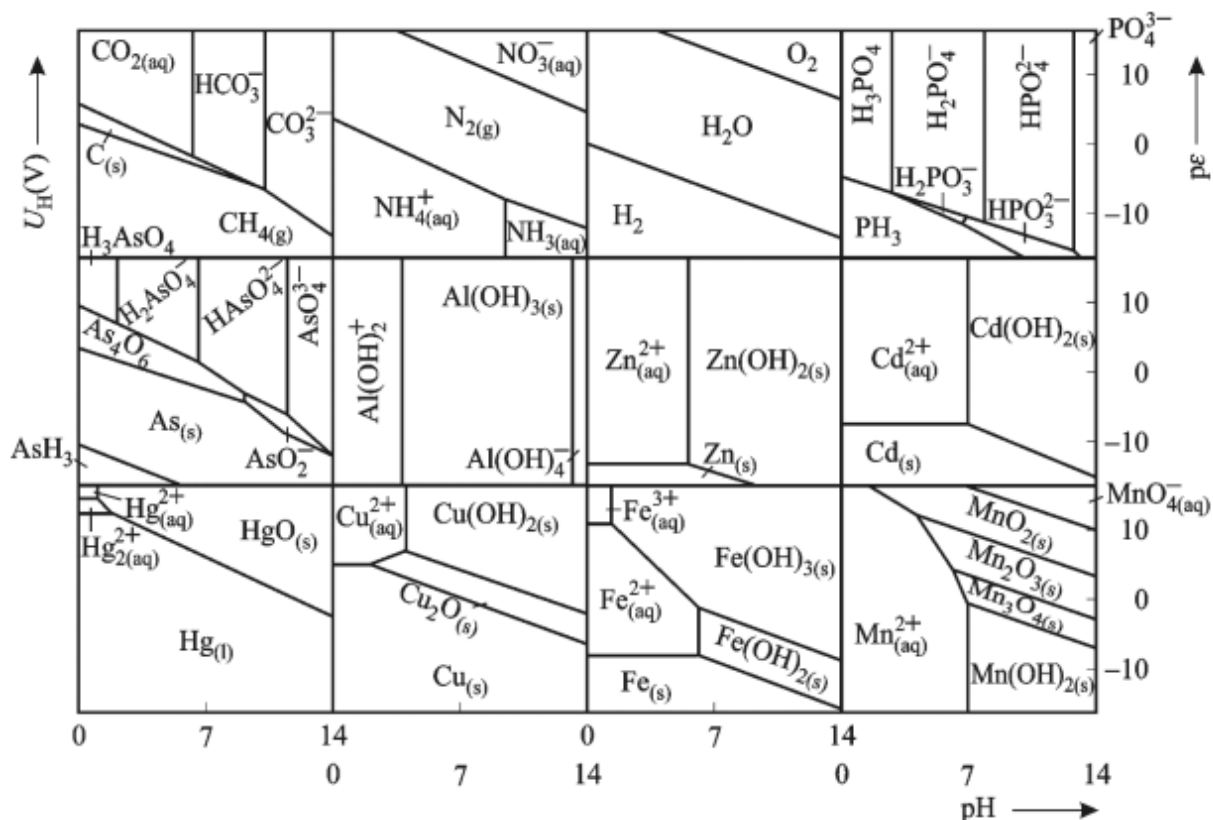
- szervesanyag mennyisége és minősége,
- kationcsere kapacitás,
- ásványtani összetétel,
- tápanyagok és egyéb fémionok koncentrációja,
- hőmérséklet,
- talajok vízgazdálkodása,
- mikroorganizmusok (Kádár 2008).

2.1.3.1. pH

A talajok pH-értéke a talajoldat kémhatását jellemzi. Általában meghatározzuk a talajoldat tényleges kémhatását (a talajoldatban jelenlévő H^+ ionok mennyiség, mol/dm^3) és a talajok rejtett savanyúságát (a tényleges kémhatás mellett a talajkolloidok felületén lévő H^+ ionok mennyiségét is mérjük, melyet laboratóriumi meghatározás során KCl-os oldattal szorítunk le a felületről). A két érték közti különbség különösen a savas karakterisztikájú talajok esetében jelentős, melyeknél a felvehető elemek koncentrációja is magasabb. A két érték ezért fontos tényező az egyes talajokban, mivel a jelenlévő potenciálisan toxikus elemek elérhetőségét, mobilitását befolyásolják (Stefanovits et al. 1999).

Általánosan elmondható, hogy a pH csökkenésével, vagyis a savas karakterisztikájú talajok esetében a potenciálisan toxikus elemek mobilitása és felvehetősége nagyobb. Mindezeket figyelembe véve az elszennyezett területek talajsavanyodása igen veszélyes, mert az addig oldhatatlan vegyületek, mint például a Mn- és Al-hidroxidok, illetve a finom ásványtörmelékek oldható állapotba kerülnek (Csathó 1994).

A következő ábrán látható az egyes elemek pH-tól való oldhatósági függése. A talajban lévő fémek biológiai felvétele savas pH-tól a lúgos pH felé csökken, maximális kapacitással visszatartja a fémeket a semleges pH érték körül. Kivételt képeznek a bázikus környezetben mobilisabb elemek, ide tartozik az As, Mo, Se, V és Cr.

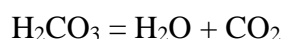
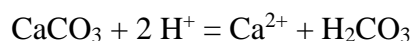


2. ábra – Fémek és nem fémek redoxpotenciál (E_h)-pH diagramja (Papp 2011)

A pH különösen fontos tényező: befolyásolja a felületi helyek töltését és számos reakciót is, amelyek a cirkuláló talaj-oldat határfelületen fordulnak elő. Egyszerűsített formában a periódusos rendszer néhány elemének redoxpotenciál (E_h)-pH diagramját (Pourbaix-diagram) szemlélteti. Az ábrán jól láthatók az ionok, a molekulák és a molekulaionok pH-tól és p_e értéktől függő stabilitási tartományai (Papp 2011).

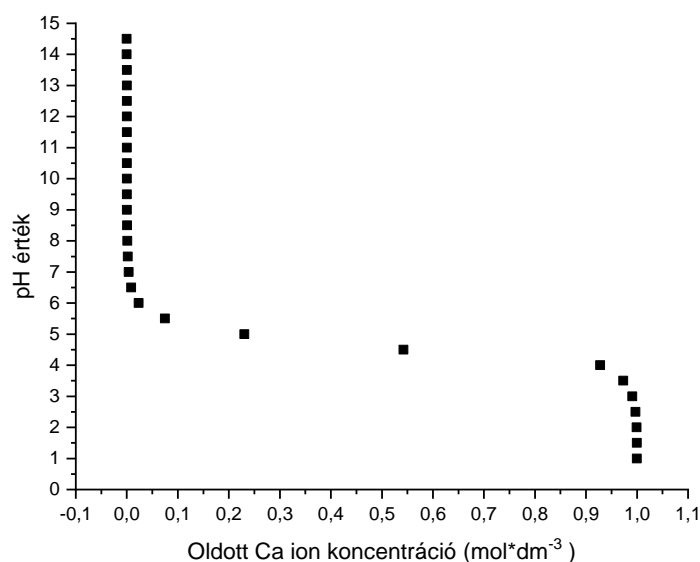
2.1.3.2. CaCO_3 -tartalom

A másik általános összefüggés a talaj pH értéke és a mésztartalom közötti kapcsolat. A talaj mésztartalma a talaj pH-értékének növekedéséhez vezet oly módon, hogy a CaCO_3 oldódása és disszociációja során H^+ ionok kötődnek meg az alábbi egyenletek szerint (Hinrich et al. 1985):



A mésztartalom a pH értékre gyakorolt hatása mellett a talajban jelenlévő szabad kationok arányát is megváltoztatja. Ezt a tulajdonságot használják a savanyú és bázikus talajok javítására. A

savanyú talajoknál a Ca ionok oldatba kerülésével (ábra alapján a savanyú karakterisztikájú talajok esetében, $\text{pH} < 6$) a talajkolloidok és talajszemcsék felületéről leszorítják a H^+ ionokat és az előzőekben ismertetett egyenletek alapján CO_2 képződése mellett javítják a savanyú talajok pH-értékét (Stefanovits et al. 1999).



3. ábra – CaCO_3 -ból származó oldott Oldott Ca ion koncentráció a pH függvényében.
(VisualMINTEQ program adataiból készült a diagram)

Mindezek mellett a szikes talajok javítása érdekében is Ca-tartalmú anyagokat használnak, azonban a talajok kémhatása ebben az esetben kardinális kérdés. A lúgos kémhatású szikesek esetében elsőként a kémhatást szükséges csökkenteni, hogy a talajjavításra alkalmazott meszező anyag tudjon oldódni a talajban (3. ábra). Ezt követően a talajba jutott Ca a felületen adszorbeált Na^+ -ionokat leszorítja talajszemcsék felületéről, ezzel javítva a talaj kémiai és fizikai tulajdonságait (Stefanovits et al. 1999).

2.1.3.3. Oxidációs és redukciós folyamatok

Elsősorban a talaj levegőteltettségétől függő folyamatok, vagyis azok a talajjellemzők (nedvességtartalom, szemcseösszetétel), melyek hatással vannak a levegőellátottságra és a redoxpotenciálra (E_h), amely az oxidált vagy redukált anyagok mennyiségét/arányát jellemzi. A nedves talajok redoxpotenciálja jellemzően alacsonyabb értéket vesz fel, mint a száraz talajoké. Általánosan megállapítható, hogy egy csernozjom talaj esetében a redoxpotenciál 450-600 mV, míg a réti talajok – melyek vízzel jobban telítettek – 100-200 mV értékűek. Vízbőlítottság esetén a redoxpotenciál 2-3 hét alatt akár 150 mV-tal is csökkenhet. A talaj pH-értéke is befolyásolja a

talajok redoxpotenciálját, miszerint alacsony pH érték esetén a redoxpotenciál nagyobb értéket mutat (Csathó 1994).

A legtöbb fém oxidáló környezetben (jól szellőzött talajban) mozgékonyabb, kivéve a Fe-t és a Mn-t, amelyek jobban oldódnak a redukáló környezetben (például a Fe(II)-oxid és a Fe (III)-oxid vízoldhatatlan, míg a Fe(II)-hidroxid vízben való oldhatósága: 0,15 mg/100 ml (20 °C) (http1). A króm különösen Cr(VI) oxidációs állapotában nagyon mozgékony és mérgező, míg a talajban a Cr (III) oxidációs állapotban stabilabban rögzül és relatíve nem mérgező (Mandiwana et al., 2007).

A különböző anyagok oxidációja vagy redukciója meghatározott sorrendben folytatódik le a talajokban. A legerősebb akzeptorként az oxigén van jelen, melyet a NO_3^- ionok, Mn (III) - Mn(IV)-oxidok, MnOOH , Fe (III)-vegyületek, SO_4^{2-} ionok, valamint alacsony redoxpotenciál mellett a szerves anyagok követnek. Elsődleges elektrondonorként viselkednek a növényi maradványok és a talaj egyéb szerves anyagai, továbbá donornak minősülnek a szervesanyagok nitrogén és kén tartalmú csoportjai is (Filep 1988).

2. táblázat – A különböző elemek mobilitása egyes talajtulajdonságok vonatkozásában (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007; Kabata-Pendias, 2004)

Talajtulajdonságok		Elem mobilitás		
Redox	pH	Magas	Közepes	Alacsony
Oxidáló	<3	Cd, Co, Cu, Ni, Zn	Hg, Mn, Re, V	Összes többi
	<5	Cd, Zn	Mo, Re, Se, Sr, Te, V	
Oxidáló, Fe-ban gazdag	>5		Cd, Zn	
Redukáló	>5		Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn	
Redukáló H_2S -nel	>5		Mn, Sr	

A talajok potenciálisan toxikus elem tartalma szempontjából kiemelkedően fontos talajparaméter a redoxpotenciál, mivel az egyes kémiai elemek tulajdonságai változnak attól függően, hogy oxidált vagy redukált állapotban vannak-e. Például a mozgékony NO_3^- NH_4^+ ionná redukálódása után adszorpció és kationcsere folyamatok révén immobilizálódhat (Csathó 1994).

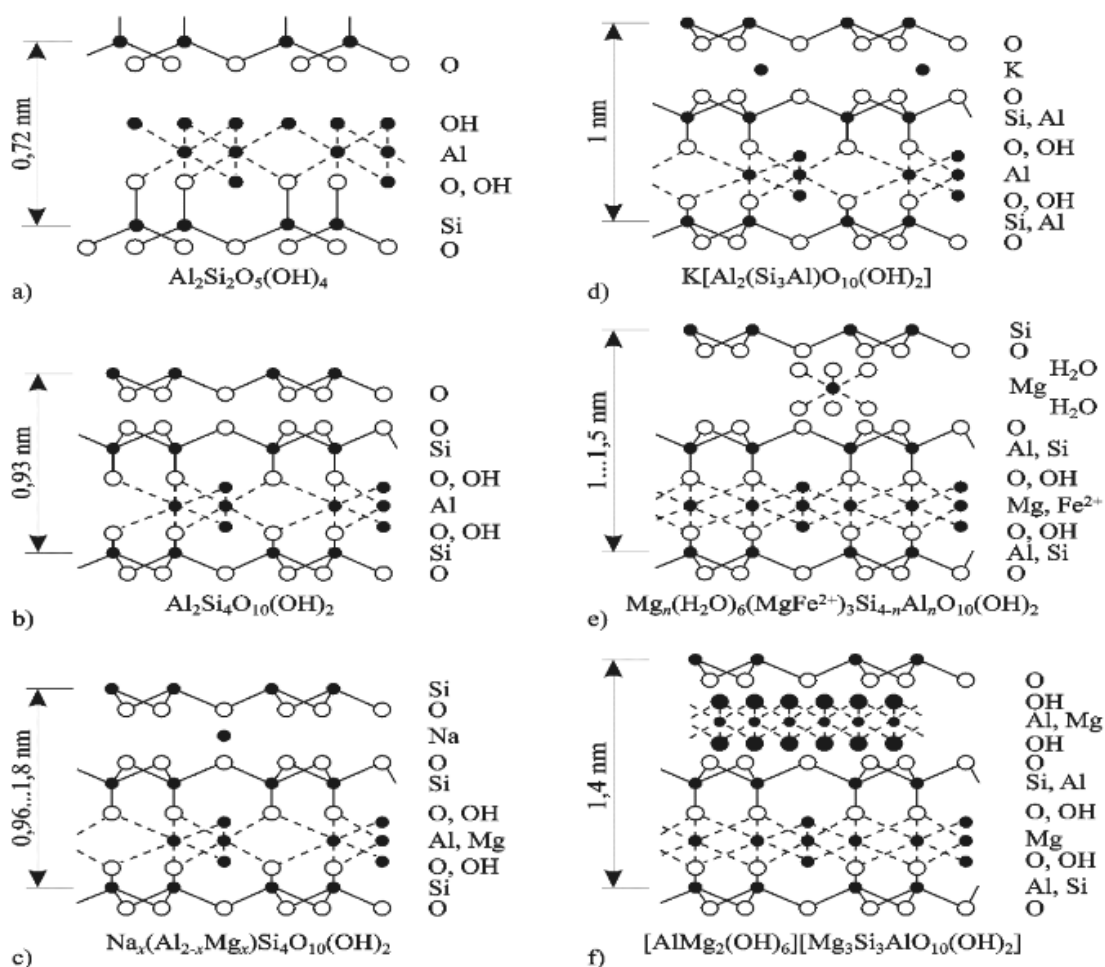
2.1.3.4. Talajfrakciók

A talajok legfontosabb szeretlen komponensei a vázalkotó az agyagásványok, melyek kémia és fizikai tulajdonságaikat tekintve igen változatosak. Az egyik fizikai jellemzőjük a szemcseméret eloszlás, mely esetében a következő frakciókat különböztetjük meg:

3. táblázat – A talajok különböző frakciói (Stefanovits et al. 1999).

Frakciók	Szemcseméret (mm)
homok	2,00-0,02
por	0,02-0,002
agyag	>0,002

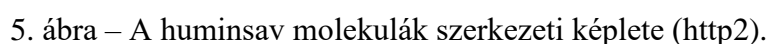
A talajok agyagásványainak szerkezetében a potenciálisan toxikus elemek helyettesíthetik egymást, illetve a rétegek között is megkötődhetnek.



4. ábra – Az agyagásványok szerkezetei, ahol az a.) a kaolinit, b.) pirofillit, c.) montmorillonit, d.) csillám, e.) vermikulit, f.) klorit (Papp 2011).

A szervetlen kolloidok közé nemcsak az agyagásványok tartoznak, hanem a kovasavak, Fe-, Al- és Mn-hidroxidok, illetve a finom ásványtörmelékek is (Stefanovits et al. 1999, Csathó 1994). Ezek a hidroxidok a kiszáradó talajban kikristályosodnak, így méretük megnövekszik és elveszítik kolloid tulajdonságaikat. A kristályosodással a talajban található potenciálisan toxikus elemeket (pl. Co, Cu, Cr, Mo, Mn, Ni, Zn és V) is kicsapják. Vízrel való telítettség hatására az említett hidroxidok bomlanak, majd az adszorbeálódott ionok ismét felszabadulnak (Filep 1988a, Alloway 1995, Szabó 2000).

A talaj humusztartalma a talajba kerülő szerves maradványok részleges bomlásával képződik. Ilyen szerves anyagok a különböző elhalt növényi és állati maradványok, melyeket elsőként a talajlakó állatok felapróznak és a mélyebb rétegekbe kevernek. Ekkor az ürülékükben és a környezetben jelenlévő enzimek, baktériumok és gombák a szerves anyagok további bontását végzik, mely folyamatból energiát és tápanyagokat nyernek és további nagy molekulájú szerves anyagokat képeznek (Magdoff és Weil 2004).



Ezek a nagyméretű molekulák gyűrűs szerkezetű anyagok (5. ábra), melyek egymáshoz kapcsolódva izociklusos vagy heterociklusos aromás vázat képeznek. Az aromás váz gyűrűi közvetlenül vagy hídkötéssel kapcsolódnak egymáshoz. A vázhoz kapcsolódó egyéb anyagok, oldalláncok (melyek lehetnek fehérjék, peptidek, aminosavak és szénhidrát egységek) típusuktól függően fizikai és kémiai kötéseket tudnak kialakítani. Mindezeket figyelembe véve a vázon és az oldalláncokon megtalálható különböző csoportok befolyásolják a humuszanyagok tulajdonságait. A funkciós csoportok lehetnek negatív töltésűek, mint a karboxil ($-\text{COOH}$), fenolos $-\text{OH}$, alkoholos $-\text{OH}$ és bázikus karakterű N-tartalmú csoportok. Az említett funkciós csoportok alkalmasak a különböző potenciálisan toxikus elemek megkötésére (http2).

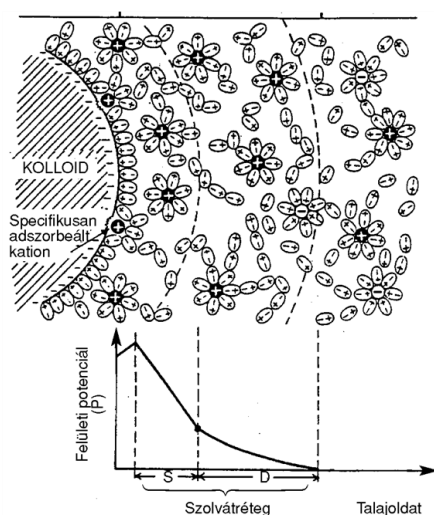
A talajok humusztartalma befolyásolja az adott talaj hő- és vízgazdálkodását, továbbá a talajban jelenlévő tápanyagok mennyiségét. A növények legjelentősebb tápeleme a nitrogén., A növények által felvett N 96-97%-ban a talaj szerves anyagaiból származik. A talaj szerves anyagai képesek a különböző elemek, köztük a toxikus és a potenciálisan toxikus elemek adszorbeálására is. Az adszorbeált ionok kicserélhető ionokként vagy kelátok formájában találhatók meg (Fekete 1958). A humusztartalom nemcsak a különböző elemek megkötésére és szolgáltatására képes, hanem a talaj kémhatását pufferoló hatással is rendelkezik. A humuszsavak szerkezetében jelenlévő deprotonált funkciós csoportok megkötik a H^+ ionokat, mérsékelvén a pH csökkenését. A felületről ledisszociáló H^+ ionok a bázikus anyagokból származó OH^- ionokat vízképzés közben semlegesítik, moderálva a pH növekedését. Általánosan elmondható, hogy a bázikus kémhatású talajokban a gyenge sav típusú funkciós csoportok deprotonált, míg savas kémhatású talajokban protonált állapotban vannak jelen. A humuszanyagok pufferhatása egységnyi tömegű talajban nagyobb, mint a talajásványoké (Stefanovits et. al 1999).

2.1.3.6. Szorpciós folyamatok

Az előző fejezetekben ismertetett szerves és ásványi anyagok lazább vagy erősebb kapcsolatban vannak egymással, melynek eredményeként különböző minőségű kolloidok kapcsolódnak egymáshoz. Az ásványi anyagokat, beleértve a Fe- és Al-hidroxidokat is, részben humuszhártya veszi körbe, amely megváltoztatja a kolloidok felületi viszonyait, vagyis a potenciálisan toxikus elem megkötő képességét. Az agyagásványok határfelületén létrejövő bonyolult összetételű kolloidokat a talajok szorpciós komplexumának nevezzük (Csathó 1994).

A talajban lejátszódó folyamatok egyik típusát tehát a szorpciós folyamatok adják, melyekben a talajok szerves anyagai (humuszok) illetve szervesetlen kolloidjai (például agyagfrakciói) vesznek részt. A szerves anyagok, (például a szerkezeti humuszok) és az agyagásványok együttesen

járulnak hozzá a növények számára nélkülözhetetlen vízmennyiség és a tápanyagok biztosításához. További szerepük, hogy a környezetbe kerülő szerves és szervetlen szennyező anyagokat a felületi szorpciós folyamatok révén az élő szervezetek számára felvehetetlenné teszik (Simon 1999, Filep 1988b, Várallyay 1990, Csathó 1994). A szorpciós folyamatok a talajok esetében az ionok és molekulák adszorpcióját és/vagy deszorpcióját jelentik a határfelületen.



6. ábra – Szolvátrétegben ioneloszlás a kolloidok felületén (Stefanovits et al. 1999).

Adszorpció esetében az ionok és molekulák felületi megkötődése történik, elsősorban a kolloidális méretű szerves (humusz- és nem humusz jellegű kolloidok) és szervetlen (agyagásványok, kovasavak, Fe és Al-hidroxidok) talajalkotókon. Ezek a frakciók (adszorberek) nagy külső és belső felületükön jelentős mennyiségű kationt (adszoptívumot) képesek megkötni. A megkötés létrejöhet fizikai (van der Waals-féle), illetve kémiai (ligandumcsere, hidrogén- és kovalens) kötőerők révén (Sparks 2003).

Különböző anyagok megkötődése esetén kompetitív adszorpciós jelenség lép fel. A háromfázisú talaj esetében a talaj szilárd fázisának felületét vízmolekulák, illetve a talajoldatban jelenlévő oldott ionok borítják, így feltételezhető, hogy a talajoldattal érintkező felületen nincs szabad adszorpciós kötőhely (Vejvodová et al. 2021; Gu et al. 1996).

A különböző, potenciálisan toxikus elemek adszorpciója nemcsak a kolloidok szabad helyeitől függ, hanem a talajok pH-értékétől és az különböző elemek tulajdonságaitól is. Az elmúlt évtizedekben számos kutatás történt az egyes elemek megkötődésének vizsgálatára.

Az eredmények egy részét a 4. táblázat szemlélteti. Itt a különböző talajalkotók adszorpciós képességét vizsgálták az egyes potenciálisan toxikus elemek megkötődési erősségének szemléltetésével, a Ca^{2+} és Mg^{2+} ionokhoz viszonyítva (Elliot et al., 1986; Farrah és Pickering, 1979; Stevenson, 1977).

4. táblázat – Potenciálisan toxikus elemek megkötődésének erőssége a különböző talajalkotókhoz (Szegedi 2011).

kaolinit (pH = 3,5-6)	Pb > Ca > Cu > Mg > Zn > Cd
illit (pH = 3,5-6)	Pb > Cu > Zn > Ca > Cd > Mg,
montmorillonit (pH = 3,5-6)	Ca > Pb > Cu > Mg > Cd > Zn
hematit (alfa-Fe ₂ O ₃)	Pb > Cu > Zn > Co > Ni,
goethit (alfa-FeOOH)	Cu > Pb > Zn > Cd
huminsav (pH = 4-6)	Cu > Pb > Cd > Zn
talaj szerves anyag nélkül (pH = 5,0)	Pb > Cu > Zn > Cd,
talaj 2-4% szerves anyaggal	Pb > Cu > Cd > Zn

A kationcsere kapacitás (Cation Exchange Capacity = CEC) a szorpciós folyamatok egy speciális esetének kifejezése. A talajkolloidok felületén túlnyomórészt a következő kationok adszorbeálódnak: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ (bázikus kémhatásúak, ezért nevezik kicserélhető bázisoknak), valamint a talaj savanyodását okozó H⁺ (H₃O⁺), továbbá a szintén protondonor Al³⁺ (az Al³⁺ hexakva komplex könnyen veszít H⁺ ionokat) (Stefanovits et al. 1999). Ebben az esetben is az agyag, a szerves anyagok és oxidok jelenlétéhez és típusához kapcsolódik a jelenség. Minél nagyobb a CEC érték, annál inkább képes a talaj megtartani a kationokat, beleértve a nehézfémek ionjait is. Egyes fémeknek nagy az affinitása a szerves anyagokhoz, képezhetnek oldható vagy oldhatatlan komplexeket, mivel a szerves anyag kationcsere kapacitással és kelátképző tulajdonságokkal is rendelkezik. A szerves anyagok nagyon erősen megkötik a Cr-t, a Fe-at, az Pb-t és a Hg-t, kisebb mértékben a Cd-t, a Ni-t, illetve a Co-t, továbbá gyengén kötik a Mn-t, a Zn-et és egyéb nyomelemeket. Az agyagásványok csak a Fe-t rögzítik nagyon stabilan, és viszonylag stabil módon a Cd-t, a Co-t, a Ni-t. Végül az oxidok és hidroxidok nagyon stabilan kötik meg a Cr-t, a Hg-t és a Pb-t, míg az összes többi fém viszonylag stabil módon (Kabata-Pendias, 2011). A kationcsere kapacitás fontos paraméter a nehézfémek talajmikrobiális közösségekre gyakorolt toxikus hatásainak értékelése során is; a negatív hatások a CEC növekedésével csökkennek (Giller et al., 2009).

2.1.3.7. Mikroorganizmusok

Az egyes mikroorganizmusok élete különféle nyomelem-folyamatokkal társul: az elemek abszorpciója és felszabadulása a sejtekből, iontöltés változások, komplex és kelátképződés,

immobilizáció és mobilizáció. Gyakori folyamat a metileződés, például az As, Hg, Se, Pb, stb. esetében (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007).

Ezen kívül a rizoszférában a gyökérnedvek jelenléte befolyásolja a kémiai folyamatokat, kiváltképp fontossá téve a kelátokat és az adszorpciót/deszorpciót. Különösen az alacsony molekulatömegű karbonsavak befolyásolják a talaj agyagásványainak bomlásával a kationok felszabadulását, növelve a nehézfémek mobilitását és toxicitását (Antisari et al., 2011). A gyökerek és a hozzájuk kapcsolódó mikroorganizmusok különféle szerves vegyületeket termelnek, amelyek nagyon hatékonyan segítik elő az elemek felszabadulását a talaj szilárd fázisaiból, különösen azokat, amelyek az agyaghoz kapcsolódnak (Kabata-Pendias, 2011). Tanulmányok szerint a potenciálisan toxikus elemek hosszútávú hatást gyakorolnak talajok mikrobiológiai jellemzőire. Például az ureáz erősen adszorbeálódik az agyaghoz és humuszhoz, amellyel komplexeket képez. Ezért az extracelluláris enzimek jobban ellenállnak a környezeti hatásoknak, mint a többi enzim. Ez azt jelzi, hogy a mikrobiológiai jellemzők, jól mutatják a talaj nehézfémekkel való hosszú távú szennyeződését, és hasznosak lehetnek a mezőgazdasági ökoszisztémák változásainak nyomon követésében (Kızılkaya 2004).

Az egyes ionok abszorpciója nemcsak az adott ion oldatban való aktivitásától függ, hanem a többi ion aktivitásától, továbbá az oldatban lévő és a kicserélhető fázisban vagy a szilárd fázisban lévő ionok közötti viszonytól is (Kabata-Pendias, 2011). A különböző elemek közötti kölcsönhatás lehet antagonista vagy szinergista jellegű is (Murakami és Ae, 2008). A potenciálisan létrejövő makro- és mikrotápanyagok egyensúlyhiánya kémiai stresszhez vezethet a szennyezett táptalajon növekvő növények számára; ráadásul néhány alapvető mikroelem hiánya megkönnyítheti más nyomelemek felvételét (kompenzációs abszorpció) (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007). A jelenség fordítva is jelentkezik: más fémek magas koncentrációja nehézségekhez vezethet a mikrotápanyagok felvételében (Steinnes, 2009).

2.1.3.8. Környezeti és klimatikus tényezők

A klímaváltozás hatására hazánkban az esőzések száma csökkenő tendenciát mutat, alkalomszerűen intenzívek lehetnek, mely az eróziós folyamatok növekedését eredményezheti (Várallyay 2008a, b).

A talajerózió súlyosbítja a talaj tápanyag- és vízveszteségét, szennyezi a felszíni vizeket, hozzájárul a globális változásokhoz, és csökkenti a mezőgazdasági és környezeti termelékenységét. Évente mintegy 75 milliárd tonna talaj erodálódik a világ szárazföldi ökoszisztémaiból, a legtöbb a mezőgazdasági földterületekről, ez eléri az évenkénti 13–40 t/ha közötti mennyiséget (Pimentel és Kounang 1998). Indiában évente mintegy 6,6 milliárd tonna talaj

veszik el, és Kínában évente 5,5 milliárd tonna veszít, míg az Egyesült Államokban a talajveszteség meghaladja a 4 milliárd tonnát évente. Ezzel szemben a talajképző folyamatok jelentősen lassabban látszódnak le, mint az erózió (Lal 1990; Wen és Pimentel 1998).

Az erózió legfontosabb forrása a művelt és borítatlan talajfelszínről történő elfolyás (Lal et al. 1989a).

A talaj tápanyagai a csapadékot követően a felszíni elfolyással és/vagy a függőlegesen beszivárgó vízzel oldott formában (például a könnyen oldódó NO_3^-) és az erodált talajrészecskékkel együtt adszorbeált formában mozdulhatnak el. A talaj tápanyagvesztesége csökkenti a talaj termékenységét, növelve a mezőgazdasági termelés költségeit. Mindeközben vízszennyezést is okoz, főként a felszíni víztesteknél, amikor az elveszett tápanyagok a vízgyűjtő területekre kerülnek. A talajerózió és a tápanyagveszteség világszerte a talaj, a mezőgazdaság és a környezetvédelem fő problémái közé tartozik (Zuazo et al. 2009).

Az eróziós hatások mellett az egyebek mellett a klimatikus tényezők változása és antropogén hatások által előidézetta talajromlás is negatívan befolyásolja a talajokat (Baptista et al. 2015). A talajromlási folyamatok magukban foglalják azokat a kémiai, fizikai és biológiai hatásokat és kölcsönhatásokat, amelyek a talaj önszabályozó képességét és termőképességét negatívan befolyásolják. A talajromlás kiváltói olyan természetes és ember okozta tényezők, amelyek a talaj tulajdonságait és életfeltételeit negatívan befolyásoló folyamatokat aktiválnak. A talajromlási folyamatok a talaj fizikai, mechanikai, hidrológiai és reológiai tulajdonságainak megváltozásához vezetnek, amelyek a növénytermesztésre, az állattenyésztésre, így a mezőgazdaság jövedelemtermelő képességére, továbbá a környezet minőségére negatívan hatnak. A fizikai degradáció egyik fő hatása a talajszerkezet változása, amely a következőkben nyilvánulhat meg: kéregképződés, tömörödés, akadályozott vízelvezetés és rossz levegőzés, illetve gyors elfolyás és felgyorsult erózió. Másik fontos fizikai degradációs folyamat a talajfelszínről az agyag- és humuszkolloidok leúszása az altalajba. Az erdőirtás és az intenzív művelés az agyag altalajba vándorlásához vezethet (Roose, 1977; Lal, 1986a, b). A fizikai degradációért felelős tényezők: az erdőirtás, az intenzív sorközművelés, a túlzott kerekes közlekedés, a szántás és a fizikai talajmanipulációk.

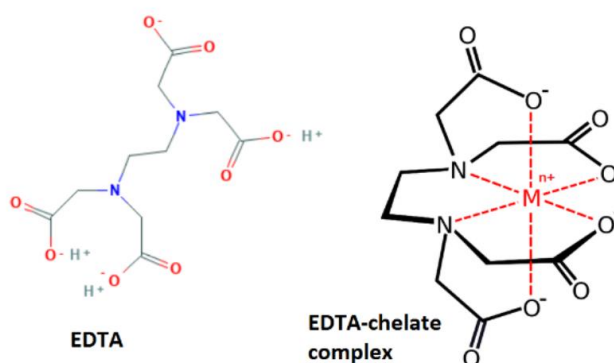
Ebből következően a talajromlás és az eróziós folyamatok megelőzésének egyik lehetséges módja a növényborítottság biztosítása. A kutatások szerint a növényzet talajra gyakorolt hatásai két, egymással összefüggő kategóriába sorolhatók: biológiai védelem és biológiai konstrukció. A növénytakaró védi a talajt az eróziótól azáltal, hogy csökkenti a vízfolyásokat (Rey 2003; Puigdefábregas 2005, Durán et al. 2006; 2008) és segíti víz beszivárgását a talajmátrixba (Ziegler és Giambelluca 1998; Wainwright et al. 2002). A növények gyökérzetükkel rögzítik és védik a talajt (Gyssels et al. 2005; de Baets et al. 2007a, b), továbbá lombkoronájukkal csökkentik az

esőcseppek ütő hatását (Bochet et al. 1998; Durán et al. 2008). Mindezek mellett a növények hosszában, gyökérzetük méretében és a talajszemcsék megtartásában arányosság figyelhető meg (Van Dijk et al. 1996).

2.1.3.9. Antropogén hatások

Az antropogén hatásokról már szó volt az előző fejezetekben, azonban szükséges egyes anyagoknak és azok hatásainak kiemelése, mivel ezek nemcsak a koncentrációk növekedéséhez járulnak hozzá, hanem a talajokban található elemek mobilizálódásához is.

Az egyik ilyen speciális vegyület a kelátképző etilén-diamin-tetraacetát (EDTA), mely hatásosan fokozza a fémionok vízoldhatóságát, így mobilizációját a talajban. Az EDTA környezetbe kerülésének számos útja van. Elsősorban a szennyvízzel juthat ki a környezetbe, mivel ipari mennyiségben vízkő eltávolítására használják, továbbá jelentős mennyiségben lombtrágyák vivőanyagaként alkalmazzák (Koochki és Seyyedi 2016). A kikerülést követően az EDTA felezési ideje a fényviszonyoktól függően igen hosszú is lehet. A felezési idő függ továbbá a kelátképző fém tulajdonságaitól is: 11 perctől eltarthat akár több óráig is, mely idő alatt jelentős hatást gyakorol a potenciálisan toxikus elem mennyiségére és transzportjára (Means et al. 1980).



7. ábra – Az EDTA szerkezeti képlete (<http3>).

Az EDTA molekulában, éppen optimális szterikus helyzetben találhatók olyan elektrondonor funkciós csoportok (7. ábra), melyek nem kötő elektronpárjai a periódusos rendszer mellékcsoportbeli és más, a másodiknál nagyobb periódusokban található fémek be nem töltött trajektóráira képesek delokalizálódni, ezzel donor-akceptor kötéseket létesíteni, vagyis komplex vegyületeket alkotni. A megfelelő térszerkezet hatására, a több egymással párhuzamosan létrejövő – bár egyenként viszonylag gyenge – datív kötés együttesen olyan kémiai kötésrendszert hoz létre, mely igen nagy komplexstabilitási állandóval jellemezhető. Ezeket a vegyületeket nevezzük kelátoknak. Ennek értelmében az oldatban kialakuló kémiai egyensúlyok úgy tolódnak el, hogy az

ott található szabad ionok, illetve a szorpciós egyensúlyt meghatározó hidroxó-aqua komplexek koncentrációját a létrejövő kelát komplexek jelentős mértékben csökkentik (Kroeger et al. 2017). Az alapvetően negatív töltésű talajkolloidok felületén, elektrosztatikus erővel és részben kémiai kötésekkel adszorbeált potenciálisan toxikus elemeknél a kémiai egyensúly nagymértékben a felületen megkötött forma felé van eltolva az oldott, disszociált, illetve hidroxó-aqua komplex formákhoz képest, vagyis az adszorpciós koefficiens, amely a felületi és az oldatban levő koncentrációk aránya, igen nagy. Ez azt jelenti, hogy az adott elemek erősen kötöttek, vagyis immobilisak a talajban. Szerves szennyezők esetében ezt K_{OC} jelöléssel adjuk meg a talajban (Allard et al. 1996), de jelen esetben a talaj szerves összetevőin kívül a szervesetlen komponensek is szerepet játszanak a folyamatban. A nagymértékű adszorpció hatására ezek a potenciálisan toxikus elemek a talajszemcséken megkötődve találhatók, így nem kerülnek a biológiai körforgásba, vagyis nem fejtik ki toxikus hatásukat (többek között ezért is potenciális a toxikusságuk). A kémiai egyensúlyok miatt, a nagy adszorpciós koefficiens ellenére is, ha az oldatban jelentősen csökken a reakcióban részvevő potenciálisan toxikus elemek koncentrációja, akkor kelátkomplex formák képződnek és az egyensúly úgy tolódik el, hogy a felületen megkötött ionok az oldatba kerülnek, vagyis mobilizálódnak. Így az EDTA hatására létrejövő, vízoldható kelátkomplexek az ivóvízbe juthatnak, illetve a növények a gyökereiken keresztül felvehetik azokat, így közvetve, vagy közvetlenül kifejthetik toxikus hatásukat (Chen et al., 2010).

2.1.4. Potenciálisan toxikus elemek növények általi felvehetősége

A talaj egy összetett rendszer, melyen belül az elemek társulhatnak a szerves vagy szervesetlen szilárd fázis különböző komponenseivel, vagy egyensúlyban feloldódnak a talajoldatban. A talajban előforduló potenciálisan toxikus elemek jelen lehetnek: folyékony fázisban (talajoldatban) szabad ionok, ionpárok formájában, szerves vagy szervesetlen vegyületek komplexében; a szilárd fázisban, az ásványi anyagok kristályrácsaiba zárva (maradékfázis), karbonátokkal, foszfátokkal, szulfátokkal, Fe, Mn és Al oxidjaival és hidroxidjaival, agyagokkal, szerves anyagokkal társítva (Kidd et al., 2009). A talajban található elem formája meghatározza oldhatóságát és mobilitását, következésképpen biológiai hozzáférhetőségét és hajlandóságát arra, hogy a rendszerből a felszíni vagy a talajvízbe távozzon, felszívódják az élő organizmusok révén, így potenciálisan káros hatásokat okozva a környezetben. Rodrigues et al. (2010) három kategóriát határoztak meg, amelyekhez a talaj elemei tartozhatnak mobilitása alapján:

inert készlet: a szilárd fázis kristályos mátrixához erősen kötődő elemek, nem érhetőek el transzportfolyamatokkal, vagy a növények általi felvétellel még hosszú idő után sem;

reaktív készlet: agyagok, szerves anyagok és oxidok által reverzibilisen adszorbeált csapadékok és elemek, amelyek könnyen kicserélhetők a folyékony fázissal;

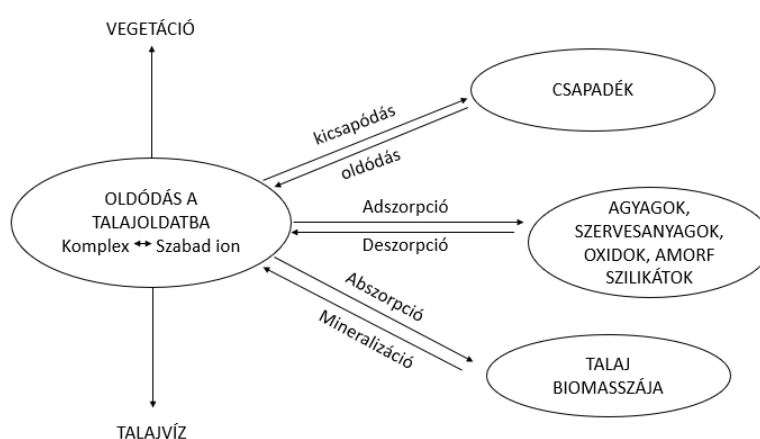
rendelkezésre álló készlet: az oldatban jelenlévő és a rendszerből könnyen felvehető elemek.

Az elemek specifikációját és eloszlását a talajban azok a kémiai formák határozzák meg, amelyben az elemek a talajba való bejutásukkor voltak (Kabata-Pendias, 2011).

Az elemek speciációját és a talajban való viselkedését egy sor kémiai folyamat is befolyásolja, amelyek közül a legfontosabbak az alábbiak:

- kicsapódás-oldódás,
- adszorpció-deszorpció és
- kelátképzés (He et al., 2005).

Fontos tényezők még: a talajbiomasszába való beépülés, bomlás, ásványi anyag megváltozása, kristályrácsokba záródás, redox és sav-bázis reakciók (Kabata-Pendias, 2011; Adriano, 2001). Általánosságban elmondható, hogy az elemek sok kémiai speciesként előfordulhatnak a talajban, különösen a vízben kevésbé oldódó, emiatt a vizes fázisban kis koncentrációban jelen levő kationok. Nem szennyezett talajokban a kationok teljes koncentrációja 10 és 100 µg/L között változhat, míg a szennyezett talajokban sokkal nagyobb koncentrációk is mérhetők (Kabata-Pendias, 2011). A talajban zajló folyamatokat elsősorban a talajparaméterek határozzák meg: pH, redoxpotenciál, kationcsere-kapacitás (CEC), agyagok mennyisége és összetétele, szerves anyagok, Fe, Mn és Al oxidjai és hidroxidjai és a mikroorganizmusok (Kabata-Pendias, 2011; Adriano, 2001).



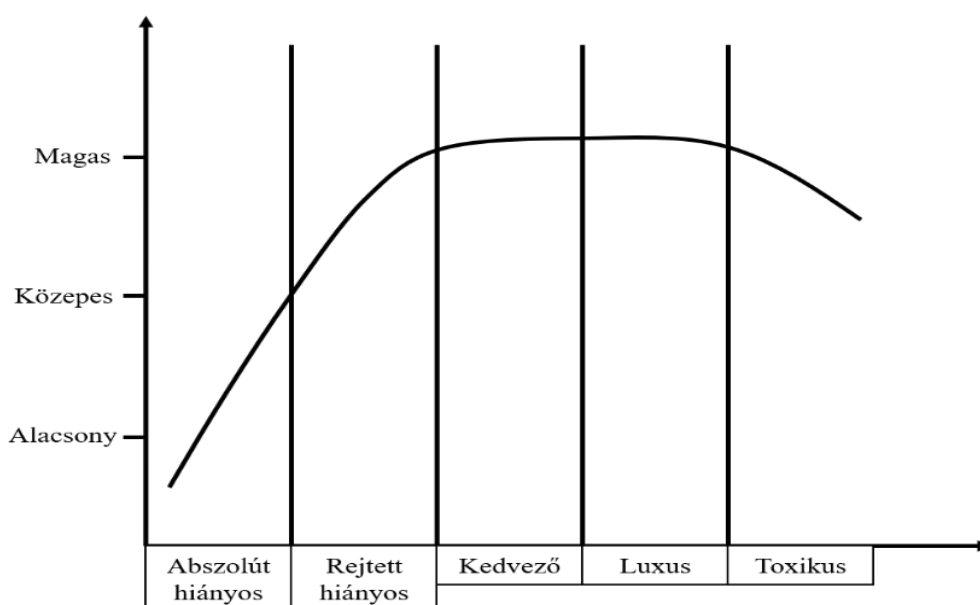
8. ábra – A talaj szilárd fázisa és a talajoldat közötti fő kölcsönhatási folyamatok vázlatos ábrája (Adriano, 2001; módosítva)

A táplálékláncba kerülés első lépése – amelyen keresztül egy elem az abiotikus részből az élő organizmusokba jut és amely az elemek biogeokémiai ciklusának alapvető szakasza a szárazföldi ökoszisztémák esetében – a növényi gyökök tápanyagfelvétele a talajból (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007).

Az antropogén eredetű elemek, attól függetlenül, hogy milyen formában fordulnak elő, a növények számára jobban felvehetőek, mint más nyomelemek (Kabata-Pendias és Mukherjee, 2007; Kabata-Pendias, 2004). Esszenciális elemeknek definiáljuk azokat, amelyekre az életciklusuk során a biológiai szervezeteknek szükségük van, másokkal nem helyettesíthetők. Közülük a mikroelemekre (B, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, V, Zn) jellemző, hogy a normális funkciókhoz minimális mennyiségben szükségesek. Néhány más elem viszont, ugyan stimuláló hatással van a növények növekedésére, de nem tekinthetők alapvetőnek (pl. Ag, Au, Co, Al) (Peralta-Videa et al., 2009).

Az élő szervezetek számára szükséges és hasznos elemek közé tartozó fémek az optimális dózishatár fölött káros hatásúak az adott szervezetre, vagyis nagyobb mennyiségben toxikusak. Akut betegségeket vagy a szervezet pusztulását idézhetik elő a rövid idő alatt felvett nagy mennyiségű toxikus anyagok, azonban egyes esetekben a toxikus anyag kis mennyiségű felvétele is okozhat rendszeres és tartós károsodást (Csathó 1994; Láng 2002; Stefanovits et al. 1999).

Minden potenciálisan toxikus elemnél, mely egyben növényi tápanyag is, megkülönböztetünk 5 különböző mennyiségi szintet, melyek a következők: abszolút hiányos, rejtett hiányos, kedvező, luxus és toxikus.



9. ábra – Az elemek és vegyületeik hatása a növekedésre (Simon 2008; Csathó 1994)

Mindezek mellett fontos megemlíteni, hogy a növények olyan elemeket is felvesznek, amelyeknek nem egyértelmű a biológiai funkciójuk (nem tápanyagok), és amelyek alacsony koncentrációban

is mérgezőek (pl. As, Cd, Cr, Hg, Pb). A növények a tápelemeket a szükségesnél nagyobb mennyiségben is képesek felvenni, ami többnyire hátrányos hatású (Peralta-Videa et al., 2009).

A talajban található elemek passzívan, az entrópia törvényt követve (a koncentrációgradiens mentén) és aktívan (a koncentrációgradienssel szemben, energiafelhasználással) is felszívódhatnak (Gabbrielli és Galardi, 2004). Sok elem esetében még nem sikerült megállapítani, hogy a két mód közül melyik fontosabb; valószínű, hogy ha az oldatban lévő koncentrációk alacsonyak, akkor az aktív transzport dominál, míg ha az oldatok töményebbek, akkor a passzív transzport kerül előtérbe (Kabata-Pendias, 2011). Általánosságban elmondható, hogy a gyökerekhez kapcsolódó nehézfémek teljes mennyiségének csak egy része lép be a sejtekbe és potenciálisan a felszíni részekbe szállítódnak. A kationok jelentős részét valójában a sejtfalak felszínén lévő negatív töltésű helyek (COO^-) kötik meg, vagy a vakuolumok elkülönítik (Lasat, 2000). A nyomelemek növényen belüli szállítása (a transzlokáció) összetett folyamat, amelynek biológiai mechanizmusait még nem sikerült teljesen tisztázni. Az elemek transzportja megköveteli (például a növényben szállítórendszeren különböző fokú specifikus szintetizáción keresztül) a kelátképzést és az elemek megkötését, és számos mechanizmusra is szükség van a potenciális toxicitás megelőzéséhez, illetve az ion homeosztázis fenntartásához (Kranter és Colville, 2011; Colangelo és Guerinet, 2006).

Általánosságban elmondható, hogy a potenciálisan toxikus elemek növények általi túlzott felszívódásából eredő környezeti veszélyek a következők: (Kabata-Pendias, 2004):

- Potenciálisan toxikus elemek bevitele az táplálékláncba
- A növénytakaró (vagy a termés hozam) elvesztése a fitotoxicitás miatt

A toxikusság esetében azonban nem elég ismerni az adott elem mennyiségét a vizsgálati közegben (talaj, növény, állat, ember), hanem fontos információt szolgáltat az egyéb elemek, anyagok koncentrációjának és azok kölcsönhatásának ismerete is. Két toxikus elem esetében míg az egyik kifejti a hatását, a másik befolyásolja az elsőt. Amennyiben a toxicitás csökken, antagónizmus lép fel, illetve szinergizmus jelenik meg, ha a toxicitás megnő (Kádár, 1995).

Antagónizmus a K^+ szelektív növényi felvétele esetén jelenik meg. Az *Ehrenberg* féle mész-káli törvény szerint nagy mennyiségű kálium felvétel mellett a kalcium felvétele visszaszorul, míg kalcium felesleg esetében a káliumfelvétel csökken. A potenciálisan toxikus elemek vizsgálata bebizonyította, hogy valamennyi fémkation, illetve NH_4^+ kölcsönösen akadályozza egymás felvételét. Az antagónista folyamat szélsőséges esetekben jelenik meg. Ekkor a különböző kationok a szerves kötés helyekről leszorítják egymást (Loch és Nosticzius 2004).

A biológiailag hozzáférhető frakció meghatározható úgy, hogy „egy adott környezeti térben jelen lévő kémiai anyag teljesének az a része, amely egy bizonyos ideig rendelkezésre áll vagy

elérhetővé tehető az organizmusok általi felvételhez, az organizmust körülvevő környezeten át, vagy a táplálékon keresztül” (Peijnenburg et al., 2007).

Általában egy bizonyos elem mennyisége, amelyet egy növény potenciálisan asszimilálhat a gyökereken keresztül a talajoldatból, nem a talaj teljes fémtartalma, hanem a szilárd és a vizes fázis közötti egyensúly szabályozta abszorbeált formák mennyisége (Kidd et al., 2009; Mandiwana et al., 2007; Chojnacka et al., 2005). A talaj-növény rendszerben egyes átvitelek nem szükségszerűen a folyadék fázison keresztül mennek végbe (Kabata-Pendias, 2011).

A gyökér felszívódási folyamatait számos tényező befolyásolja (Abrahams, 2002): a talaj jellemzői, az elem specifikációja, a növény típusa és növekedési szakasza, a környezeti feltételek. Ez nagyon megnehezíti egy növény vegetációs felvételének becslését különböző körülmények között, különösen a mezőgazdasági és a szennyezett talajok esetében (Kabata-Pendias, 2004). A talajon keresztül való felvétel mellett a növények képesek a légköri lerakódást követően a levélzeten keresztül felvenni néhány elemet, de a gyökéren keresztüli felvétel a nyomelemek vegetációba jutásának a fő mechanizmusa (Adriano, 2001).

A növények toleranciáját vagy érzékenységét a potenciálisan mérgező elemekkel szemben, valamint azok asszimilációs képességét, egyéb feltételek mellett, a faj és a genotípus határozza meg (Kabata Pendias, 2011; Menzies et al., 2007; Adriano, 2001). Egyszerűsítve három fő növénykategóriát lehet azonosítani (Alkorta et al., 2004; Adriano, 2001):

Kizáró: a fém koncentrációja a talaj feletti részében alacsony marad, még akkor is, ha a talajoldatban magas

Indikátorok: a talaj feletti részek koncentrációja tükrözi a talajoldatban jelenlévő koncentrációt.

Akkumuláló: a növény képes koncentrálni az elemeket a talaj feletti részekben többet, mint az alsóbb részek, vagy mint a kisebb koncentrációjú talajoldat

Egyes fajok, az úgynevezett hiperakkumulátorok képesek elviselni egy vagy több nehézfém magas koncentrációját a talajoldatban. Jellemzőjük, hogy nagyobb mennyiségben is fel tudják venni őket a vegetatív részeikbe, mint az akkumuláló növények (légszáraz növényi tömeg koncentrációi, pl. $Cd > 100 \mu g/g$; $Cr, Ni, Pb, Cu > 1000 \mu g/g$; $Mn, Zn > 10000 \mu g/g$) (Zerbi és Marchiol, 2004; McGrath és Zhao, 2003). Az akkumuláló és hiperakkumuláló fajokat jelenleg tanulmányozzák annak érdekében, hogy a nehézfémekkel szennyezett talajokat fitoremediációs technikával tisztítsák meg, amelyek sokkal kevésbé invazívak, továbbá a hagyományos technikáknál lényegesen olcsóbbak, és mind esztétikailag, mind társadalmilag elfogadottabbak (Murakami és Ae, 2008; Gardea-Torresday et al., 2005; Alkorta et al., 2004; McGrath és Zhao, 2003). A felhalmozó és hiperakkumulatív fajok használatának hátránya, hogy ezek a növények nagyon nagy mennyiségű fémet tartalmaznak, így nemkívánatos jelenségeket okozhatnak a szennyeződések tápláléklánc magasabb szintjeire történő átvitelében (Alkorta et al., 2004).

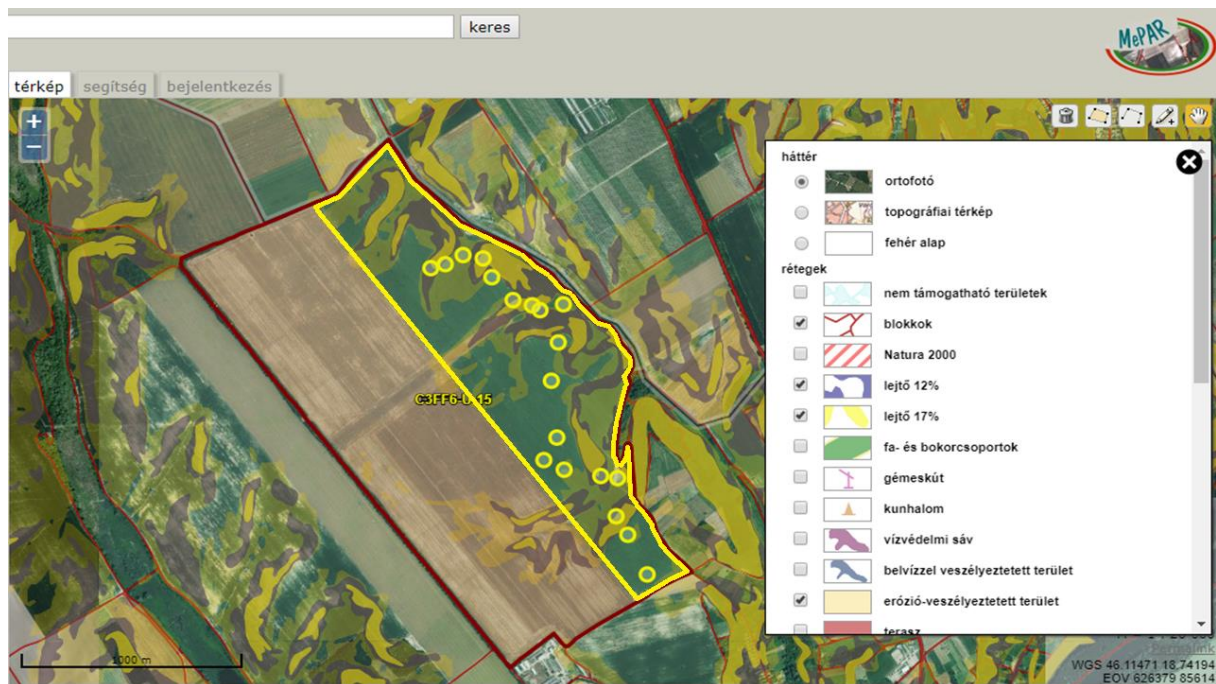
3. Anyag és módszer

Jelen dolgozatban elsőként egy szántóföldi kísérlet és annak eredményi kerülnek bemutatásra, majd ezt követően egy laboratóriumi kísérlet adatainak elemzéséből származó eredmények láthatók.

3.1. Szántóföldi kísérlet

3.1.1. Kísérleti terület bemutatása

A szántóföldi kísérleteket a dunaszekcsői „DUNA GYÖNGYE 2000” Mezőgazdasági Zrt tulajdonában álló, a Geresdi-dombvidéken fekvő mezőgazdasági területen hajtottam végre. A Geresdi-dombvidék geológiai tekintetben a Mecsek hegység szerves folytatása, ahol kisebb területen az alaphegység kőzete, a gránit is kibukkan. Paleozóos, mezozóos, miocén és pleisztocén kőzetekből felépült, vastag lösszel és deluviális homokos-löszös üledékkel fedett terület. Felszíne rögzösen és pásztásan feldarabolt eróziós dombság. Az idősebb kőzetekből felépült, denudált negyedidőszaki felszínt néhány kisebb folt kivételével típusos száraztér-színi löszből és változó karakterű átmosott löszös üledékből álló, 5-15 m vastag lösztakaró borítja, amely jó alapul szolgál a talajképződéshez. A szövetkezet területein az ÉNY-DK-i lefutású völgyek és völgyközi háta az uralkodó formátípusok. A terület reliefenergiája és a tagoltsága kedvezőtlen hatással jár a gazdálkodásra nézve is. A lejtők hajlásszöge zömmel az 5-12%-os tartomány közé esik, de számos helyen találkozunk 12-17%-os, illetve 17-25%-os lejtőkategóriával is. A terület nagy részén a délies kitettségű lejtők uralkodnak. A táblák tengerszint feletti magassága a 150-175 m és a 175-200 m közé esik, de találunk a völgyek mentén 125-150 m-es magasságot és 200-225 m-es magasságot a platókon (Aubert, 1986).



10. ábra – Kísérleti terület és a mintavételi pontok bemutatása MePAR térképen (http4)

5. táblázat – A mintavételi pontok GPS koordinátái

Minta	Koordináták		Minta	Koordináták	
	Hosszúság	Szélesség		Hosszúság	Szélesség
DSZ01	46°06'58.7"N	18°43'51.4"E	DSZ11	46°06'41.3"N	18°44'17.2"E
DSZ02	46°06'59.4"N	18°43'54.4"E	DSZ12	46°06'32.5"N	18°44'18.5"E
DSZ03	46°07'00.8"N	18°43'58.3"E	DSZ13	46°06'28.9"N	18°44'15.7"E
DSZ04	46°07'00.3"N	18°44'02.5"E	DSZ14	46°06'27.5"N	18°44'20.1"E
DSZ05	46°06'57.4"N	18°44'04.4"E	DSZ15	46°06'26.9"N	18°44'25.0"E
DSZ06	46°06'53.8"N	18°44'08.9"E	DSZ16	46°06'26.5"N	18°44'27.9"E
DSZ07	46°06'53.0"N	18°44'13.1"E	DSZ17	46°06'26.2"N	18°44'31.5"E
DSZ08	46°06'52.3"N	18°44'14.8"E	DSZ18	46°06'20.2"N	18°44'31.2"E
DSZ09	46°06'52.3"N	18°44'14.8"E	DSZ19	46°06'17.4"N	18°44'33.7"E
DSZ10	46°06'47.3"N	18°44'18.7"E	DSZ20	46°06'11.2"N	18°44'38.0"E

A terület meteorológiai adatai

A környék időjárására jellemző, hogy a nyár mérsékelten forró, a tél enyhe, a csapadék mennyisége éves szinten nem elegendő. Itt a szárazföldi hatások érvényesülnek. A terület hazánk legmelegebb

részei közé tartozik. Sugárzási adottságai kedvezők, hőigényes növények termesztésére kiválóan alkalmas.

Május-szeptember hónapok között vízhiány léphet fel a területen, mely erősen korlátozó tényezője a hozamoknak, azonban a Duna közelsége révén az aszály káros hatásait részben enyhíthetők.

A terület jellemző talajtípusa a csernozjom barna erdőtalaj, amely löszös üledéken, a mezőségi és erdei zonális talajfőtípusok határán alakult ki. Gyengén savanyú talaj, fizikai szerkezet vályog. Jó vízgazdálkodásával és magas szervesanyag-készletével a legigényesebb növények termelésére is alkalmas.

Szintén jellemző az alacsonyabb térszíneken a nyers öntéstalaj, mely a Duna holocén árterületén alakult ki. Karbonátos talaj, fizikai félesége agyagos vályog. Igényes növények termesztésére is alkalmas (Aubert, 1986).

3.1.2. Talajvizsgálatok

A kísérleti területről a következő időpontokban vettem talaj- illetve növénymintákat:

- 2017. 11. 12
- 2018. 04. 23
- 2018. 06. 22
- 2018. 10. 12
- 2019. 03. 29
- 2019. 07. 10

A növényminták esetében a kémiai analízisek elkészültek, azonban az eredmények statisztikai elemzése alapján nem bizonyultak megbízhatónak, ezért nem kerültek a dolgozatomba.

A talajminták a felső szántott rétegből származnak. A szükséges talajelőkészítés után a következő paramétereket határoztam meg:

- az Arany-féle kötöttségi szám
- mésztartalom % (Scheibler-féle kalciméterrel)
- Humusz % (Tyurin-módszer)
- vezetőképesség (E_h)
- pH érték (vizes és KCl-lel készült talajszuszpenzióból) (Buzás, 1988)
- összes nitrogén ezen belül pedig a NO_3^- és NH_4^+ koncentrációk (Parnas-Wagner vízgőzdesztillációval)

- a könnyen oldódó P_2O_5 és K_2O tartalom ammónium-laktátos oldatból (Egner et al. 1960; Sarkadi et al. 1965)

Mindezek mellett a minták 2 M-os HNO_3 -as kivonatából a következő elemek koncentrációját vizsgáltam meg: Sr, Fe, K, Al, Zn, Cd, V, Ba, Cu, Co, Y, Li, Rb, Cr, Na, Ca, Mg, As. (Száková et al., 2009; Hooda, 2010)

3.2. Laboratóriumi kísérlet

Kísérleteimben három különböző kötöttségű, ezzel párhuzamosan eltérő adszorpciós képességű talajtípuson vizsgáltam az Na-EDTA hatását 15 potenciálisan toxikus elem mobilizálhatóságára.

Felhasznált talajok talajparaméterei a következők voltak:

6. táblázat – A vizsgálat talajok paraméterei

	K_A	pH_{H_2O}	pH_{KCl}
Szárítópuszta (0-20 cm)	24	8,2	7,3
Józsefmajor (0-20 cm)	40	7	5,9
Nyírség (0-20 cm)	26,5	4,8	3,9

A vizsgálatok beállítását megelőzően a kísérleti talajokból megfelelő előkészítés után 0,5 - 0,5 kg-ot mértem ki, majd a talajok 100%-os víztelítettséggel érlelődtek 2 héten keresztül állandó szobahőmérsékleten. A kontroll talajok esetében a nedvesítés desztillált vízzel, míg a mesterségesen elszennyezett talajok esetében az adott potenciálisan toxikus elem 100 mg/kg-os oldatával történt. Ehhez az oldat 1000 mg/l-es potenciálisan toxikus elem koncentrációjú törzsoldatból készült. A törzsoldat tartalmazta az előzetesen meghatározott elemek könnyen oldódó sóit. Ezek közé tartoznak a NO_3^- és a Cl^- sók. Az oldathoz használt vegyszereket és a törzsoldathoz szükséges mennyiségeket a 7. táblázat tartalmazza.

7. táblázat – A törzsoldat készítéséhez használt potenciálisan toxikus elemek sóinak bemért tömege

Felhasznált vegyszer	Bemérés	Felhasznált vegyszer	Bemérés	Felhasznált vegyszer	Bemérés
$\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	2,47 g	$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$	1,38 g	$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$	5,28 g
$\text{BaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	0,89 g	$\text{AlCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	4,45 g	ZnCl_2	0,80 g
$\text{FeCl}_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$	1,78 g	$\text{Cr}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$	3,85 g	$\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	1,04 g
$\text{SrCl}_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	1,52 g	$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}$	1,90 g	$\text{MnCl}_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$	2,48 g
$\text{Sn}_2\text{Cl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	0,95 g	CaCl_2	1,39 g	$\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	1,80 g

Az érlelést követően a feltört és átszitált 2 mm-es szitán talajokból bemérésre került 2-2 g centrifugacsövekbe, majd 20-20 ml került a mintákra a megfelelő EDTA koncentrációjú oldatból. Az EDTA kivonószer hatásának vizsgálata 8 különböző koncentrációs szinten történt: 0; 1; 5; 10; 50; 100; 500; 1000 mg/l. Ezek a koncentrációk 1:10 aránynál (1 g talajhoz 10 ml megfelelő koncentrációjú kivonószer) 0; 10; 50; 100; 500; 1000; 5000; 10000 mg/kg-os koncentrációt jelentettek a talajokra. Minden EDTA koncentrációs szinten 3 ismétlés volt beállítva a statisztikai kiértékelés és az esetleges hibák kiküszöbölése érdekében.

Mindezek mellett a magas mésztartalmú talajok esetében a potenciálisan toxikus elemek mennyiségének meghatározásában problémák merülhetnek fel a mész és az EDTA reakciója révén, azaz az oldódó Ca^{2+} ionok az EDTA molekulákkal komplexet képeznek és kompetíció alakulhat ki a vizsgált potenciálisan káros elem és a Ca^{2+} ionok között. Savas talajokon ($\text{pH} < 7$) magától is oldódó potenciálisan káros anyagok koncentrációjára az EDTA - modelljeink alapján - nem gyakorol jelentős hatást. A Na^+ ionok nem, illetve nagyon kis mértékben képeznek komplexet az EDTA-val, így savas talajok pufferelemére CaCO_3 helyett a kivonószerhez NaHCO_3 -ot adtunk. A CaCO_3 és a NaHCO_3 a karbonát-hidrokarbonát-szénsav egyensúlyi rendszeren keresztül közel azonos mértékben pufferelem a rendszert. A Na^+ ionok, a Ca^{2+} ionokkal ellentétben, a talaj fizikai tulajdonságait jelentős mértékben nem befolyásolják. Kémiai és a talajszemcséken kialakuló adszorpció szempontjából a pufferelemre használt nagyobb koncentrációjú Na^+ ionok hasonlóan viselkednek, mint a kis koncentrációban jelenlévő Ca^{2+} ionok. Ennek az a magyarázata, hogy a Ca^{2+} ion a liotróp sor értelmében jelentősen nagyobb mértékben adszorbeálódik azonos koncentrációknál, mint a Na^+ ion. Azonban két-három nagyságrenddel nagyobb Na^+ ionkoncentrációk esetében ez a hatás a kémiai egyensúly törvényszerűségei miatt közel megegyezik. Vizsgálataimban a kémiai hatásokra koncentráltam, így pufferelemre Na sót használtuk az ioncsere és oldhatósági folyamatok modellezése során.

A NaHCO_3 szükséges mennyiségének meghatározására beállított kísérletnél a kezelt talajokból 1-1 g-ot mértem be. Ezt követően 10 ml 2 g/l-es illetve 20 g/l-es NaHCO_3 oldattal történt a feltöltés

és 24 órás folyamatos rázatás után megmértem a pH-t. A mért értékek alapján megállapítható volt, hogy a 20 g/l-es NaHCO_3 koncentrációjú oldat modellezi leginkább a magas mésztartalmú talajokat ($\text{pH} \geq 8$).

A talajkivonat potenciálisan toxikus elem koncentrációi 4210 MP-AES Mikrohullámú Plazma Atomemissziós Spektrométerrel kerültek meghatározásra. A meghatározásokat a magas EDTA és NaHCO_3 koncentráció miatt és a mátrixhatás csökkentése érdekében minden esetben a kereskedelmi forgalomban levő standard oldatokhoz viszonyítva 20-szoros hígításból végeztem.

A kapott koncentrációs adatok és a hozzáadott anyagmennyiségek ismeretében elvégezhető mérlegszámítások alapján kiszámításra került az EDTA hatása a vizsgált elemek talajból történő extrahálhatóságára. Mindezek mellett a kapott adatok megbízhatóságának meghatározása varianciaanalízissel és lineáris regresszióanalízissel történt (lásd 3.3.2 fejezet).

A kísérletből származó adatok elemzése mellett a VisualMinteq3.1 termodinamikai modellező program segítségével az EDTA potenciálisan toxikus elemekre gyakorolt, oldhatóságot befolyásoló hatása modellezhető. A program a szakirodalomban ismert oldhatóságot, aktivitást, kémiai egyensúlyokat jellemző termodinamikai összefüggések felhasználásával iterációval számítja ki az adott összetételű oldatban kialakuló egyensúlyokat, az oldott, illetve kicsapódott anyagmérleget. Az adott modellező program általánosságban nem képes kezelni a szorpció folyamatokat, így a talaj-víz rendszerben végbemenő folyamatok pontos leírására nem használható teljes mértékben, azonban megadja az oldott-csapadék arányokat. Az így kiszámolt oldatkoncentrációknál nagyobb koncentrációk nem alakulhatnak ki az oldatban. A modellszámításoknál az az egyensúlyi állapot feltételezhető, hogy a talajszemcsék felületéről minden anyag az oldatba került, majd ebből csapadék képződik oldhatatlan formában. Vagyis a modellből származó adatoktól kisebb oldatkoncentrációk alakulnak ki az oldatban az EDTA hatására.

3.2.1. Modellszámítások az EDTA-val való oldhatóság vizsgálatára

Az EDTA-val való oldhatóság vizsgálatára szolgáló modellszámítások során az oldatban levő ionok koncentrációjának számítására két független változót, a vizsgált ionok NA-EDTA-koncentrációját és a pH-értéket használtuk a következők szerint:

- A vizsgált ionok: Al^{3+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Sn^{2+} , Zn^{2+}
- Na-EDTA koncentrációk (mg/kg): 0, 125, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, 3000, 3500, 4000, 4500, 5000, 5500, 6000, 6500, 7000, 7500, 8000, 8500, 9000, 9500, 10000, 11000, 12000, 14000, 16000, 20000, 32000, 64000, 128000

- pH-érték: pH 3 és pH 10 között, 0,5 egységenként változtatva

A modellszámítások eredményei háromdimenziós ábrákon jelennek meg, ahol az x tengelyen az EDTA koncentráció logaritmusa, az y tengelyen a pH-érték, a z tengelyen pedig a számított fémion-koncentráció jelenik meg.

3.3. Az adatok kiértékelésének módszerei

3.3.1. VisualMINTEQ program

Az elmúlt két évtizedben a szennyező anyagok környezetben történő viselkedését szabályozó fizikai, kémiai és biológiai folyamatok műszaki megértése területén jelentős előrehaladás történt. Fontos előrelépést jelentenek azok a kvantitatív matematikai modellek, amelyeket most használnak az egymással versengő folyamatok vagy reakciók a szennyező anyagok általános viselkedésére gyakorolt hatásainak leírására. A szennyező anyagok viselkedésének előrejelzésére számos, több éves kutatás eredményeképpen kifejlesztett matematikai modell áll rendelkezésre. Az általam is használt MINTEQ A2 modell egy geokémiai egyensúlyi specifikációs modell híg vizes rendszerekhez. Az eredeti MINTEQ-et a Battelle Pacific Northwest Laboratory-ban dolgozták ki termodinamikai adatbázissal. A modell felhasználható a híg vizes oldatok egyensúlyi összetételének kiszámítására, továbbá fel lehet használni az oldott, adszorbeált és több szilárd fázis közötti tömegeloszlás kiszámítására különböző körülmények között, beleértve az állandó parciális nyomású gázfázist is (Allison et al. 1991).

A VisualMINTEQ kiterjedt termodinamikai adatbázissal rendelkezik, amely alkalmas a problémák széles körének megoldására, anélkül, hogy további felhasználó által biztosított egyensúlyi állandókra lenne szükség. A standard adatbázis könnyen módosítható, ha hiányos vagy elégtelen lenne az adott problémához. A rendelkezésre álló fémion adszorpció adatok empirikus jellege azt a tényt tükrözi, hogy a természetes adszorbens fázisok gyakran amorf anyagok keverékeként fordulnak elő, amelyek kémiai viselkedése helyenként eltérő. Emiatt az adszorpció adatok és a probléma-specifikus ismeretei a felhasználó belátására vannak bízva (Allison et al. 1991).

3.3.2. Statisztikai elemzések

A kísérletek alatt gyűjtött adatokat elsőként varianciaanalízis segítségével elemeztem, mely vizsgálatok alapján az adatcsoportokban az eltérő vagy kiugró értékeket tudtam kiszűrni.

Mindezek mellett az elemzés segítette megállapítani, hogy az egyes csoportok milyen mértékben különböznek egymástól. Ebben az esetben a mintavételi idő és az egyes potenciálisan toxikus elemek csoportjainak összefüggéseit vizsgáltam. A varianciaanalízis eredménye azt mutatta, hogy az elemek mintavételi idő szerint tovább csoportosíthatónak bizonyultak. A laboratóriumi kísérlet esetében a lineáris regresszióanalízis megfelelőnek bizonyult, mivel a kísérlet beállításainak köszönhetően az egyes talajparaméterek potenciálisan toxikus elem visszatartó képessége elhanyagolhatóvá vált, továbbá a talajokhoz adott mesterséges szennyezés esetében az elemkoncentrációk ismertek és azonosak voltak, melyek hatására a talajoldatokban az egyes elemek mennyisége lineáris változást mutatott a kezelések hatására. A szántóföldi kísérletek esetében a talaj és környezeti hatásoknak, valamint az elemtartalmak különbségeinek köszönhetően a vizsgált összefüggések nem minden esetben mutattak lineáris összefüggést. Ezt kezelendő, IBM SPSS Statistics version 27 program segítségével rangkorrelációs vizsgálatot végeztem az adatokkal, melyek idő szerint voltak csoportosítva. A csoportosítás szükségességét az évenkénti és évszakonkénti különbségek indokolták, továbbá a varianciaanalízis alapján kimutatható volt a műtrágyázás befolyásoló hatása is.

A szántóföldi kísérleti eredményeken klaszteranalízist végeztem el. Az elemzés szükségességét az egyes potenciálisan toxikus elemtartalmak mintavételi pont szerinti eloszlásai indokolták.

Elsőként a szántóföldi kísérletből származó adatokat varianciaanalízisnek vetettem alá (*F-próba*), ahol az átlagok azonosságának/különbségének kimutatása során a csoportokon belüli és csoportok közti varianciák nagyságát hasonlítottam össze (Szűcs 2004).

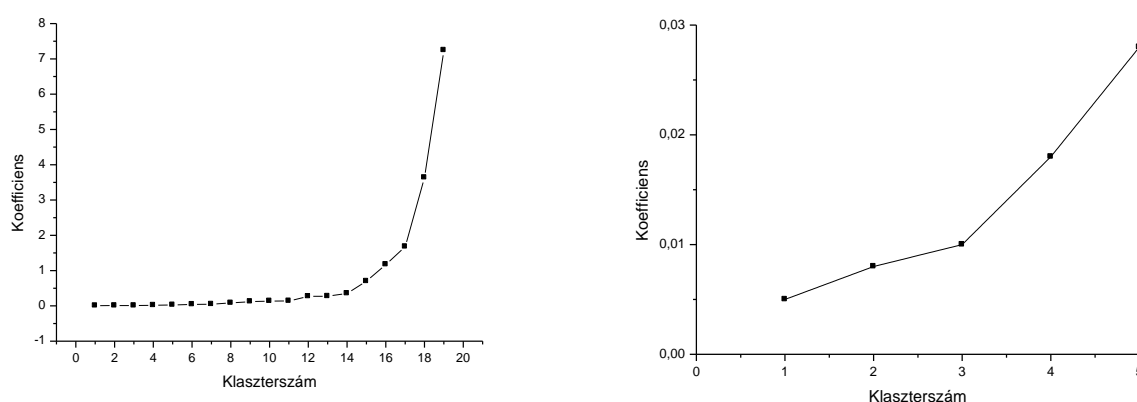
Lineáris regresszióanalízissel a különböző mintavételi időpontokban vett mintákat hasonlítottam össze. Ekkor a különböző mintavételi pontok egyes elemtartalmait (például a Na és Ca tartalmát) hasonlítottam össze 27 verziójú SPSS program segítségével. A kísérletekből származó adatok esetében az összefüggések típusát (pozitív vagy negatív) nem vizsgáltam, mivel az azonos időpontban vett minták egyes elemkoncentrációi több esetben is más-más típusú kapcsolatot mutattak. Ekkor az egyes elempárok koncentrációi hasonlóan viselkedtek, azonban akár negatív, akár pozitív volt a korreláció, és a kapcsolat szorossága hasonló volt. Ez a jelenség a környezeti és talajadottságok befolyásoló hatása miatt volt lehetséges, ahol ugyanazon 2 elem között lehet negatív és pozitív is a korreláció a korrelációs koefficiens. Mindezek mellett a célkitűzéseim alapján a kapcsolat fennállását szerettem volna bizonyítani az elvégzett elemzések segítségével.

A nem lineáris összefüggés vizsgálatát rangkorrelációval végeztem. A korreláció számításának alapelve a függő változók rangszámai és a hozzájuk tartozó független változók rangszámainak abszolút értékű különbsége adja. Ezt követően meghatározásra kerülnek a $Q_{0,5}$ -höz tartozó kvartilisek, majd ezek segítségével a koordinátarendszerben ábrázolt pontok 4 tartományba oszthatók. Az első tartományban jelenlévő pontok számát osztva a mintaelemek számával

megállapításra kerül az empirikus valószínűség, majd a korrelációs együttható. Az ilyen módon megállapított korrelációs együtthatókat a program egy korrelációs mátrixba rendezte, ahol a korrelációkhoz tartozó szignifikancia szinteket is jelölésre kerültek (Rétháti 1985).

Az elemzés előnye, hogy nem egy konkrét függvényt illeszt a kísérleti adatokra, hanem az adatok szigorú monotonitását veszi figyelembe és ez alapján állapítja meg az adatok, ez esetben a különböző potenciálisan toxikus elemek kapcsolatát.

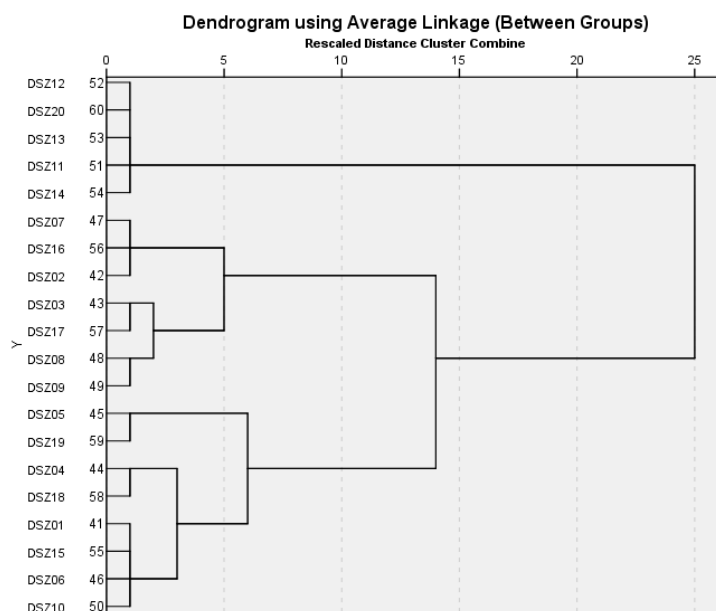
A szántóföldi kísérletből származó adatokat 27 verziójú SPSS program segítségével klaszter analízisnek vettem alá. A klaszter analízis olyan módszer mely segítségével az adatok szétválaszthatóak és csoportosíthatóak, majd az elkülönített csoportok egymással összevethetők és varianciaanalízissel vizsgálhatók. Az elemzés szükségességét a gyűjtött adatok összefüggései alapján állapítottam meg, miszerint az előzőekben ismertetett regressziók által megállapított kapcsolatok és azok koordináta rendszerben való ábrázolása esetén különös jelenségek voltak megfigyelhetők az egyes mintavételi pontok esetén különösen a magasság és mésztartalom függvényében. Az analízis ebben az esetben is az egyes mintavételi idők szétválogatásával kezdődött, majd 27 verziójú SPSS segítségével a hierarchikus klaszter analízist végeztem el, ahol a vizsgálat a függő változókat (melyek az alaptalaj paraméterek és a potenciálisan toxikus elemtartalmak voltak) bontotta csoportokra a mésztartalom és a magasság függvényében. Ekkor a vizsgálat során megállapításra kerül az agglomeration schedule táblázat, mely segítségével megállapítható az optimális klaszterszám (Ilonczai 2014). A táblázat alapján egy koordináta rendszerben ábrázolhatók a klaszterszámok és a hozzájuk tartozó koefficiensek. Az optimális klaszterszám az első inflexiós pontnál van, az ezt követő pontok esetében a megállapított klaszterszámokhoz tartozó koefficiensek ugrásszerűen megnőnek, mindezek mellett szakmai szempontok szerint is szükséges bírálni klaszterszámot.



11. ábra – Klaszterszám megállapításához szükséges koefficiensekhez tartozó diagramok.

Az 11. ábrán látható diagrammok esetében a jobb oldali diagram az optimális klaszterszám megállapítása érdekében készült, ahol is az adott klaszterszámhoz tartozó koefficiensek (agglomeration schedule coefficients) kerültek ábrázolásra. A bal oldali diagramon látható, hogy a klaszterszám és a koefficiensek görbéjénél egy ugrás jelenik meg. Az ugrás, vagyis törés pont a klaszterek optimális számát mutatja, vagyis ez esetben a 3-as klaszter lesz ideális. Mindezek mellett mivel a területen jelentős mértékben változik a mésztartalom, továbbá a lejtő is feltételezhetően nagy hatást gyakorol a potenciálisan toxikus elemek mennyiségére, ezt a két paramétert állítottam be az optimális klaszterszám megállapításához az 27 verziójú SPSS programban.

A további vizsgálatokhoz az összevonó hierarchikus klaszter esetében azok az adatok, majd csoportok (between linkage) kerültek összevonásra, melyek a legközelebb voltak egymáshoz a négyzetes euklideszi távolságszámítás alapján. Az így meghatározott csoportok dendrogram segítségével kerültek bemutatásra.



12. ábra – A 3. mintavétel adataiból készített dendrogram.

A hierarchikus klaszter esetében továbbá lehetőség volt a klaszterszámok megadására. A 3 klaszterszám meghatározását követően a 8. táblázatot készítettem el, melyben látható, hogy a 4. mintavételi időponthoz tartozó adatok kivételével nagyságrendileg azonos kategóriákba estek a pontok, melyek a magasság és a mésztartalom alapján lettek elkülönítve.

8. táblázat – Hierarchikus klaszter által készített kategóriák és az azokba tartozó mintavételi pontok.

1. mintavétel		2. mintavétel		3. mintavétel		4. mintavétel		5. mintavétel		6. mintavétel	
klaszt er	klaszt er	mintaszá m	klaszt er	mintaszá m	klaszt er	mintaszá m	klaszt er	mintaszá m	klaszt er	mintaszá m	klaszt er
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
5	1	5	1	5	1	5	1	5	1	5	1
6	1	6	1	6	1	6	1	6	1	6	1
10	1	10	1	10	1	10	1	10	1	10	1
15	1	15	1	15	1	15	1	15	1	15	1
18	1	18	1	18	1	18	1	18	1	18	1
19	1	19	1	19	1	19	1	19	1	19	1
2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	2	2
3	2	3	2	3	2	3	1	3	2	3	2
4	2	4	2	4	2	4	1	4	2	4	2
7	2	7	2	7	2	7	1	7	2	7	2
8	2	8	2	8	2	8	2	8	2	8	2
9	2	9	2	9	2	9	2	9	2	9	2
16	2	16	2	16	2	16	2	16	2	16	2
17	2	17	2	17	2	17	2	17	2	17	2
11	3	11	3	11	3	11	3	11	3	11	3
12	3	12	3	12	3	12	3	12	3	12	3
13	3	13	3	13	3	13	3	13	3	13	3
14	3	14	3	14	3	14	3	14	3	14	3
20	3	20	3	20	3	20	3	20	3	20	3

A táblázatban szereplő klaszterek alapján az átlagos klaszterszámok a következők voltak:

- 1 csoport: 01, 05, 06, 10, 15, 18 és 19 tartozik az,
- 2. csoport: 02, 03, 04 ,07, 08, 09, 16 és 17 tartozik a,
- 3. csoport: 11, 12, 13, 14 és 20-as mintavételi pontok tartoznak.

A 2 pont az esetek 66,6%-ban tartozott a 2 kategóriába, így ezt a pontot oda soroltam minden mintavételi időpont esetében, gondolva a mintavételi bizonytalanságra. Mindezek mellett ennél a pontnál a mésztartalom ($\text{CaCO}_3\%$) jelentős változást nem mutatott, de más paraméterek esetében (mint például a humusztartalom) jelentős mértékben eltérnek egymástól a mért értékek.

Ezt követően az 27 verziójú SPSS-ben a megfelelő mintapontokhoz tartozó (8. táblázatban szereplő) klaszterszámok ismeretében elkészíthető a csoportok közötti varianciaanalízis. Az előkészítés elsőként az adatok -1 és 1 közötti értékekre való normálásával kezdődött, majd ezt követően már maga a klaszterelemzéssel folytatódott. A 27 verziójú SPSS-ben lehetőség nyílt az egyes csoportok közötti varianciaanalízisre, továbbá az egyes csoportokon belüli kiugró értékek és a csoportok közötti eltérések voltak vizsgálhatók. Minden esetben szerencsés, ha a csoportokon belül szignifikáns eltérés nincs, míg a csoportok között ezzel szemben jelentős eltérés tapasztalható. Mindezek mellett egyes paraméterek esetében ezek az analízisek szélsőséges

eseteket is mutattak, amikor a csoportokon belül szignifikáns különbségek voltak és a csoportok között jelentős eltérés nem volt tapasztalható. Ezek az eltérések nem meglepőek, hiszen például a nitrogénformák esetében a műtrágyázás hatását az eredmények összefüggésére igen nehéz megállapítani.

Mindezek mellett a 27 verziójú SPSS k-means klaszter funkcióját alkalmazva a mért talajparamétereket is figyelembe véve történik a felosztás. Az előző elemzéshez képest itt a klaszterekbe tartozó esetek számai jobban eltérnek egymástól. Ez a jelenség annak köszönhető, hogy egyes elemek függetlenebbek lehetnek a többi talajparamétertől.

Mindkét klaszterelemzést kövözően a megalkotott csoportokat varianciaanalízisnek vettem alá.

4. Eredmények értékelése

4.1. Szántóföldi kísérletből származó eredmények

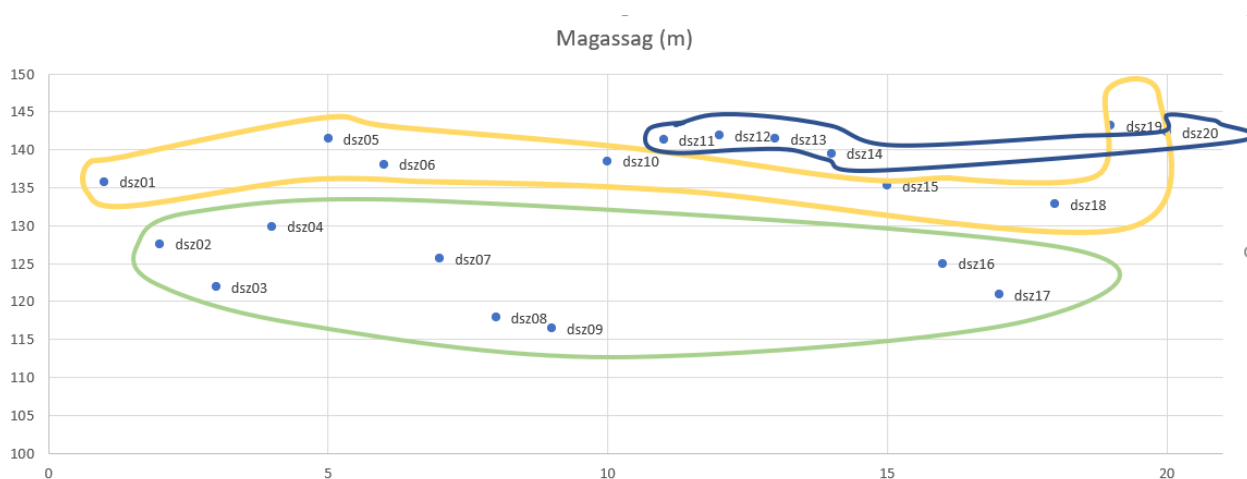
A szántóföldi kísérletből származó adatokat elsőként varianciaanalízis segítségével vizsgáltam meg annak érdekében, hogy azonosíthassam az azonos agrotechnikai kezelések és az eltelt idő alatti egyéb hatások milyen mértékben befolyásolták a vizsgált talajparamétereket. Mindezek mellett regresszióanalízissel megvizsgáltam az egyes paraméterek hatását a potenciálisan toxikus elemek mobilizálhatóságára, illetve megvizsgáltam ezen elemek mobilizálhatósága milyen összefüggésben vannak egymással.

4.1.1. A szántóföldi kísérletből származó adatok statisztikai elemzése

Varianciaanalízissel megvizsgáltam, hogy az agrotechnikai beavatkozások és az eltelt idő alatt bekövetkező egyéb hatások mely talajparaméterekben okoztak szignifikáns változást. A varianciaanalízist ez első 3 mintavételi időpontban (2017 novemberi, 2018 áprilisi és júniusi) vett minták esetében végeztem el egy mintavételi pontra vonatkoztatva. A vizsgált minták minden esetben 3 ismétléssel készültek. A későbbiekben vett minták más időpontban történő mérése, illetve az analitikát végző berendezés karbantartása és alkatrészeinek cseréje a minták mérési eredményének nagyságrendi változását okozták, így a 2017. novemberi, 2018. áprilisi és júniusi, egy időben mért talajok adataiból készült a varianciaanalízis. Mindezek mellett az egy időben vizsgált beltartalmi paraméterek összehasonlíthatók, melyek a későbbi alfejezetekben kerülnek bemutatásra.

A 2017 novemberéből, a 2018 áprilisából és júniusából származó talajminták statisztikai elemzését elvégezve számos szignifikáns különbséget tapasztaltam az egyes mintavételi pontok esetében és ezen fejezetben csak a legfontosabb különbségeket és összefüggéseket szeretném kiemelni, mivel jelentős mennyiségben találtam szignifikáns különbséget a mért paraméterek között.

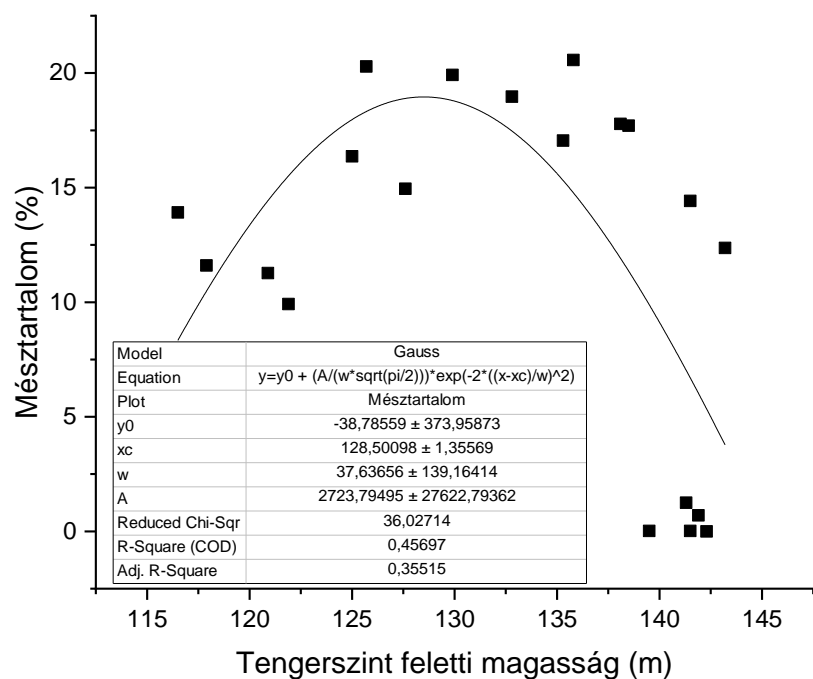
Elsőként a domborzati hatások elemtartalomra gyakorolt hatását vizsgáltam meg. Az anyag és módszer fejezetben ismertetett klaszterelemzés alapján a magasságok esetében a 3 kategória került megállapításra (13. ábra).



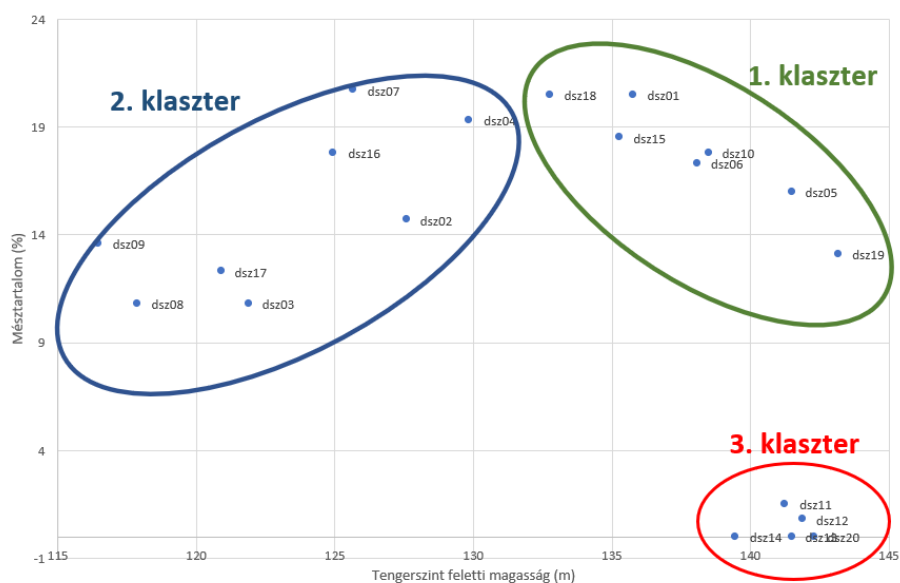
13. ábra – A klaszteranalízisből származó csoportok a magasság függvényében. (magyarázat: zöld jelölés: 1. klaszter, sárga jelölés: 2. klaszter, kék jelölés: 3. klaszter)

Az ábrán látható, hogy a hierarchikus klaszterelemzés eredményeként kapott klaszterek esetében a magasságok elkülönülnek. Ebben az esetben megállapítható, hogy a 19-es minta kivételével (mely a területen lévő 2 talajtípusnak következménye) a magasság alapján létrejött csoportosítás esetén elkülönülnek a dombtetőkről, lejtőkről és völgyi részekről származó minták. Ez az eredmény nem meglepő, hiszen a klaszterelemzés alapját képezte a magasság, azonban ez még a mésztartalommal is ki lett egészítve, mely esetén kijelenthető, hogy a 2 paraméter nem független egymástól. A paraméterek egymástól függését a területet meghatározó eróziós folyamatok okozzák, miszerint a domborzati viszonyoknak megfelelően a lejtőkön a talajok lemosása a legerőteljesebb és a völgyi részekben a lejtőről származó talajrészek felhalmozódnak. Ezzel szemben a dombtetőkön a talajképződés és pusztulási folyamatok nagyságrendileg azonos ütemben zajlanak.

Az előző fejezetben ismertetett eredményeket alapul véve a felsorolt tulajdonságokat a talajok mésztartalmával vettem össze. A 15. ábra pontjaira Gauss függvényt illesztettem. Ekkor feltételeztem, hogy a mésztartalom az erózióval arányos és ezek után az erózió a lejtőszöggel arányos (közepes magasságoknál vártuk a nagyobb lejtőszöget), továbbá az adatok esetlegesen véletlenszerű megoszlást mutathatnak, miszerint a Gauss függvény maximum helye az az átlagos magasság, amely helyen a legnagyobb eróziós hatás várható.



15. ábra – Tengersizt feletti magasság normál eloszlási kapcsolata a mésztartalommal.



16. ábra – A mésztartalom és a tengersizt feletti magasság adataiból származó klaszterek.

A 15. és 16. ábrákon látható jelenség azzal magyarázható, hogy a dombtetőkön viszonylag gyenge eróziós erők vannak, melyek hatására a talajképző folyamatok túlsúlyba kerültek, vagyis a talajképződés sebessége nagyobb, mint a talajpusztulása (3. klaszter). Ezzel szemben a „közepes magasságokon”, melyek a lejtők az eróziós folyamatok dominálnak és a meszes altalaj felszínre

került (2. klaszter). Az utolsó kategória az eróziós bázisok, melyekbe a lejtőkről származó talajrészek kerültek és ezek mésztartalma elkezdett felhalmozódni (1. klaszter).

A további adatokat varianciaanalízissel vizsgáltam. Az alap talajparaméterek közé tartoznak a következő vizsgálati elemek: az Arany-féle kötöttség, a pH-értékek (vizes és KCl-es), a mésztartalom, a humusztartalom és a nitrogéntartalom (összes nitrogén, ammónium-nitrogén, nitrát-nitrogén és ezek összege az összes nitrogén). A 9. táblázat adataiból látható, hogy a **nitrogén** különböző formái szinte minden esetben szignifikánsan különböztek egymástól. Ez nem meglepő eredmény, mivel a műtrágyázás hatására a talajok nitrogéntartalma jelentősen megnő, majd a növény növekedésének következtében csökken, emellett a szerves és szervetlen nitrogénformák egymásba alakulását jelentős mértékben befolyásolja a hőmérséklet, a nedvesség és számos egyéb környezeti paraméter. A minták nitrogéntartalmának változásában a vizsgálati terület domborzati viszonyai is szerepet játszhatnak: az intenzív esőzések és a gyér növényborítottság hatására a talaj felső része elmozdulhat a völgyi részekbe, ott dúsítva a tápanyagokat.

9. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegcsői talajminták) nitrogéntartalmának különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

DS Z \ Idő	NH ₄ mg/kg				NO ₃ mg/kg				Összes N mg/kg			
	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	SzD(5%)	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	SzD(5%)	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	SzD(5%)
01	0,32	12,8	4,9	0,98	1,11	6,7	5,1	0,62	1,43	19,5	10	1,30
02	0,45	3,9	5,5	0,34	1,31	5,4	12,1	0,94	1,76	9,3	17,6	0,15
03	0,38	4,9	5,5	0,40	0,9	14,3	8,3	0,44	1,28	19,2	13,8	1,40
04	0,17	2,5	1,9	0,17	0,73	5,4	5,3	0,32	0,9	7,9	7,2	0,35
05	0,43	11,6	4,4	0,72	0,86	3,7	4,7	0,29	1,29	15,3	9,1	0,46
06	0,39	5,3	4,4	0,18	0,86	3,6	6,6	0,13	1,25	8,9	11	0,83
07	0,36	4,9	6,1	0,26	0,66	6,7	4,3	0,50	1,02	11,6	10,4	0,45
08	0,47	8,9	4,7	3,65	1,18	7,8	10,6	4,83	1,65	16,7	15,3	8,22
09	0,28	4	3,6	1,95	0,86	2,9	11,5	4,34	1,14	6,9	15,1	6,03
110	0,62	11,1	4,7	4,41	1,67	1,6	8,6	3,24	2,29	12,7	13,3	6,70
111	0,39	1,1	4	0,13	0,99	2,4	9,3	0,59	1,38	3,5	13,3	0,85
112	0,58	2,5	3,6	0,16	2,14	6,6	10	0,71	2,72	9,1	13,6	0,88
113	0,45	4,9	7,6	0,38	1,5	1,4	8,5	0,35	1,95	6,3	16,1	0,91
114	0,41	3	7,2	0,17	1,82	3,3	8,3	0,40	2,23	6,3	15,5	0,50
115	0,66	4,2	4,2	0,36	1,45	0,5	10,4	0,60	2,11	4,7	14,6	0,35
116	0,34	4	4	0,11	1,99	0,9	18,3	0,98	2,33	4,9	22,3	1,07
117	0,41	3,7	4,2	0,18	1,18	0,7	12,3	0,45	1,59	4,4	16,5	1,21
118	0,45	1,4	3,4	0,16	0,96	7,4	15,2	1,07	1,41	8,8	18,6	0,49
119	0,56	7,6	12,7	5,35	2,48	1,2	11,9	4,45	3,04	8,8	24,6	9,56
220	0,54	8,1	14,4	6,01	1,58	1,6	14,4	5,32	2,12	9,7	28,8	11,02

A felsorolt alap talajparaméterek közül a következő az Arany-féle kötöttség, amely azonos mintavételi helyen különböző időpontban vett minták között szignifikáns különbségeket csak elenyésző számban találtam (10. táblázat). Ebben az esetben a 60 adatból 12 esetben volt szignifikáns differencia, vagyis csak az esetek 20%-ban mondható, hogy a mért értékek különböznek egymástól. Az eltérések ebben az esetben a mintavételi pontatlanságból származhatnak, hiszen az ismétlések nagymértékben nem különböznek egymástól. Mindezek mellett az egyes mintavételi pontok Arany-féle kötöttségi értékein megfigyelhető az értékek csökkenése az idő előrehaladtával. Ez esetben lehetséges, hogy a nem megfelelő mezőgazdálkodási technikák alkalmazása okozhatja a talajszerkezet romlását. Mindezek mellett szükséges megemlíteni, hogy 3 különböző mintavételi időpontból származnak a minták, melyek ezidáig nem nevezhetők hosszú távú megfigyelésnek.

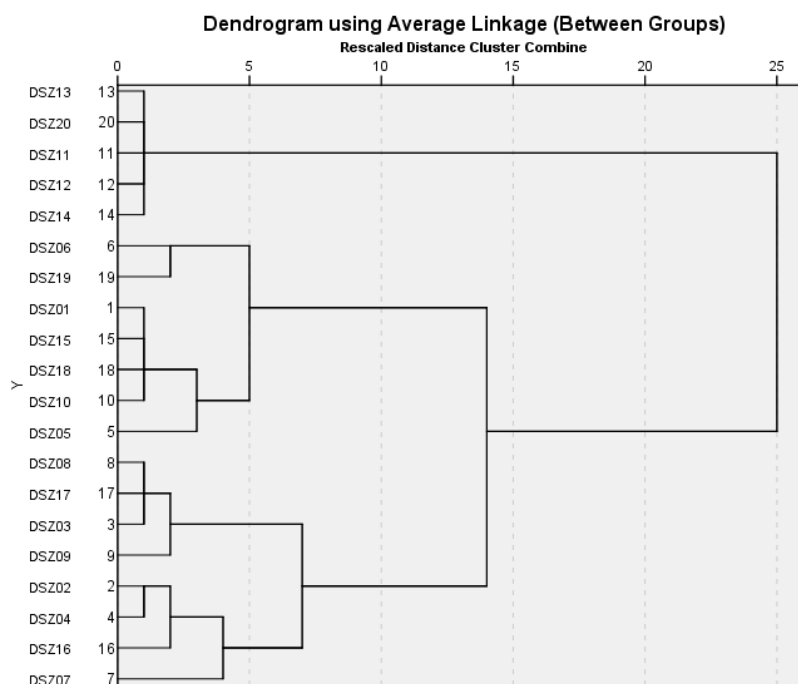
10. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegcsői talajminták) Arany-féle kötöttségének, pH értékeinek, mésztartalmának és humusztartalmának különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

	Ka				pH _{H2O}				pH _{KCl}				CaCO ₃ %				H%			
DSZ \ Idő	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)
1	41	40	38	1,80	7,9	8,1	8,5	0,36	7,1	7,3	7,6	0,42	20,5	20,6	20,4	1,45	1,19	1,18	1	0,08
2	44	42	40	2,67	7,9	8,1	8,4	0,65	7	7,3	7,6	0,67	14,5	14,1	15,5	0,80	1,71	1,83	1,94	0,16
3	43	41	39	5,02	7,8	8	8,3	0,22	7	7,3	7,5	0,55	9,4	13	10,1	0,76	2	2,17	1,91	0,18
4	40	38	38	3,31	7,8	8	8,5	0,41	7,2	7,3	7,7	0,38	15,3	21,3	21,4	1,18	1,09	0,83	1,61	0,06
5	43	44	41	3,66	7,8	8	8,4	0,85	7,1	7,3	7,6	0,65	22,2	12,9	12,8	1,95	1,81	1,99	1,67	0,17
6	38	40	40	3,87	7,9	7,9	8,4	0,65	7,3	7,3	7,7	0,65	14,5	18,4	19	1,24	0,88	1,22	1,57	0,05
7	43	40	39	4,10	7,9	8	8,5	0,67	7	7,3	7,6	0,73	23,1	19,8	19,1	1,73	1,22	0,88	1,37	0,10
8	44	43	41	2,68	7,8	7,8	8,4	5,03	6,9	7	7,5	4,49	10,7	11,1	10,5	6,79	2,08	2,01	2,1	1,31
9	44	41	40	2,68	7,7	7,8	8,4	5,03	6,8	7,3	7,6	4,57	14,2	13,4	13,3	8,57	1,32	0,73	1,69	0,82
10	42	42	42	2,68	7,8	7,9	8,5	5,12	7	7,2	7,6	4,60	19,1	18	16,4	11,28	1,54	1,92	1,51	1,05
11	44	44	42	4,18	7,9	8,1	8,3	0,96	7,1	7,1	7,4	0,50	1,7	1,7	1,1	0,11	2,15	0,87	2,17	0,11
12	44	42	42	0,80	7,8	7,8	8,2	0,89	7	7	7,3	0,92	1,2	0,7	0,5	0,05	2,28	2,51	2,74	0,20
13	45	41	42	3,59	7,1	6,9	7,2	0,59	6,4	6,2	6,4	0,44	0,1	0	0	0,00	2,59	1,75	2,51	0,24
14	44	39	42	3,47	7,2	7,2	7,5	0,34	6,4	6,3	6,6	0,64	0,1	0	0	0,00	3,15	2,8	2,42	0,20
15	43	41	39	4,73	7,8	8	8,4	0,72	7,1	7,3	7,6	0,43	19,3	17,1	19,2	1,99	1,73	1,15	1,59	0,10
16	44	41	42	2,76	7,8	7,9	8,3	0,75	7,1	7,3	7,5	0,31	17,9	18,7	16,7	1,50	2,28	2,04	2,06	0,20
17	44	39	41	2,82	7,8	8,1	8,4	0,26	7,1	7,3	7,6	0,63	13	12,5	11,4	0,76	1,38	1,6	1,36	0,07
18	41	40	39	3,05	7,8	8	8,3	0,79	7,2	7,4	7,6	0,46	20,7	19,6	21,1	1,89	2,1	1,41	1,86	0,12
19	43	42	42	2,66	7,7	7,9	8,3	5,02	7	7,3	7,5	4,58	12	13,3	14	8,32	2,56	1,87	1,79	1,32
20	43	42	41	2,64	7	7,1	7,4	4,51	6,1	6,4	6,6	4,02	0	0	0	0,00	2,26	3,21	2,49	1,69

A 10. táblázatban jelzett szignifikáns különbségeket vizsgálva megfigyelhető, hogy amennyiben a pH értékek között szignifikáns különbség látható, abban az esetben a mésztartalom adataiban nem figyelhető meg szignifikáns különbség. Ez a jelenség a talajok mésztartalmának pufferelő képessége miatt lehetséges. Az előzőekben ismertetett fordított arányosság nem minden mintavételi időpontra igaz. A 18-as, 19-es és a 20-as ponton vett minták esetében egyik vizsgált paraméter adatai között sem találtam szignifikáns különbséget. Ezen mintapontok esetében azonban különbség van, mind a mésztartalom (például: DSZ18 20%, míg a DSZ20 0% mésztartalom), mind az egyes pH értékek között (például: DSZ18 8,3 míg a DSZ20 7,4 pH_{víz}-es érték). Ez az eredmény a klaszteranalízis eredményeinek ellentmond, azonban szükséges megemlíteni, hogy a vizsgált területen két különböző talajtípus is volt, amelynek következménye ez az eltérés.

A pH értékek további mintavételi pont érdekessége, hogy a 11-14-es és 20-as pontból származó minták esetében a többi minta adataihoz képest alacsonyabbak voltak a pH értékek, azonban

ezen a helyeken a mésztartalom is jelentősen kevesebb volt a többi mintához képest. Ez az összefüggése mutatja, hogy a talajok mésztartalma hatást gyakorol azok pH-értékére. Ezt az összefüggést a hierarchikus klaszterelemzés is alátámasztja: a következő dendrogramon (17. ábra) látható, hogy a DSZ 11, DSZ 12, DSZ 13, DSZ 14 és DSZ 20 minták esetében a mésztartalom egy közel 0%-os mésztartalmú klaszternek felel meg.



17. ábra – 1. mintavételi időpont adataiból készült dendrogram a magasság és a mésztartalom alapján.

Amennyiben a többi elemre készítettem el a dendrogramot, csak 2 csoportot lehet elkülöníteni: van függés a Ca^{2+} -iontól, de nem minden vizsgált paraméter esetében, vannak más tényezők is, melyek eddig nem táródtak fel. Mindezek mellett a DSZ 8, DSZ 9, DSZ 10, DSZ 19 és DSZ 20 mintáknál nagyon nagy volt a szórás, így minden esetben bizonytalan a különböző klaszterbe való kerülésük a lejtés és a hozzá kapcsolódó eróziós hatások miatt.

Továbbá ezen eseteknél magasabb humusztartalom volt mérhető, mely negatív összefüggést feltételez a mésztartalommal. Az ilyen és ehhez hasonló összefüggések a további elemzését a következő szakaszokban szeretném prezentálni, mivel a varianciaanalízis alapján feltételezhető volt, hogy az egyes paraméterek között valamilyen kapcsolat áll fenn.

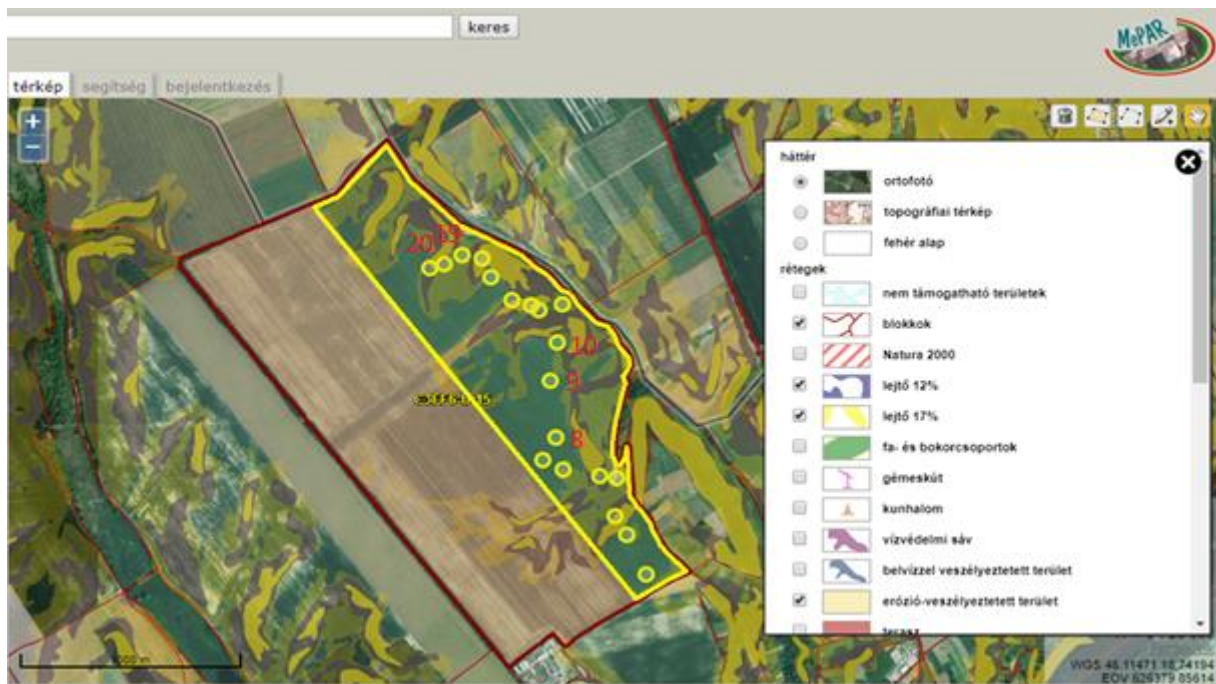
Az alap talajparamétereket követően megvizsgáltam a könnyen oldható P és K értékeit (11. táblázat). Ez esetben elmondható, hogy a két érték szignifikáns különbségei közel azonos számú mintavételi pontoknál fordult elő.

11. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegcsői talajminták) könnyen oldható P₂O₅ és K₂O különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

DSZ \ Idő	P ₂ O ₅ mg/kg				K ₂ O mg/kg			
	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5%)
1	62,9	46,2	65,4	4,28	103	111	108	10,05
2	161	134	149	14,03	192	201	213	14,64
3	95,4	70,1	65,2	4,02	175	215	195	10,01
4	86,4	76,8	54,9	2,94	64,2	110	68,3	3,95
5	80,5	66,5	53,6	2,17	152	209	160	18,21
6	34,7	38,6	19,1	1,62	74,1	115	86,7	7,64
7	50,4	74,7	43,6	4,46	78,6	138	89,2	5,36
8	100	128	71	64,16	395	243	192	182,75
9	135	182	92,4	88,62	198	234	190	130,50
10	98,8	84,1	44,7	49,84	241	266	177	145,30
11	118	124	125	8,92	229	208	247	18,34
12	138	107	122	12,33	237	247	319	26,61
13	230	163	201	16,45	310	356	276	28,97
14	103	80	90,7	6,39	215	265	227	19,37
15	134	164	84	12,53	138	199	125	10,43
16	184	142	203	6,70	180	170	141	15,54
17	278	245	298	25,97	241	195	205	20,80
18	199	130	107	10,90	194	218	126	12,50
19	194	166	108	101,17	288	304	180	165,32
20	126	116	63,8	66,20	204	292	197	147,99

Az 11. táblázatból kiolvasható, hogy a könnyen oldható K- és P tartalom eredményei azonos mintapontok esetén nagy hasonlóságot mutatnak. Ezek alapján nem volt szignifikáns különbség a P tartalom esetén a DSZ 10, DSZ 11, DSZ 19 és DSZ 20 mintavételi pontok értékeiben, továbbá azonosan 3 szignifikánsan különböző eredmény volt az adatokban a következő mintapontoknál: DSZ3, DSZ 4, DSZ 5, DSZ 6, DSZ 7, DSZ 13, DSZ 14, DSZ 15 és DSZ 18.

A varianciaanalízis alapján a könnyen oldható P- és K tartalom hasonló arányokban van jelen az egyes mintavételi pontokban. A magas SzD_{5%}-os értékeket kiemelve és tovább vizsgálva, melyek a DSZ 8, DSZ 9, DSZ 10, DSZ 19 és DSZ 20 mintavételi ponthoz tartoznak, megállapítható, hogy a már ismertetett mésztartalommal összevetve azonos mintavételi pontoknál magas az adatok közötti szignifikáns differencia szintje.



18. ábra – DSZ 8, DSZ 9, DSZ 10, DSZ 19 és DSZ 20 mintavételi pontok ábrázolása térképen.

A 18. ábrán látható mintavételi pontokról elmondható, hogy a dombok azonos lejtésirányú lejtőiről van szó, mely esetén a vízerózió adott irányban történő hatása lehet az adatok nagy szórásának indoka. Ez a nagy szórás több potenciálisan toxikus elem esetébe is megjelent a varianciaanalízis alapján.

12. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegcsői talajminták) Li, Na és Rb koncentrációs különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

DSZ \ Idő	Na mg/kg				Li mg/kg				Rb mg/kg			
	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5%)
1	182,0	178,6	179,8	15,7	4,8	4,5	4,2	0,4	0,3	0,1	0,0	0,0
2	150,4	136,1	86,9	12,8	4,2	4,1	3,6	0,4	1,3	0,6	0,0	0,1
3	98,0	99,4	96,7	4,8	4,1	3,6	4,1	0,2	2,6	1,1	0,8	0,1
4	182,0	85,9	100,0	10,0	4,9	2,6	2,9	0,1	0,0	0,6	0,0	0,0
5	119,8	142,1	105,5	10,2	3,9	2,7	4,1	0,1	1,7	1,3	0,4	0,1
6	174,7	158,2	122,6	7,2	4,7	4,1	2,3	0,3	0,6	0,5	0,0	0,0
7	162,1	143,7	133,0	11,4	4,5	4,4	1,7	0,5	0,4	0,2	0,0	0,0
8	117,4	112,5	58,6	62,8	4,0	3,9	3,4	2,4	1,9	1,7	0,1	0,9
9	120,2	114,6	21,4	61,2	3,9	3,5	0,9	1,9	1,3	0,9	0,3	0,6
10	134,7	140,2	181,9	96,8	4,1	4,4	4,2	2,7	1,0	0,7	0,0	0,5
11	50,4	60,9	41,5	2,4	3,3	3,6	2,2	0,3	2,8	2,9	0,6	0,1
12	95,1	56,9	18,0	2,3	3,3	3,4	1,8	0,2	2,9	2,9	0,5	0,3
13	42,8	56,0	13,0	3,7	3,8	3,7	1,4	0,4	3,0	3,0	0,1	0,2
14	52,6	66,7	0,0	5,9	3,8	3,7	0,8	0,2	3,3	3,2	0,3	0,2
15	150,6	163,5	190,2	17,6	4,3	4,3	4,1	0,4	0,4	0,4		0,0
16	130,0	121,9	172,3	14,1	4,1	3,8	4,2	0,2	0,9	0,6	0,0	0,0
17	124,3	45,0	40,8	1,8	3,7	1,5	1,6	0,2	1,7	1,2	0,0	0,1
18	167,1	181,9	188,9	13,5	4,4	4,8	4,2	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0
19	156,5	104,2	90,6	76,0	3,5	2,7	3,2	2,0	1,1	1,0	0,0	0,5
20	68,1	51,4	69,0	40,02	3,19	1,31	4,44	2,05	2,95	1,46	1,86	1,37

A Li, a Na és a Rb mért koncentrációinak szignifikáns különbségét jelöltem a 12. táblázatban. Mindhárom elem esetében elmondható, hogy igen nagy számban fordultak elő a koncentrációk között szignifikáns különbségek. A különbségek jelentős mértékben azonos helyen fordulnak elő, azonban szükséges megemlíteni, hogy a rubídium esetében a mért koncentrációs adatok a méréshatár környékén mozognak, vagyis megbízhatóságuk megkérdőjelezhető. Mindezek mellett a Na és a Li koncentrációs adatai tendenciaszerűn követik egymást az időben.

A 12. táblázat adatait ábrázolva látható, hogy szintén a DSZ 8, DSZ 9, DSZ 10, DSZ 19 és DSZ 20 mintavételi ponthoz tartoznak magas szignifikancia értékek. Ez hasonlóan magyarázható, mint a könnyen oldható K esetében, miszerint ezen a mintáknál a mésztartalomban is hasonlóan magas az eltérés.

A 14. táblázat a periódusos rendszer II. csoportjában található elemek koncentrációinak időbeni változását és azok szignifikáns különbségeit mutatja be. Ide tartozik a Ca, Mg, Sr és Ba talajmintákban mért koncentrációi. Három elem esetében kijelenthető, hogy szignifikáns különbségek nem egy időben és azonos minták esetében kerültek kimutatásra, azonban az

előzőekben ismertetett adatok alapján látható, hogy ezen esetekben a különbségek száma hasonló a talajok mésztartalmának különbségeinek számához. Ez a jelenség a mérés megbízhatóságát mutatta ezen esetekben. A Ca és Mg bemutató táblázat (14. táblázat) látható, hogy az SzD_{5%} értékek jelentősen magasak kivéve a DSZ 11, DSZ 12, DSZ 13, DSZ 14 és DSZ 20 mintavételi pontok esetében (közel 0%-os mésztartalom és klaszterelemzés alapján a 3. klaszter). Ez a jelenség szintén összefüggésbe hozható a talajok mésztartalmával, vagyis ebben az esetben annak hiányával, mivel ezen pontok egyikén sem volt a talajoknak 5%-tól magasabb a mésztartalma a különböző mintavételi időpontokban. Továbbá a Sr és a Ba esetében látható nagy szignifikáns különbségek szintén a DSZ 8, DSZ 9, DSZ 10, DSZ 19 és DSZ 20 mintavételi pontoknál fordultak elő, mely jelenség megismétlődik a Li, a Rb illetve a könnyen oldható P - és K-tartalom esetében is.

13. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegcsői talajminták) Fe- és Al- koncentrációjának különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

	Fe mg/kg					Al mg/kg				
DSZ \ Idő	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	átlag	SzD(5%)	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	átlag	SzD(5%)
1	2,23	2,33	2,16	2,24	0,18	1,78	1,90	1,86	1,84	0,19
2	2,17	2,23	2,16	2,19	0,17	2,10	2,09	2,12	2,10	0,17
3	2,36	3,83	2,46	2,88	0,29	2,56	3,89	2,60	3,01	0,23
4	2,29	3,37	2,36	2,67	0,22	1,64	2,22	1,58	1,81	0,13
5	2,13	3,11	2,35	2,53	0,21	2,33	3,25	2,43	2,67	0,23
6	2,44	2,51	2,45	2,47	0,26	1,64	2,16	2,10	1,97	0,13
7	2,14	2,48	2,19	2,27	0,11	1,94	2,21	1,96	2,04	0,07
8	2,43	2,55	2,45	2,48	1,56	2,29	2,45	2,35	2,37	1,49
9	2,23	2,43	2,12	2,26	1,43	2,02	2,22	1,95	2,06	1,30
10	2,04	2,80	2,11	2,32	1,47	2,07	2,77	2,18	2,34	1,48
11	3,02	3,20	2,95	3,06	0,23	2,71	2,87	2,73	2,77	0,18
12	2,72	3,00	2,61	2,77	0,14	2,78	2,90	2,62	2,77	0,18
13	3,27	3,28	3,39	3,31	0,09	2,88	2,86	2,98	2,91	0,26
14	3,29	3,33	3,22	3,28	0,12	2,96	3,01	2,98	2,99	0,21
15	2,26	2,22	2,22	2,23	0,13	1,84	1,93	1,86	1,87	0,18
16	2,36	2,51	2,38	2,42	0,09	2,42	2,43	2,45	2,43	0,20
17	2,83	2,64	2,84	2,77	0,25	2,19	2,17	2,26	2,21	0,21
18	2,50	2,35	2,20	2,35	0,26	1,74	1,76	1,64	1,71	0,19
19	2,36	2,30	2,42	2,36	1,49	2,41	2,29	2,50	2,40	1,52
20	3,43	3,38	4,24	3,68	2,33	2,94	2,96	3,64	3,18	2,02

14. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegesi talajminták) Ca-, Mg-, Sr- és Ba- koncentrációjának különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

DSZ \ Idő	Ca g/kg					Mg g/kg				Sr mg/kg					Ba mg/kg				
	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	átlag	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	átlag	SzD (5%)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	átlag	SzD (5%)
1	36,3	34,4	34,3	35,0	3,1	17,9	10,5	13,2	11,4	156,4	146,8	149,5	150,9	14,7	19,3	19,3	22,3	20,3	0,4
2	27,7	28,6	29,3	28,5	2,5	13,4	10,5	11,4	9,5	121,5	111,9	118,1	117,2	4,5	26,4	24,9	29,1	26,8	2,6
3	20,3	22,7	20,1	21,0	1,3	7,5	5,9	6,3	5,3	76,7	141,3	81,0	99,7	9,1	38,5	30,8	39,5	36,3	3,2
4	38,9	32,8	38,2	36,6	3,6	18,2	12,3	16,1	12,6	166,4	214,7	181,0	187,3	11,1	15,8	12,7	18,8	15,8	1,0
5	26,0	26,2	25,5	25,9	2,2	9,5	8,6	7,2	6,8	79,7	103,0	78,5	87,1	4,0	27,5	20,5	28,3	25,4	0,8
6	37,8	34,3	34,3	35,5	2,8	20,0	11,4	12,0	12,0	176,4	141,6	127,4	148,5	19,6	16,2	14,1	22,1	17,5	1,1
7	36,3	35,8	36,4	36,2	3,7	15,6	11,3	12,3	10,6	120,1	129,7	122,9	124,2	6,1	20,4	20,8	21,4	20,9	1,6
8	22,3	23,3	22,5	22,7	14,3	7,2	9,8	8,6	6,9	83,5	89,9	84,3	85,9	57,1	34,5	31,9	35,7	34,0	21,4
9	25,9	26,9	26,8	26,5	16,7	9,3	9,0	9,3	7,4	100,8	114,7	106,1	107,2	67,4	27,1	24,7	20,2	24,0	15,3
10	31,4	31,4	30,6	31,1	19,7	9,9	7,8	7,7	6,8	106,5	126,1	101,4	111,3	70,5	24,8	24,2	27,1	25,4	16,1
11	3,6	5,1	3,9	4,2	0,3	0,8	0,6	0,6	0,5	43,9	44,4	45,5	44,6	3,8	55,9	51,0	57,3	54,7	5,5
12	3,1	2,2	2,1	2,4	0,2	0,7	0,6	0,3	0,5	41,9	38,4	38,3	39,6	3,3	57,1	56,8	46,6	53,5	4,5
13	0,5	0,4	0,4	0,4	0,0	0,2	0,3	0,2	0,2	39,4	39,9	40,6	39,9	2,9	70,6	64,9	42,6	59,4	4,4
14	0,5	0,5	0,6	0,5	0,0	0,3	0,2	0,3	0,2	38,5	38,9	39,1	38,9	4,5	70,9	67,8	18,1	52,2	1,6
15	33,7	31,3	31,4	32,2	3,5	14,4	9,6	12,8	9,9	131,6	117,4	124,1	124,4	12,0	21,8	23,7	22,6	22,7	2,1
16	27,4	32,1	28,7	29,4	2,1	7,8	7,5	6,3	5,8	77,2	86,1	81,6	81,6	6,4	27,7	25,3	26,9	26,6	2,2
17	22,6	22,3	22,5	22,5	2,0	8,9	6,6	6,9	6,0	98,5	99,9	102,1	100,2	8,2	30,5	24,8	30,0	28,4	1,5
18	34,5	35,6	36,3	35,5	3,4	16,2	11,3	12,3	10,8	133,3	125,5	130,5	129,8	8,3	18,7	10,9	18,1	15,9	1,4
19	24,2	26,5	25,3	25,3	16,0	9,0	7,2	8,4	6,6	69,5	77,0	71,3	72,6	45,8	33,5	28,6	36,7	32,9	20,7
20	0,5	0,7	0,6	0,6	0,4	0,1	0,3	1,5	0,7	43,7	38,4	41,3	41,2	26,0	69,7	43,4	83,5	65,5	42,5

15. táblázat – A talajminták (DSZ – dunaszegesi talajminták) Cd-, V-, Co-, Y- és Cr- koncentrációjának különbségei (zöld szín: szignifikáns különbségek).

DSZ \ Idő	Cd mg/kg				V mg/kg				Co mg/kg				Y mg/kg				Cr mg/kg			
	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5)	Nov 2017	Ápr 2018	Jún 2018	SzD(5)
1	4,43	19,12	14,80	0,68	10,37	9,85	10,49	1,10	0,20	0,94	1,13	0,08	0,09	0,07	0,80	0,01	4,46	4,43	5,61	0,37
2	16,14	15,24	29,40	0,70	12,06	11,46	12,50	1,37	0,63	1,26	0,84	0,05	0,85	0,90	1,33	0,09	4,80	4,63	4,96	0,40
3	12,68	11,01	9,88	0,74	11,55	10,32	11,14	0,89	1,42	1,58	1,91	0,16	2,30	1,80	2,73	0,12	4,35	6,57	14,54	1,17
4	4,70	16,52	14,78	0,81	10,05	8,20	10,42	0,75	0,01	0,14	0,99	0,06	0,00	0,44	1,12	0,08	4,42	2,21	3,66	0,27
5	15,65	11,09	11,28	0,98	12,49	7,75	5,86	0,60	0,86	7,23	1,67	0,49	1,10	0,61	2,02	0,14	4,90	1,45	6,27	0,30
6	10,35	15,72	17,70	1,35	10,14	6,42	10,52	0,67	0,00	1,12	0,87	0,95	0,04	0,23	1,15	0,07	4,13	4,10	5,76	0,33
7	4,90	15,74	14,80	0,82	11,14	11,17	11,19	0,72	0,45	1,23	0,91	0,07	0,17	0,15	1,31	0,08	4,48	4,47	5,23	0,47
8	13,70	10,79	12,68	7,86	12,10	11,05	11,35	7,25	1,26	1,74	1,74	1,00	1,73	1,64	2,31	1,20	5,32	5,09	5,05	3,26
9	15,43	13,12	13,03	8,76	11,40	10,23	6,11	6,01	0,76	1,27	0,34	0,55	1,00	0,91	1,11	0,64	4,90	4,52	1,64	2,49
10	15,85	14,99	4,57	8,08	13,04	12,99	12,69	8,16	0,61	1,15	1,28	0,66	0,55	0,45	1,29	0,54	4,74	4,94	6,39	3,41
11	2,60	4,11	11,57	3,83	8,95	8,06	9,21	0,89	2,23	2,86	3,10	0,20	6,49	5,56	5,11	0,49	5,24	5,56	4,66	0,47
12	2,03	1,50	7,66	0,21	8,63	7,67	6,12	0,72	2,28	2,89	3,17	0,20	6,46	6,22	4,40	0,54	5,07	4,77	3,55	0,31
13	0,35	0,64	5,80	0,26	8,32	7,07	4,87	0,40	2,85	3,35	3,30	0,16	7,79	7,14	5,65	0,55	5,60	5,13	2,84	0,21
14	0,36	0,00	2,85	0,09	8,39	7,65	2,47	0,25	2,98	3,57	4,71	0,32	7,68	7,19	0,84	0,45	5,85	5,33	0,86	0,34
15	15,74	13,41		0,90	11,16	11,25	0,03	0,88	0,45	1,23	1,15	0,08	0,33	0,50	0,87	0,02	4,33	4,46	5,37	0,31
16	14,99	16,42	29,03	0,87	12,56	11,85	13,13	1,04	0,86	1,20	1,20	0,02	0,80	0,41	1,00	0,04	5,20	4,85	6,75	0,39
17	14,24	9,92	16,25	1,29	13,07	9,57	12,90	0,84	0,69	1,41	1,19	0,06	1,65	1,65	3,02	0,19	5,43	1,80	4,51	0,34
18	15,65	2,01	17,88	0,75	11,25	1,91	1,82	0,60	0,31	0,97	0,71	0,05	0,23	0,00	0,34	0,02	4,02	4,37	5,34	0,33
19	14,09	13,21	12,27	8,34	11,79	11,63	13,00	7,67	1,21	1,63	2,26	1,10	1,76	1,51	2,17	1,16	5,11	3,69	4,95	2,93
20	0,00	3,17	7,03	2,74	7,94	6,10	9,92	5,12	2,96	2,50	3,99	2,02	7,78	4,29	8,47	4,50	5,23	1,17	7,86	3,45

Az 13. táblázat az Fe- és Al-koncentrációk időbeni lefutását és ezen koncentrációs adatok szignifikáns különbségét mutatja be. Mindkét potenciálisan toxikus elem esetében kijelenthető, hogy ugyanazon időből származó talajmintákban van szignifikáns eltérés a koncentrációk között. Mindezek mellett a különbségek kis száma a talajminták nagyságrendileg azonos Fe és Al mennyiségét mutatják.

A Zn és Cu esetében a koncentrációs értékek között a mért adatok alapján akár két nagyságrendi különbség is van. Ez a kijutott vetőmagok réztartalmú vegyülettel történő csávázott bevonatának következménye.

A 15. táblázat a Cd, V, Co, Y és Cr talajokban található koncentrációit mutatja be. A Cd esetében az eredmények időben szignifikánsan különböznek, azonban az eredmények fluktuálnak, nem figyelhető meg tendenciaszerű változás az idő függvényében.

A V esetében a Cr-hoz hasonlóan nem figyelhető meg az időben tendenciaszerű növekedés vagy csökkenés, mindezek mellett a koncentrációs értékek között is jelentősen kevesebb a szignifikáns különbség.

A Co, Y és Cr esetében szinte minden mintavételi pontból származó minta szignifikánsan különbözik egymástól. Jelen esetben sem figyelhető meg időben tendenciaszerű növekedés és csökkenés. Mindezek mellett a Co és Y esetében a koncentrációs értékek egyes esetekben a méréshatár körül voltak, így ezek nem minden esetben megbízhatóak.

Ez azzal magyarázható, hogy ezeknél a mintáknál a mésztartalom jelentős mértékben változott az idő függvényében, melyet a varianciaanalízis is alátámasztott. Ez alól kivétel csak a DSZ 20 minta volt, ahol is folyamatosan 0 % mésztartalom volt mérhető, azonban ennél a mintánál a lejtő igen nagy hatást gyakorolt.

16. táblázat – Az egyes mintavételi pontok mésztartalmának szórása.

	Nov 2017	Apr 2018	Jun 2018	SzD(5%)
DSZ 07	10,7	11,1	10,5	6,79
DSZ 08	14,2	13,4	13,3	8,57
DSZ 09	19,1	18	16,4	11,28
DSZ 19	12	13,3	14	8,32
DSZ 20	0	0	0	0,00

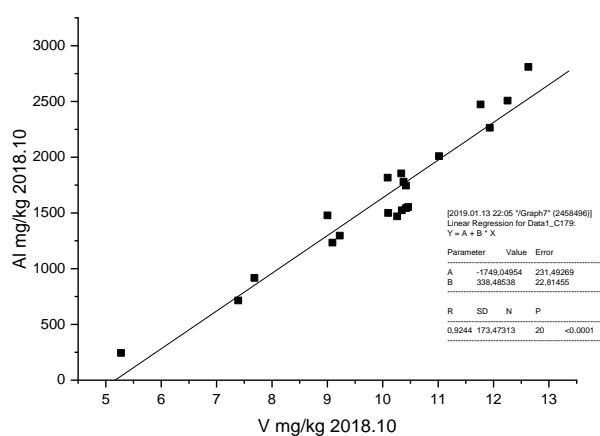
4.1.2. Lineáris összefüggések

Az előző fejezetben ismertetett szignifikáns különbségek arra mutatnak, hogy a mért talajparaméterek között kapcsolat tételezhető fel. Ezt igazolandó elsőként lineáris összefüggéseket

kerestem a különböző időben vett minták alap talaj paraméterei és a potenciálisan toxikus elemtartalmak között.

A továbbiakban a szántóföldi kísérlet talaj és növénymintái esetében a következő potenciálisan toxikus elemek vizsgáltam: Sr, Fe, K, Al, Zn, Cd, V, Ba, Cu, Co, Y, Li, Rb, Cr, Na, Ca, Mg. A vizsgálat során rubídium tartalom mérése csak az első két időpontban vett mintákból történt.

A kémiai analízisből származó alap talajparaméterek és a potenciálisan toxikus elemek koncentrációs értékei közötti összefüggéseket korrelációs mátrix segítségével vizsgáltam, mely korrelációs mátrix lineáris regresszióanalízisen alapult. A későbbiekben ez a mátrix nem került felhasználásra, azonban segítségével kezdődött el az adatok mélyebb tanulmányozása.



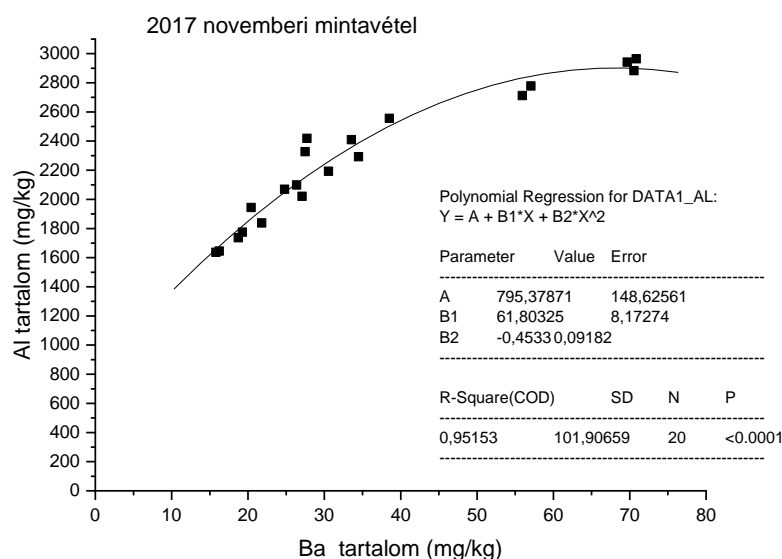
19. ábra – 2018 októberében vett talajminta Al és V koncentrációinak összefüggése.

A 19. ábra a 2018. októberében vett talajminta Al- és V-koncentrációinak lineáris összefüggését mutatja. A két elem koncentrációja pozitív korrelációt ($R^2 = 0,92$) mutat: a magasabb V tartalmú talajmintákban az Al mennyisége is magas volt. Ez azzal magyarázható, hogy a háromértékű Al^{3+} - és V^{3+} -ionok kémiaiailag hasonlóan viselkednek egymáshoz mind szorpciós, mind komplex képzési tulajdonságaikban.

Az elkészített diagramok alapján (20 ábra) megállapítható, hogy nem minden esetben lineáris a kapcsolat a talaj alapparaméterek, illetve a különböző elemek koncentrációi között.

Az összefüggések elemzésének második lépéseként a nem lineáris kapcsolatokat más függvényekkel is jellemeztük. Erre kiváló példa a fentiekben említett 2017-es évben vett talajminták Ba és Al tartalma. A 21. ábrán látható, hogy az adott paraméterek adataira illesztett másodfokú függvény jobban illeszkedik az adatokra, itt a determinációs koefficiens $R^2 = 0,95$. Ebben az esetben az alacsonyabb koncentrációknál nagyobb meredekség jellemzi az összefüggést,

mint nagyobb koncentrációknál, ennek oka a többi paraméterben keresendő, azonban jelen munkában nem vizsgáltam alaposabban az okokat, megmaradtam a jelenség leírásánál.



20. ábra – 2017 októberében vett talajminta Ba és Al koncentrációinak polinomiális összefüggése.

Az egyes mintavételi időpontokban vett minták nem-lineáris összefüggésvizsgálatát rangkorrelációval végeztem. A rangkorreláció a valószínűségi változók közötti kapcsolatot vizsgálja monoton függvény alapján az adatok eloszlását figyelmen kívül hagyva. A dolgozatomban a Spearman-rhó rangkorrelációs együtthatót használtam a 27 verziójú SPSS program segítségével.

4.1.3. Rangkorreláció

Az értékelésnél nem vettem figyelembe a monotonitást, mivel csak a különböző paraméterek összefüggéseinek meglétét figyeltem. Az adatok minden esetben a $P > 0,01$ hibavalószínűséggel korreláltak egymással. A korrelációs táblázatokban szereplő korrelációs együtthatókat átlagoltam a különböző időpontokban vett minták vizsgálati paramétereik összefüggésének és az összefüggés ismétlődésének jellemzésére. Így elkészítettem a 17. táblázatot, mely tartalmazza a közepes korrelációkat ($R^2 = 0,6-0,7$; halványszürke), a szoros összefüggéseket ($R^2 = 0,7 - 0,8$; galambszürke) és az igen szoros összefüggések ($0,9$ feletti) és a szoros korrelációk ($R^2 = 0,8 - 0,9$; sötétszürke). Ezek az értékek láthatóak a 17. táblázatban.

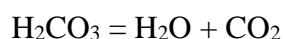
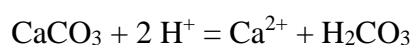
17. táblázat – Rangkorrelációs együtthatók $P < 0,01$ szignifikanciaszint esetén

	Ka	pH _{H2O}	pH _{KCl}	CaCO ₃ %	H%	NH ₄	NO ₃	ÖsszN	P ₂ O ₅	K ₂ O	Sr	Fe	K	Al	Zn	Cd	V	Ba	Cu	Co	Y	Li	Rb	Cr	Na	Ca	Mg
Ka	1,000																										
pH _{H2O}		1,000	0,670	0,656	0,850			0,626	0,738	0,663	0,774	0,710	0,650	0,721	0,673					0,694						0,693	0,736
pH _{KCl}			1,000	0,737	0,830				0,724	0,687	0,712	0,685	0,622	0,778	0,758			0,708	0,769	0,754	0,736		0,720		0,646	0,788	0,753
CaCO ₃ %				1,000	0,769				0,673	0,759	0,842	0,762	0,712	0,819	0,789	0,734	0,879	0,816	0,730	0,842	0,839	0,734	0,847	0,823	0,779	0,920	0,874
H%					1,000		0,721	0,697		0,737	0,815	0,675	0,632	0,734	0,680		0,769	0,762	0,662	0,717	0,766	0,698	0,658	0,700	0,683	0,781	0,727
NH ₄						1,000	0,623	0,683																			
NO ₃							1,000	0,893	0,645	0,621																	
ÖsszN								1,000	0,618																		
P ₂ O ₅									1,000	0,643																	0,650
K ₂ O										1,000	0,694	0,708	0,828	0,699	0,765	0,684	0,674	0,658	0,857	0,639	0,664	0,734	0,623	0,650	0,712	0,741	0,716
Sr											1,000	0,721	0,705	0,960	0,898	0,697	0,908	0,806	0,715	0,860	0,806	0,829	0,785	0,881	0,777	0,876	0,885
Fe												1,000	0,659	0,849	0,692	0,683	0,897	0,800	0,696	0,750	0,760		0,669	0,923	0,658	0,745	0,717
K													1,000	0,732	0,798	0,696	0,805	0,763	0,782	0,666	0,719	0,729	0,648	0,737	0,649	0,707	0,718
Al														1,000	0,880	0,814	0,932	0,848	0,759	0,833	0,833	0,801	0,800	0,925	0,750	0,860	0,885
Zn															1,000	0,741		0,680	0,795	0,691	0,707		0,706		0,709	0,792	0,827
Cd																1,000	0,774	0,632		0,747	0,758	0,788	0,731	0,714		0,786	0,710
V																	1,000	0,871	0,745	0,708	0,876	0,714		0,915	0,784	0,859	0,867
Ba																		1,000	0,658	0,790	0,899	0,868	0,890	0,909	0,811	0,855	0,803
Cu																			1,000	0,713	0,657		0,729	0,784	0,838	0,765	0,786
Co																				1,000	0,834	0,855	0,809	0,786	0,775	0,824	0,816
Y																					1,000	0,898	0,943	0,886	0,836	0,868	0,816
Li																						1,000	0,826	0,737	0,760	0,748	0,872
Rb																							1,000	0,854	0,886	0,885	0,797
Cr																								1,000	0,758	0,872	0,874
Na																									1,000	0,830	0,775
Ca																										1,000	0,919
Mg																											1,000
közepes korreláció ($R^2 = 0,7-0,8$)																											
szoros korreláció ($R^2 = 0,8-0,9$)																											
igen szoros korreláció ($R^2 > 0,9$)																											

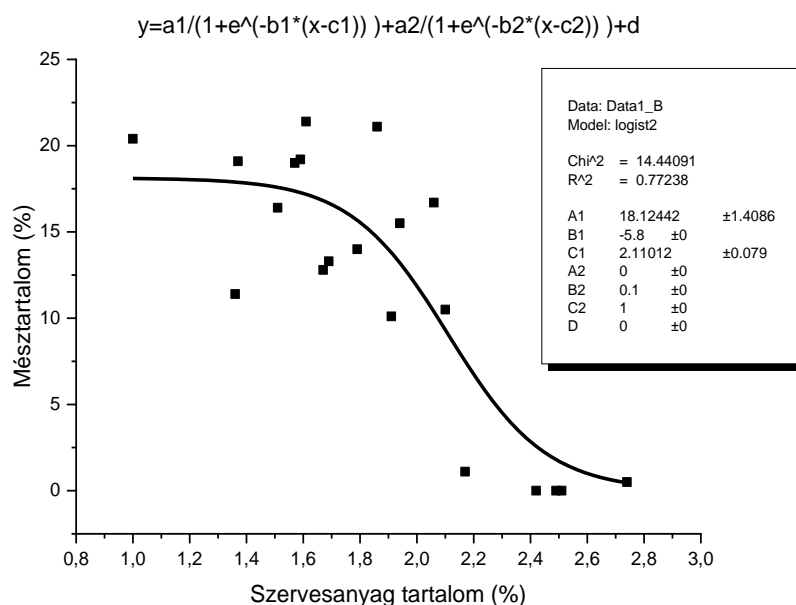
A korrelációs átlagokhoz tartozó szórás értékek a melléklet a 16. táblázatában szerepelnek.

A 17. táblázatban szereplő adatok közül elsősorban az alap talajparaméterek egymás közötti összefüggéseit szeretném bemutatni. A talaj két pH értéke, mind a desztillált vízzel és mind a KCl-el elvégzett pH értékek összefüggése nem újszerű felfedezés, hiszen a vizes pH érték a talaj aktuális pH-ját mutatja meg, míg a KCl-es a rejtett savanyúságot is, vagyis a talajkolloidok felületén kötött H^+ ionok mennyiségét is ismerteti. Mindezek alapján a rejtett savanyúság úgy írható le, hogy a tényleges pH érték és egy az adott talajra jellemző konstans eredménye.

A másik általános összefüggés a talajok pH értékei és a mésztartalmak és a szervesanyag-tartalom összefüggése. A talaj mésztartalma a talaj pH értékének növekedéséhez vezet oly módon, hogy a $CaCO_3$ oldódása és disszociációja során H^+ ionok kötődnek meg az alábbi egyenletek értelmében (Hinrich et al 1985),



melyek semlegesítik a talajban lévő H^+ ionokkal rosszul disszociált ionokat képezve (Fekete 1958). Mindezek által kijelenthető, hogy a magasabb mésztartalommal rendelkező talajok esetében a pH érték is ezzel arányosan növekszik. Mindezek mellett szeretném kiemelni, hogy a pH érték és a talajok humusz-tartalmának összefüggése az erózióval kapcsolható össze, amikor is a talajok szervesanyag készlete gyorsabban pusztul, mint ahogy képződik. Ekkor a meszes talajok pH értéke növekedik, míg a humusztartalom lecsökken, vagyis a két vizsgált paraméter között fordított arányosság áll fenn.



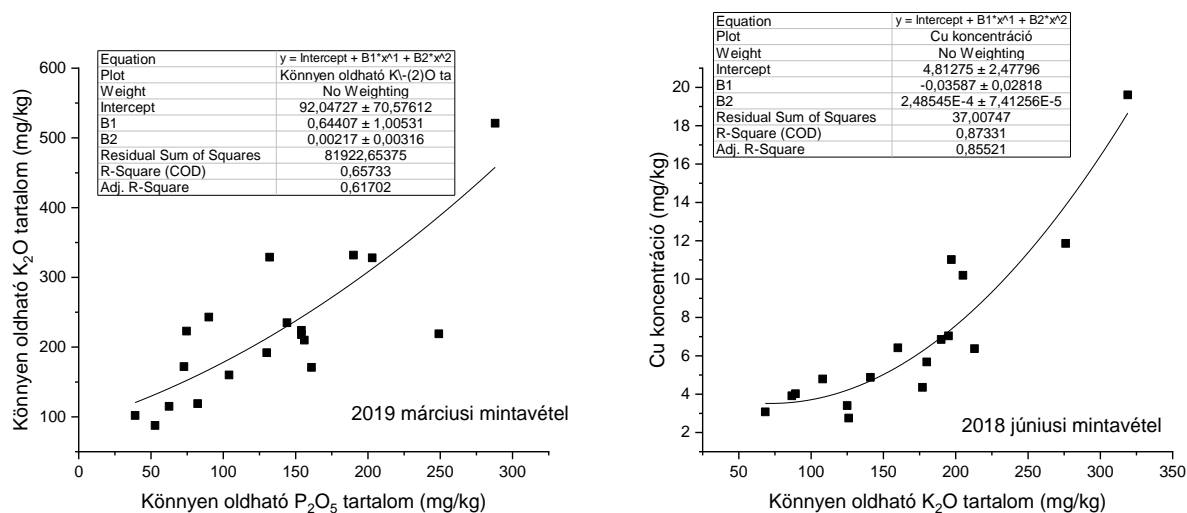
21. ábra – A talajok szervesanyag tartalmának és mésztartalmának kapcsolata.

A 21. ábrán látható, hogy az adatokra az alábbi kéttagú logisztikus függvény igen jól illeszkedik:

$$y = \frac{a1}{1 + e^{-b1*(x-c1)}} + \frac{a2}{1 + e^{-b2*(x-c2)}} + d$$

A determinációs koefficiens értéke $R^2 = 0,77$ volt. Ebben az esetben az adatokra illesztett függvény talajkémiai vonatkozásban nem, vagy alig magyarázható. Ezért volt szükséges a rangkorrelációval vizsgálni az adatokat, ahol csak a függvény szigorú monotonitási feltételének volt szükséges teljesülnie.

A következő vizsgált paraméterek a különböző nitrogénformák. A rangkorreláció gyenge kapcsolatot mutatott a talaj különböző nitrogénformái között. Mindezek mellett a nitrogénformák a már vizsgált paraméterekkel sem mutattak szoros összefüggést, mely a műtrágyahasználat következménye, hiszen a nitrogén az adott növénykultúra igényeinek megfelelően a folyamatosan pótoltt elemek közé tartozik. Ez a könnyen oldható K-ra és P-ra is igaz, azonban ezen elemek esetében már láthatók összefüggések ($R^2 = 0,6-0,8$). Mint a 22. ábrán is látható, különösen erős kapcsolat ($R^2 = 0,86$) van a könnyen oldható K és a talajok Cu tartalma között.

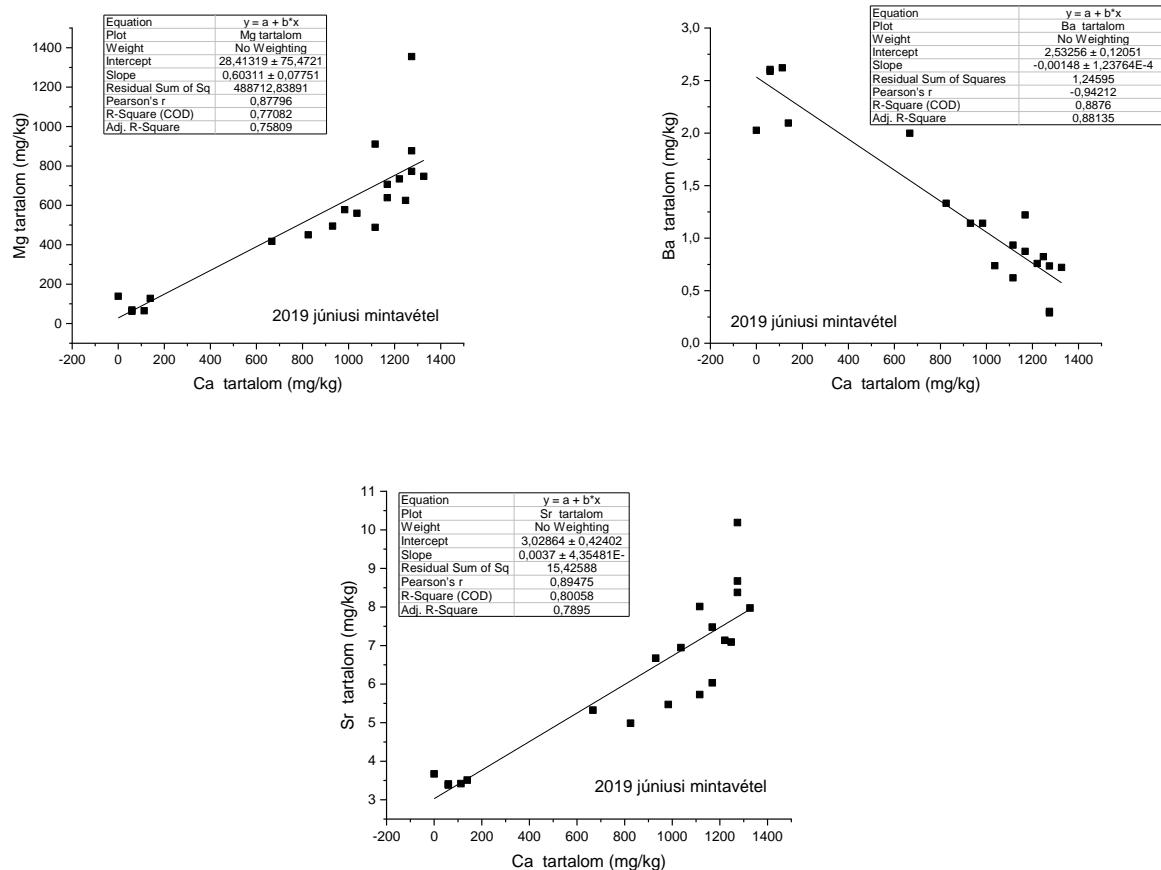


22. ábra – A talajok könnyen oldható K₂O, P₂O₅ és Cu tartalmának kapcsolata.

A nem-lineáris kapcsolat ebben az esetben már könnyebben magyarázható, mivel ezek a vizsgált paraméterek különböző töltésekkel rendelkeznek, melyek hatására az általuk alkotott molekulákban más mennyiségi arányban vesznek részt. Erre igen jó példa a K, mint egyszeresen pozitív töltésű ion és a Cu, mint kétszeresen pozitív töltésű ion.

A talajok potenciálisan toxikus elem koncentrációi között elvégzett rangkorrelációs vizsgálat a következő esetekben mutatott szoros kapcsolatot (23. ábra):

Ca, Mg, Ba és Sr elemtartalmak között szoros, 0,8 feletti a determinációs koefficiens, továbbá a mintavételekből csupán a 4. mintavételi Ba és az 5. mintavétel esetén a Ca koncentrációi nem mutattak kapcsolatot.

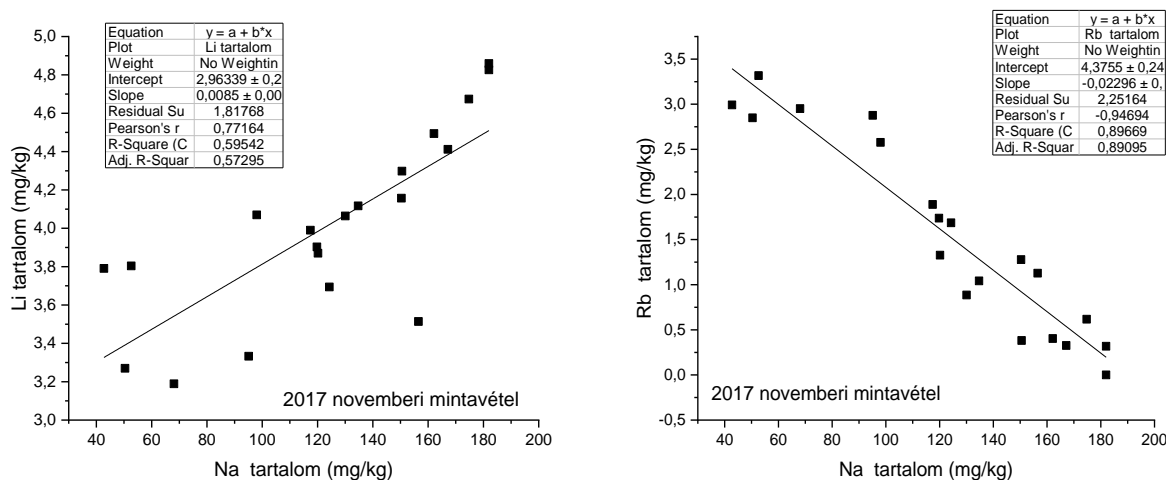


23. ábra – A talajok Ca Mg és Sr tartalmának kapcsolata.

Ez a szoros kapcsolat ezen elemek hasonló kémiai viselkedésének köszönhető (mindegyik elem az alkáliföldfémek csoportjába tartozik), továbbá a magas mésztartalommal, mely hatására ezek az elemek esetlegesen nagyobb koncentrációban vannak jelen a vizsgálati talajok esetében, mint a mészben szegény talajok esetében. A SrSO_4 vízdoldhatósága 13,5 mg/100 ml 25 °C-on, a BaSO_4 0,24 mg/100 ml, a MgSO_4 vízdoldhatósága 25,5 g/100 ml 20 °C-on, a CaSO_4 0,205 g/100 ml tiszta vízben, azonban oldott széndioxidot tartalmazó vízben, meszes talajok esetében a Ca-tartalom több nagyságrenddel nagyobb. A kémiai viselkedés megegyezik, azonban a koncentrációs értékek arányosak az oldhatósági értékekkel. A Mg esetében azonos nagyságrendű a Ca-mal, a Sr-mal ennek ezrede, míg a Ba ennek tízezrede.

Az 1-3. mintavételi időpontból származó minták esetében kapcsolatot találtam a Na, Li és Rb elemek koncentrációi között (24. ábra). Ezek az alkálifémek nagyfokú kémiai hasonlóságot

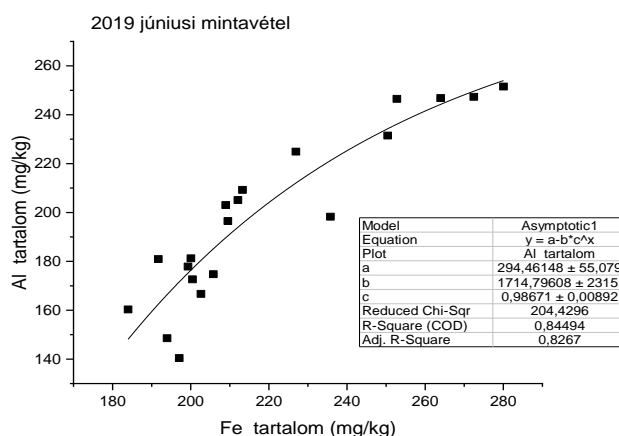
mutatnak egymással, gyakorlatilag az összes sójuk oldható és adszorpciójuk is kismértékű a talajkolloidokon. A kapcsolatok determinációs koeficiensei jellemzően $R^2 = 0,6-0,8$ közötti értékek.



24. ábra – A talajok Na, Li és Ru tartalmának kapcsolata.

A Rb jellemzően nem fordul elő önmagában a talajokban, vagyis antropogén hatásra emelkedik meg a talajokban a koncentrációja. Ilyen antropogén hatás lehet a műtrágyázás. Jellemzően nem dúsul fel, mindezek mellett a korreláció okozhatja az Y és a Rb koncentráció között, hogy geokémiai szempontokból hasonlítanak egymásra.

Az Al a Fe és a pH- értékek közötti kapcsolat ezen elemek oldhatóságát mutatja, amikor is az Al és a Fe savas közegben található meg az oldatban, így a pH emelkedésével ezen elemek koncentrációja lecsökken a talajoldatban. Ekkor viszont kompetíció alakul ki az elemek között és a talajfelületéről leszorítják a H^+ ionokat (pH emelkedése) vagy csapadék formájában jelennek meg ezen kationok.



25. ábra – A talajok Fe és Al koncentrációjának kapcsolata.

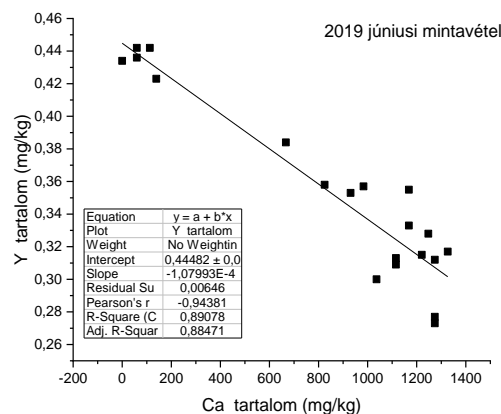
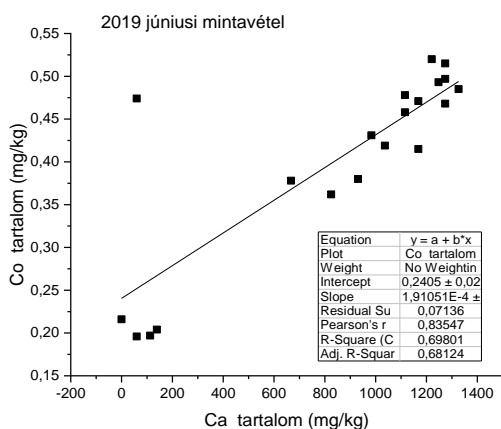
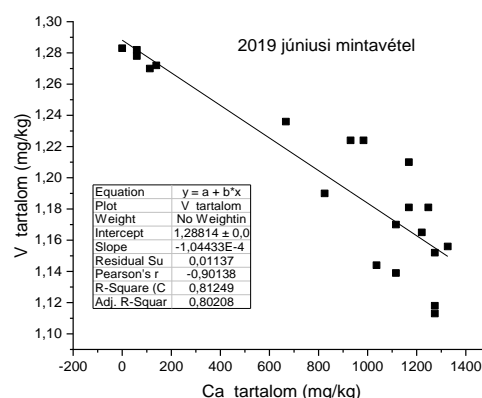
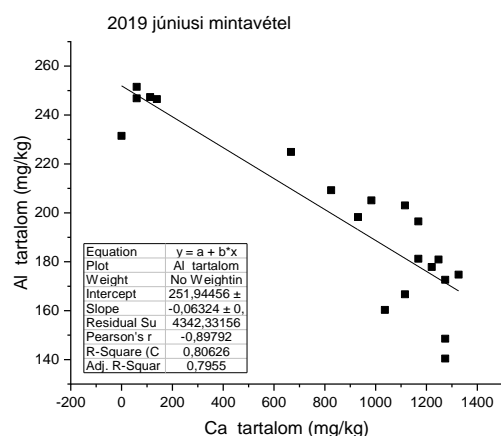
A 26. ábrán szereplő adatok esetében egy telítési görbe látható melynek illeszkedése $R^2 = 0,83$.

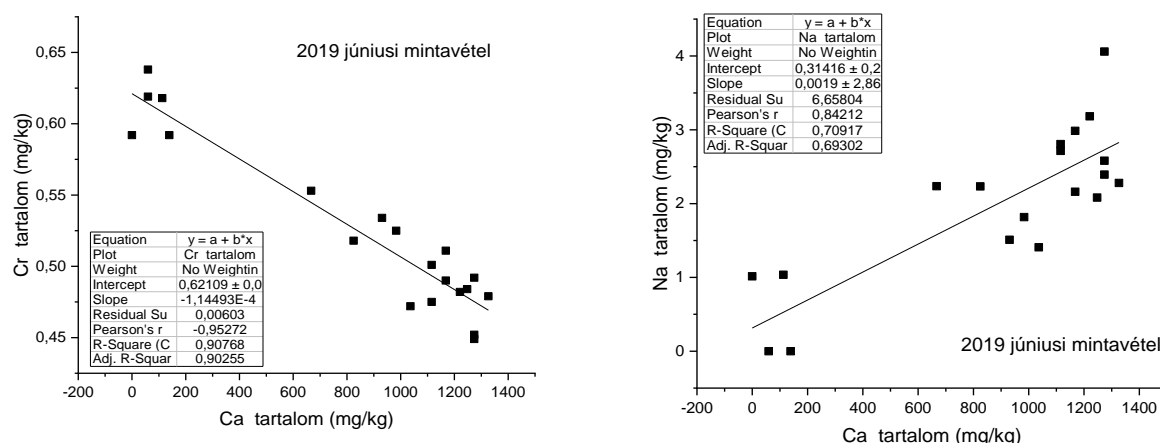
A kapcsolatot leíró függvény a következő volt:

$$y = a - b * c^x$$

A telítési görbe alapján a rangkorrelációt alkalmazva szorosabb összefüggés állapítható meg a két vizsgált paraméter között (Al és Fe koncentráció). Mindezeket figyelembe véve e két paraméter esetében megállapítható, hogy a lineáris összefüggés alkalmazása nem célravezető, továbbá megtévesztő eredményeket produkálhat. Ezért ezekben az esetekben a rangkorreláció alkalmazása a javasolt.

Mindezek mellett a korrelációs táblázat (17. táblázat) alapján kijelenthető, hogy szoros kapcsolat van a mész-tartalom / Ca ion koncentráció a magnézium koncentráció és az alábbi elemek között: Al, V, Co, Y, Cr, Na, V, Fe és Co.





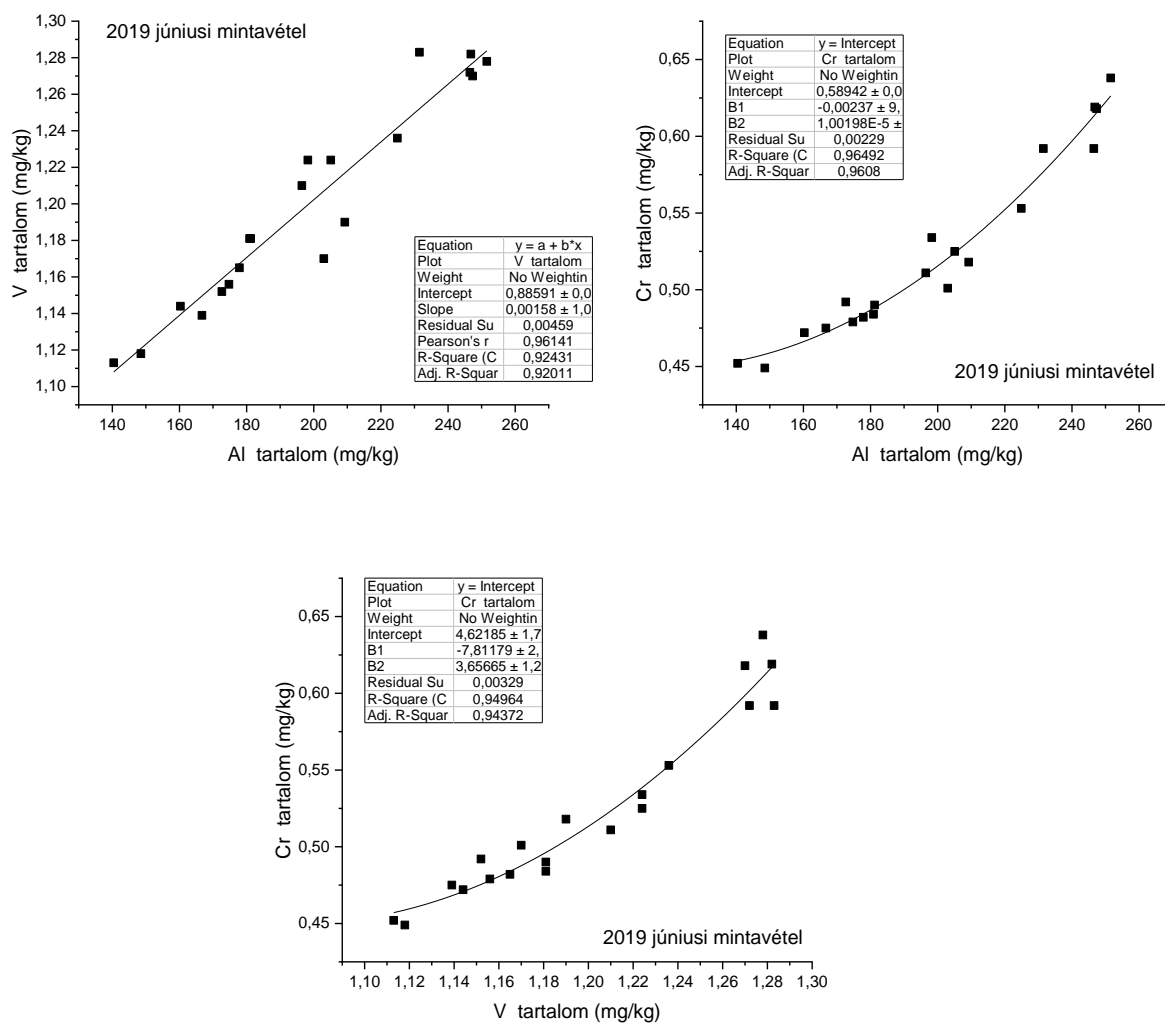
26. ábra – A talajok Ca, Al, V, Co, Y, Cr, Na, V, Fe és Co koncentrációjának kapcsolata.

A 26. ábra diagramjain látható, hogy a Ca kis koncentrációs tartományában (megközelítőleg 0-150 mg/kg, 3. klaszter) az adatok elkülönülnek egymástól, amely a determinációs koefficiens értéket befolyásolhatja, azonban a kiugró értékek figyelmen kívül hagyása esetén is fennállnak az ábrákon bemutatott kapcsolatok.

Ez a talajban található nagy mennyiségű Ca-nak köszönhető, mivel a Ca^{2+} -ion a felületekről leszorítja a többi iont, melynek hatására antagonizmus lép fel az elemek között.

Ez a jelenség a pH-ra is visszavezethető, mivel az elemek oldhatósága, vagyis oldatban való koncentrációjuk függ az adott talajoldat pH értékétől (Papp 2002), melyre nagy hatást gyakorol a talajok mésztartalma és ezen keresztül a Ca^{2+} -ion koncentráció.

A V koncentráció összefüggése az Al- és a Cr koncentrációkkal (27. ábra) kémiai szempontból lehetséges, mivel ezek az elemek normál esetben leggyakrabban +3-as oxidációs állapotban lehetnek jelen a talajban.



27. ábra – A talajok Al, V és Cr koncentrációjának kapcsolata.

Mindezek mellett mind a vanádium, mind az Al és a Cr komplexképzők, továbbá hasonló méretekkkel is rendelkeznek, mely tulajdonságaik révén a talajbeli viselkedésük nagyon hasonló. Ekkor ezen elemek között a továbbiakban szinergizmus is felléphet.

4.2. EDTA

4.2.1. A modellezésből és a vizsgálatból származó eredmények

Az előző fejezetben ismertetett szántóföldi kísérlet beállításai esetén azonos agrotechnikai kezelés volt, mely segítségével vizsgálhatóvá vált a talajheterogenitás hatás. A következő laboratóriumi vizsgálat ezzel megegyezően más talajtulajdonságokkal bíró modelltalajok bevonásával valósult meg. Az eltérő modelltalajok esetében azonos mennyiségű szennyezőanyag és azonos koncentrációjú kivonószerek kerültek alkalmazásra, így az eredményül kapott különbségek a talajok különbségeinek tulajdoníthatók.

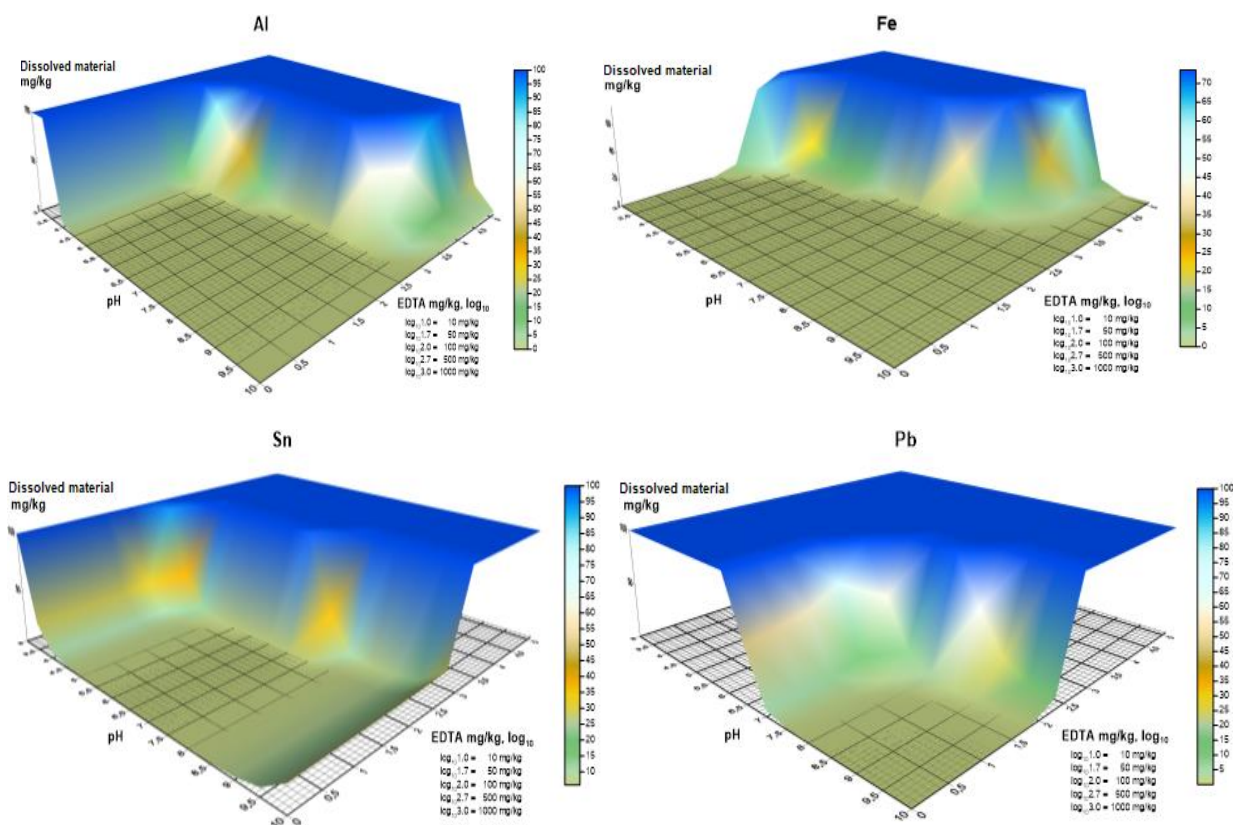
A VisualMINTEQ 3.1 program segítségével az EDTA potenciálisan toxikus elemekre gyakorolt, oldhatóságot befolyásoló hatását modelleztem. A programból származó adatokat 3D-s diagramon ábrázolva láthatóvá válnak az oldott-csapadék arányok, azonban a VisualMINTEQ a szorpció folyamatokat csak ideális esetekben képes kezelni, ezért a program által számolt modellben szereplő koncentrációknál magasabb értékek nem alakulhatnak ki az oldatban.

Mindezek mellett Origin 6.0 program segítségével az anyag és módszer fejezetben ismertetett talajok vizes szuszpenzióból mért pH értéken modellezett adatokból 2D-s diagramok készültek. A diagramok a pH-értékek és az EDTA-koncentrációk hatására létrejött állapotot, azaz az oldott ionok és a csapadék arányát mutatják minden vizsgált ion esetén. A modellezésből származó adatok mellett bemutatásra kerülnek a mérés során kapott eredmények is. A mérés során nemcsak a EDTA kezelés hatását vizsgáltam, hanem a kezeléseket kiegészítettem NaHCO_3 -mal is. A szódabikarbóna segítségével igyekeztem modellezni a nem savanyú illetve a bázikus kémhatású talajokat. Az általam ismertetni kívánt talajok esetében a lúgos kémhatást számos paraméter elősegítheti, mint például a talajokban lévő mész nagy mennyisége is. Azonban a modellkísérletben használt NaHCO_3 -nak számos előnye volt. Elsőként a Ca-hoz képest a Na kevésbé erős komplexképző, így csak a pH értéket befolyásolja. Továbbá a K^+ - vagy Ca^{2+} -ionok adszorbeálódnak a talaj felületén ezért ioncserélő hatásuk miatt a puffereles során nem csak a H^+ ion koncentrációjára hatnak, hanem a vizsgált potenciálisan toxikus elemek deszorbeálódását is elősegítik. Mindezek mellett a kísérletben EDTA Na sóját használtam, vagyis a szódabikarbóna használata esetén nem szennyeztem tovább a kísérleti talajokat más potenciálisan toxikus elemmel. Ezért döntöttünk a puffereles szempontjából a NaHCO_3 mellett, melyről tudjuk, hogy a talaj fizikai tulajdonságait jelentősen befolyásolja, de mind a kationja mind az anionja a talaj felületén lejátszódó ioncsere szempontjából a legkevésbé zavaró, mivel a Na^+ és a HCO_3^- mindkettő nagyon kis mértékben adszorbeálódik a talaj felületén, így nem várható erős ioncserélő hatást (Madari et al. 1998).

A mérési eredmények bemutatásakor az előző fejezetben is alkalmazott csoportosítást alkalmaztam, vagyis összehasonlítottam azoknak a mért potenciálisan toxikus elemeknek a koncentrációit, melyek az EDTA és a pH függvényében nagyságrendileg hasonlóan változik. Az összehasonlítást lineáris regresszióanalízissel végeztem (korrelációs mátrixot készítettem 27 verziójú SPSS program segítségével úgy, hogy külön vizsgáltam az egyes hatásokat, mint hozzáadott szódabikarbóna és/vagy mesterséges elszennyezés és a különböző talajokat), mivel ebben a kísérletben a mesterségesen elszennyezett talajoknak ismert potenciálisan toxikus elem koncentrációja volt, továbbá a savas karakterisztikájú közeg miatt a különböző potenciálisan toxikus elemek hidroxidjaik disszociálódnak és báziserősségük nem érvényesül.

Alumínium, vas, ón és ólom eredményeinek bemutatása

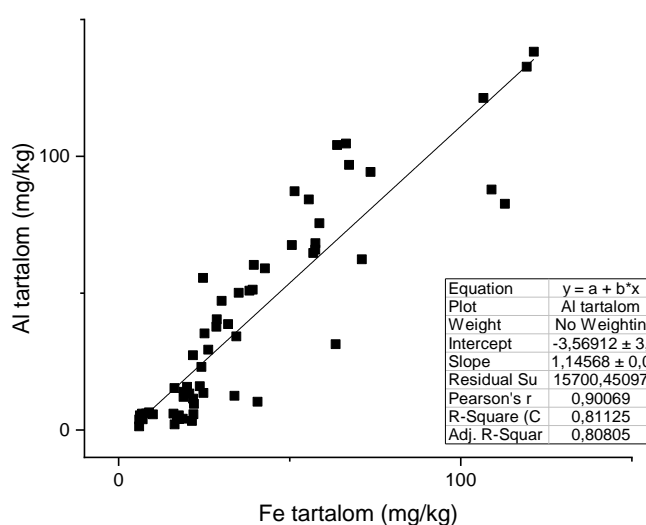
A modellezésből származó eredmények háromdimenziós ábrákon szerepelnek, ahol az x tengely az EDTA koncentráció logaritmusát, az y tengely a pH értékeket mutatja be és a z tengely a számított fémion koncentrációt ábrázolja (28. ábra).



28. ábra – Az Al, Fe, Sn és Pb oldhatóságának 3D-s modellezett diagramja a pH és az EDTA koncentráció függvényében.

A 3D-s ábrákon az Al, az Fe, az Sn és a Pb modellezett oldhatósági értékei szerepelnek. Az ábrákról leolvasható, hogy mind a 4 elem esetében csak alacsony pH érték esetén vagy magas EDTA koncentrációnál vannak jelen az oldatban az adott potenciálisan toxikus anyagok. Ez az eredmény nagy hasonlóságot mutat a különböző elemek pH-értéktől való függésével, ahol a 3 elem nagyságrendileg azonos pH-érték mellett mobilizálódik a talajban (Papp 2011).

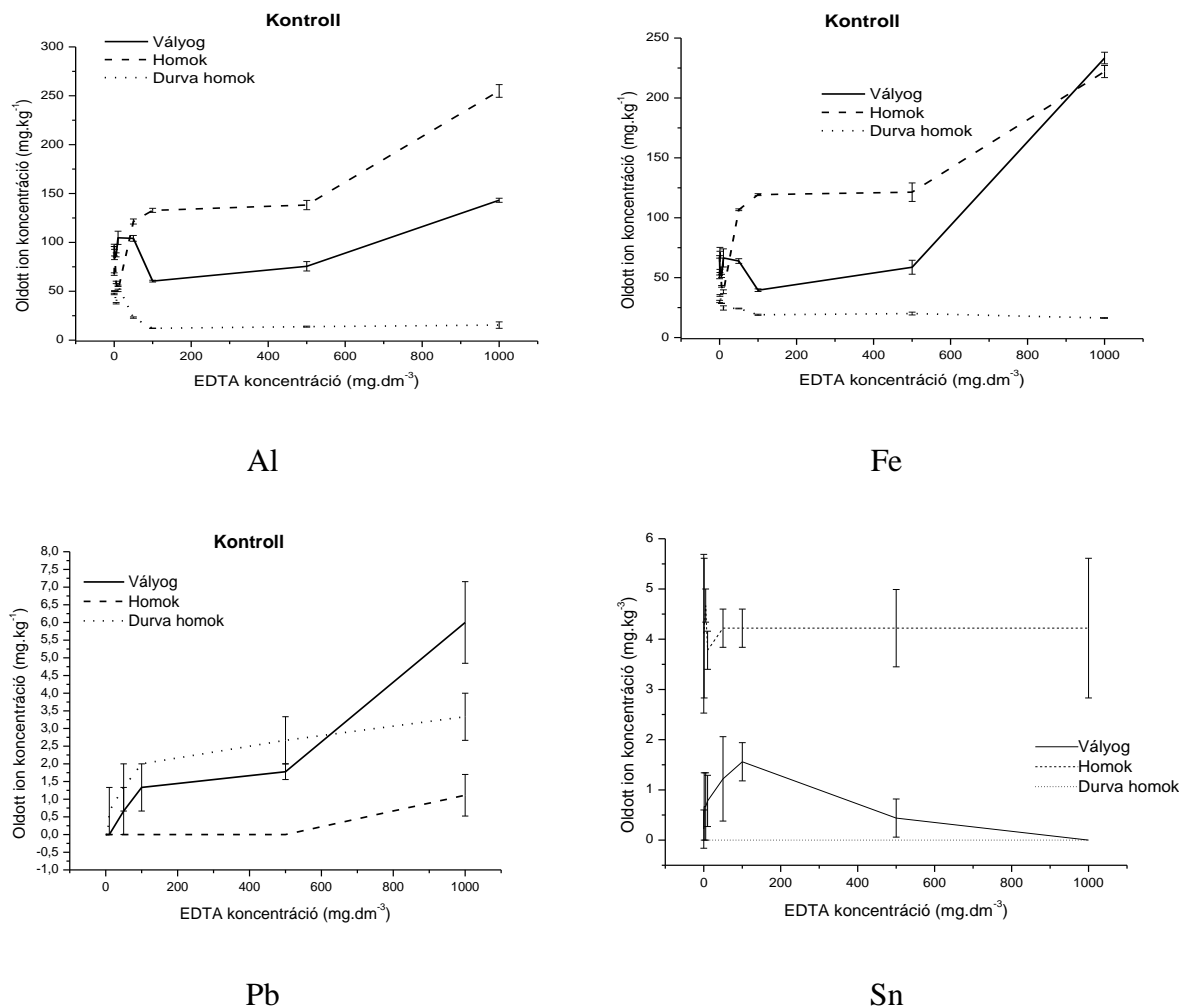
Mindezekkel szemben a mérési eredmények a 3D-s modelleredmények nem felelnek meg, mely a modellezés pontatlanságából származhat, mivel a különböző környezeti hatásokat nem veszi figyelembe a modell. A Fe és Al mért adatait ábrázolva hasonló lefutású görbét kaptunk (29. ábra). Ekkor mindegyik típusú és kezelésű vizsgálati talajon hasonló koncentrációs növekedés látható adott EDTA koncentráció mellett. A mérési adatokkal elvégzett lineáris regresszió eredményeként elmondható, hogy az 9 esetben a 12-ből a Fe és az Al determinációs koefficiense magasabb, mint 0,9, vagyis a két elem között erős kapcsolat van (a lineáris korrelációs mátrixok minden esetben külön kezelték a különböző talajokat és kezeléseket). Az előző fejezetben ismertetett szántóföldi kísérletből származó mérései eredmények rangkorrelációs analízisét követően is hasonló kapcsolati eredmény származott.



29. ábra – A kontroll és kezelt talajok Al és Fe tartalmának lineáris kapcsolata.

Az Pb és Al kapcsolata esetében a determinációs koefficiens $R^2 = 0,62-0,99$ között változott szintén 9 esetben és a Fe és a Pb kapcsolatánál 8 esetben volt $0,7-0,99$ között a determinációs koefficiens. Azonban az Al és az Pb koncentrációkat egy koordináta-rendszerben ábrázolva láthatóvá vált, hogy a kapcsolat minden esetben egy kiugró érték miatt feltételezhető.

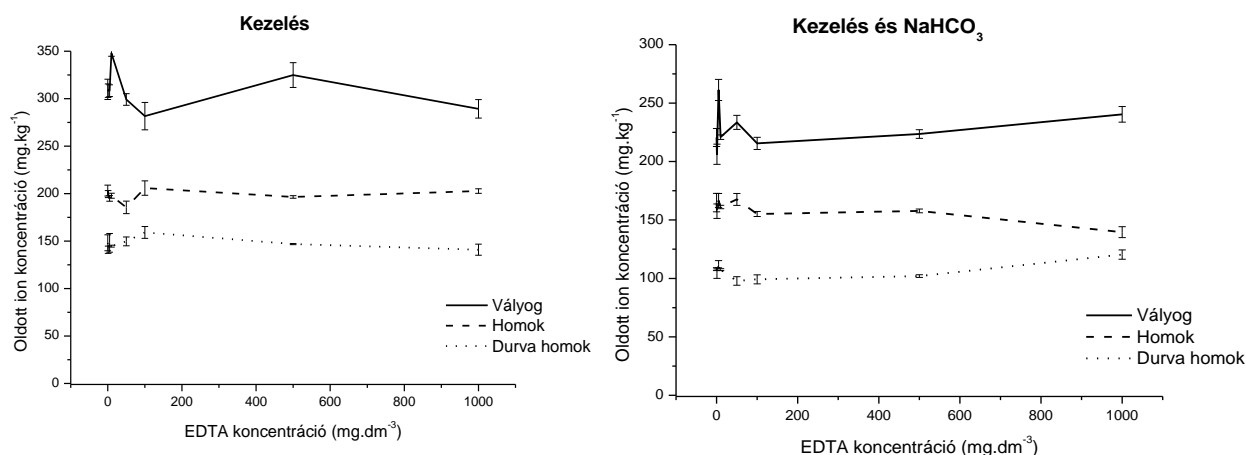
Mindezek mellett a későbbiekben bemutatott Cu-, Ni- és Co-ionkoncentrációk is kapcsolatot mutatnak a Fe mennyiségekkel, azonban ez csak a mesterségesen elszennyezett talajok esetében igaz ($R^2 = 0,62-0,99$).



30. ábra – Az Al, a Fe, az Pb és az Sn kontroll mérési eredményei.

A 30. ábrán szereplő mért ón értékek a méréshatáron mozogtak, mely következtében (maximálisan mért ón koncentráció 4,67 mg/kg volt) bizonytalannak mondhatók. Ezt támasztják alá a magas szórásértékek is. A kezelések az Sn esetében nem mutatták a modellezett adatokhoz hasonló változásokat. Egyedül a kontroll kezelés esetén volt koncentrációváltozás, míg a kezelések mellett nem tapasztaltam mérhető koncentrációt.

A potenciálisan toxikus elemekkel mesterségesen elszennyezett talajok esetében az oldatkészítéskor az EDTA koncentrációk és a pH érték NaHCO_3 -mal való megváltoztatása esetén sem tapasztaltam jelentős változást a Mg és az Sn esetében a többi elemhez képest.

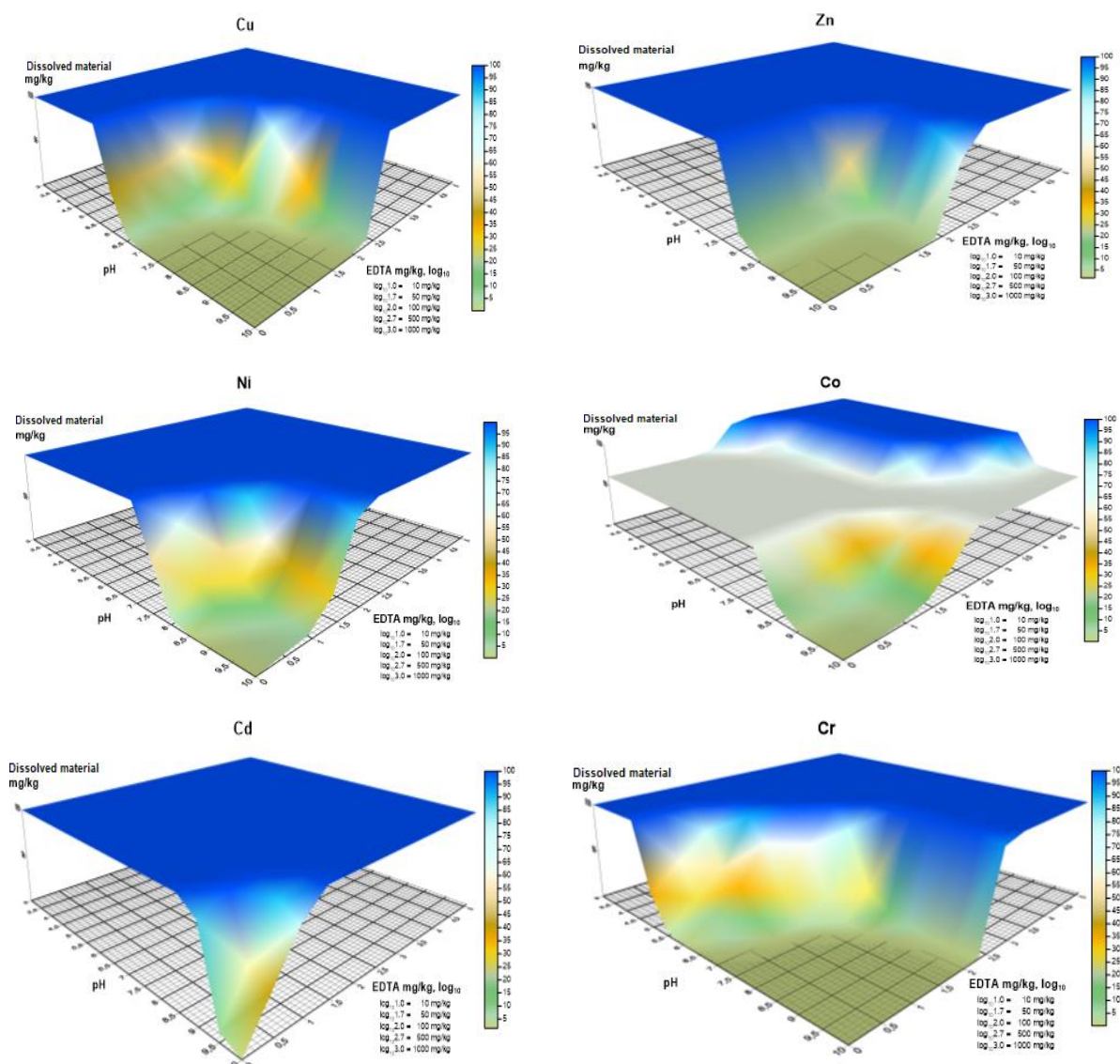


31. ábra – Az oldatban levő Mg koncentrációja a mért és pufferelt pH értékeken, az EDTA koncentráció függvényében.

Nem tapasztaltam koncentrációváltozást a Mg esetében sem, ahol a vizsgált talajok és kezelések nem okoztak változást a kezdeti értékekhez képest. A korrelációs mátrixok alapján továbbá megállapítható, hogy a Mg csupán csak az esetek 41%-ban mutatta a legszorosabb kapcsolatot ($R^2 = 0,72-0,97$) a vassal.

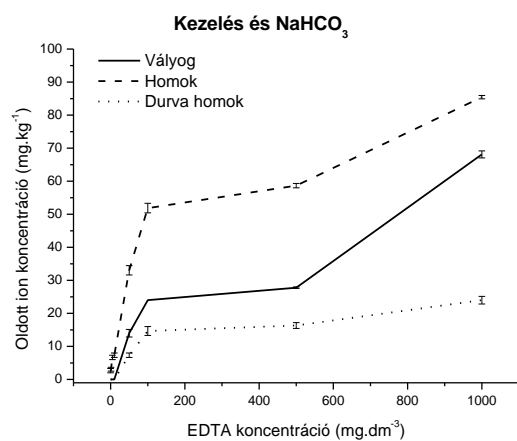
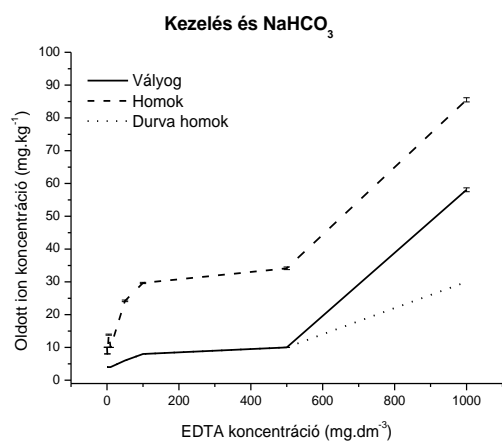
Réz, cink, nikkel, kobalt, kadmium és króm eredményeinek ismertetése

A modelleredmények 3D-s ábrái alapján megállapítható, hogy a Cu, Zn, Ni, Cd, Cr és Co oldhatósága nagymértékben különbözik egymástól (32. ábra). Kifejezetten különböző a Co esetében a lépcsős modell, miszerint a pH érték és EDTA koncentrációktól függetlenül egy jelentős tartományban nem jelenik meg a talajoldatban nagy koncentrációban a Co^{2+} ion. Ezzel szemben a Zn, Cu, Cd, Cr és a Ni esetében nem látható lépcsőzetes oldhatóság. Mindezek mellett mind a Cd kivételével a Cu, Zn, Cr, és Ni potenciálisan toxikus elemek hasonló tartományban – igen magas pH érték esetén (pH 9 körül) és jelentősen alacsony EDTA koncentráció mellett – képez csak oldhatatlan csapadékot. A Cd a modelleredmények alapján csak nagyon szűk EDTA és pH tartományban válik oldhatatlan csapadékká, mely a környezeti terhelés szempontjából nem kedvező tulajdonság.



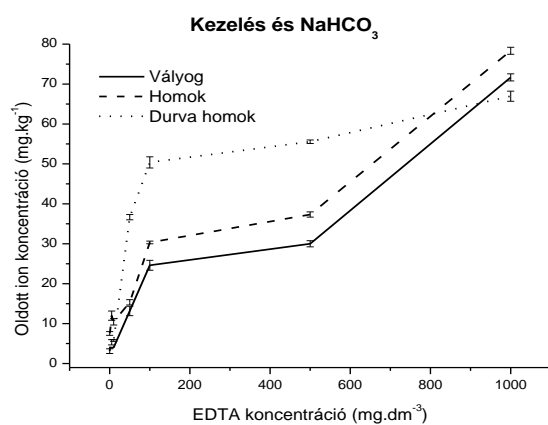
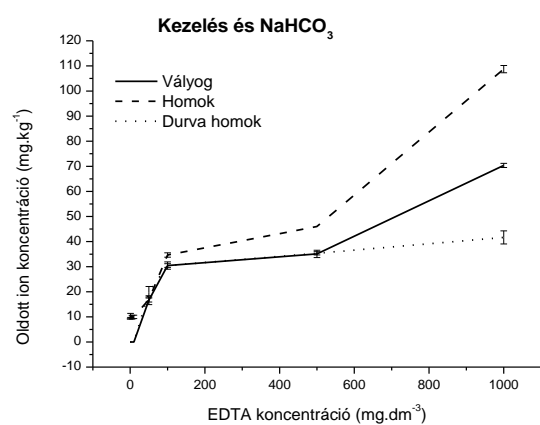
32. ábra – Az Zn, Ni és Co oldhatóságának 3D-s modellezett diagramja a pH és az EDTA koncentráció függvényében.

A mért eredmények azonos EDTA koncentráció mellett azonos koncentrációs változásokat mutatnak, melyet a lineáris regresszióanalízissel igazoltam. Azonban ezeknél az elemeknél megfigyelhető összefüggések csak a mesterségesen elszennyezett talajok esetében figyelhetők meg, mivel az eredeti kontroll talajok esetében ezen potenciálisan toxikus elemek koncentrációi nagyon alacsonyak voltak. Mindezek mellett a különböző koncentrációkat vizsgálva megállapítható, hogy az oldatokhoz adott szódabikarbóna ezeknek az elemeknek az oldhatóságát lecsökkentette. Ez azt jelenti, hogy a NaHCO_3 és mesterséges szennyezés esetében talált összefüggések hasonlóak az elszennyezett talajoldatok eredményeihez, azonban a kisebb koncentrációk miatt esetenként a mérés bizonytalansága is szerepet játszhat az adatokban.



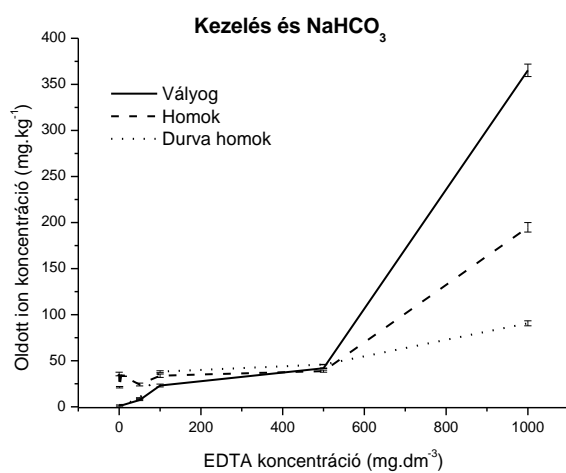
Ni

Co



Zn

Cu

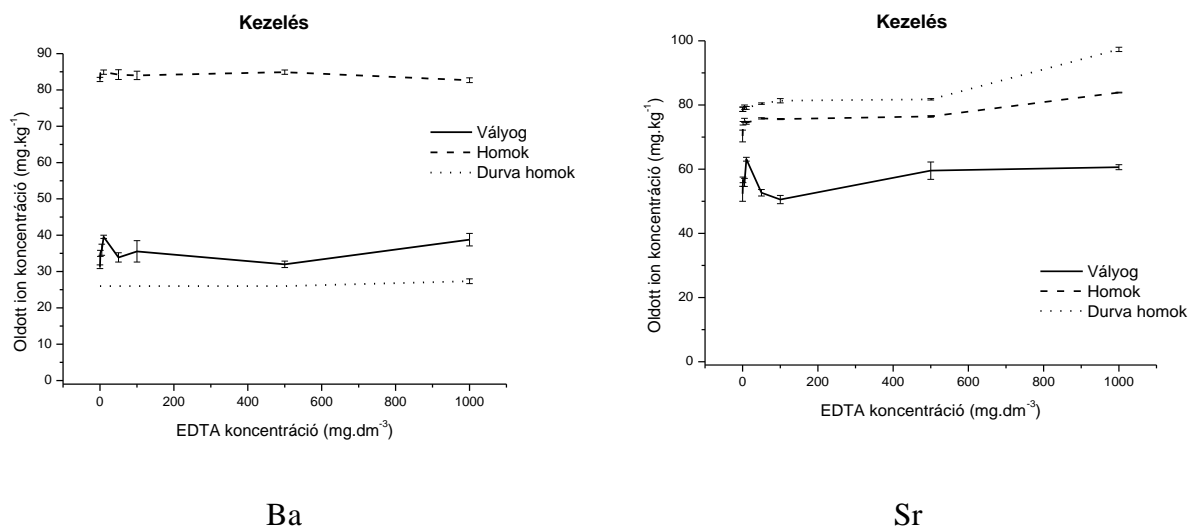


Mn

33. ábra – A Ni, a Co, a Zn, a Cu és a Mn mérési koncentrációi

A kísérleti eredmények alapján megállapítható, hogy a Ni, Co, Zn, Cu és Mn nagyságrendileg azonos EDTA koncentráció és pH érték mellett mobilizálódhatnak a környezetben. A felsorolt 5 elem közötti kapcsolatot a kezelt talajminták esetében a lineáris regresszióanalízis is alátámasztotta ($r > 0,8$). A modellezett értékek között szereplő Cd és Cr mérési eredménye a nullához közelítenek, így ezeknek az elemeknek a koncentrációi nem kerültek elemzésre.

A Cr-hoz és Cd-hoz hasonlóan más elemeknél sem volt tapasztalható az egyes kezelések függvényében bekövetkező változás. Ezek közé az elemek közé tartozik a Sr és a Ba is.



34. ábra – Az oldatban levő Ba és Sr koncentrációja pufferelt pH értékeken, az EDTA koncentráció függvényében

A Sr és Ba hidroxidja igen erős bázis, ezért erős savval képzett sóinak oldódásakor nem jellemző a hidrolízis jelensége, vagyis az oldatban ezek a kationok nem reagálnak jelentős mértékben az oldatban található OH⁻ ionokkal. Ebből következik, hogy az oldat OH⁻ ion koncentrációjának változása (ezzel a pH változása, illetve bázikus pufferelés) nem változtatja meg számottevően az oldatban a fémion koncentrációt.

5. Következtetések, javaslatok

Jelen disszertáció két típusú (szántóföldi és laboratóriumi) vizsgálatot tartalmaz, mely kezelések és kísérletek során adott talajokra jellemző specifikus összefüggések kerültek megállapításra.

A szántóföldi kísérletből származó adatok és azok értékelése elsőként varianciaanalízissel kezdődött, mely esetén az első három mintavételi időpontból származó talajok vizsgálatból származó adatok kerültek elemzésre, mivel a későbbiekben vett talajminták és azok elemzése a mérőműszer karbantartása és alkatrészeinek cseréje a minták mérési eredményének nagyságrendi változását okozták, így a 2017 novemberi, 2018 áprilisi és júniusi, egy időben mért talajok adataiból készült a varianciaanalízis. Mindezen körülményeket figyelembe véve, amennyiben a mintaterület vizsgálata folytatódik, a mérések elvégzésekor egy referenciaminta használatát javaslom, mely segítségével a későbbi mérések is összehasonlíthatóvá válnak a már ismert és elemzett minták adataival.

A varianciaanalízis eredményeként megállapítható volt, hogy az egyes vizsgált paraméterek esetén mely minták esetében voltak szignifikáns különbségek. Az adatokat táblázatba rendezve és kiemelve a szignifikáns különbségeket láthatóvá vált, hogy egyes talajparaméterek és mintapontok esetében kapcsolat feltételezhető, ezért az rendelkezésre álló adatokból 27 verziójú SPSS program segítségével elkészítettem azok klaszterelemzését.

A klaszterelemzés során felhasználtam a varianciaanalízisből származó alapos megfontoláson alapuló tapasztalatot, miszerint a talajok mésztartalma jelentős hatást gyakorol az egyes vizsgált talajparaméterekre. Ezért az adatok csoportokba történő rendezésekor a mésztartalom vált meghatározóvá. Azonban a terület domborzati viszonyai a mésztartalomra jelentős hatás gyakoroltak, miszerint az eróziós folyamatok a dombtetőkön nagyságrendileg azonos arányban játszottak szerepet, mint a talajképző folyamatok. Ezzel szemben a lejtőkön jelentkező eróziós erők a talajfelszín völgyi rezervoárakba történő szállítását eredményezték. Ekkor a lejtőkön a feltalaj elmozdult és szabaddá vált a nagyobb mésztartalmú altalaj, továbbá a völgyekben. Ezért az klaszterelemzés során a figyelembe vettem tengerszint feletti magasságot és a mésztartalmat. Ekkor eredményül kaptam az ideális klaszterszámot, mely segítségével az összes vizsgálati paramétert felosztottam 3 csoportba, majd a csoportokat ANOVA statisztikai elemzésnek vettem alá. Ekkor láthatóvá vált, hogy a 3 csoport nem minden esetben fedti a valóságot, miszerint az esetek egy részében a csoportok között nem találtam szignifikáns különbséget. Ezért az SPSS segítségével újabb klaszteranalízist végeztem, mely vizsgálatkor túlnyomó részben 2 csoportra oszlottak az adatok. Ekkor már szignifikáns különbségek voltak észlelhetők a csoportok között, továbbá a csoportokon belül az adatok között továbbra sem fordult elő jelentős különbség. Ezen összefüggések alapján megállapítható, hogy a mésztartalomnak jelentős hatása van az egyes

potenciálisan toxikus elemek mennyiségére, azonban nem olyan mértékben, hogy a legkisebb mésztartalom változás indikátorává váljon az egyes potenciálisan toxikus elemek különböző koncentrációjának.

Mindezeket figyelembe véve a továbbiakban a mért talajparamétereket egymással is összevetettem elsőként lineáris regresszióval. A regresszió elvégzése után a kapott összefüggéseket ábrázolva láthatóvá vált, hogy nem minden esetben lineáris a kapcsolat az egyes talajparaméterek között. Ekkor szintén az SPSS program segítségével elkészítettem az adatok rang korrelációs tábláját a különböző mintaidőpontokban vett minták különválasztásával. Erre az előzőekben említett műszaki problémák késztek, továbbá az emberi hatások mellett az évenkénti más-más időjárási viszonyok miatt is szükség volt. A rang korreláció eredményeként megállapítható volt az egyes elemek koncentrációinak összefüggése. Azonban ahhoz, hogy ezek az összefüggések a későbbiekben felhasználhatóak legyenek további mintavételek és vizsgálatok szükségesek, melyek alátámaszthatják és kiegészíthetik a dolgozatban szereplő megállapításokat.

Hasonló összefüggéskeresés történt a laboratóriumi kísérlet során is, mely a környezetbe kikerülő EDTA hatását volt hivatott prezentálni ismert körülmények között. Az EDTA mint potenciálisan toxikus elem mobilizáló hatása miatt szükséges vizsgálati anyag. A laboratóriumi kísérlet során három típusú talajmintát – melyek fizikai tulajdonságaikban különböztek egymástól – azonos kezeléseknél vettem alá, mely hatására összehasonlíthatóvá váltak az egyes alaptalajparaméterek potenciálisan toxikus elemek mobilizálhatóságára gyakorolt hatása. Mindezek mellett az egyes elemek koncentrációit is megvizsgáltam lineáris regresszióval, mely eredményeül hasonló összefüggéseket kaptam, mint a szántóföldi kísérletből származó talajok esetében.

Ahhoz, hogy messzemenő következtetések kerüljenek levonásra további kísérletek szükségesek más talajtípusok bevonásával és más szántóföldi terület bevonása is szükséges lenne, melyet folyamatosan több éves vizsgálat alá kellene vetni. Az így gyűjtött adatok segítségével nemcsak a klimatikus tényezők hatása lehetne előrejelezhető, hanem az esetleges mikroelem utánpótlásban is segítséget lehet nyújtani.

6. Összefoglalás

Potenciálisan toxikus elemeknek a periódusos rendszerben található elemek közül azokat nevezzük, melyeknek toxikus, illetve hasznos koncentrációja között igen kicsi a különbség, vagy egyáltalán nincs hasznos hatása az élő szervezetekben.

Mindezek értelmében szinte az összes talajban található mérhető mennyiségben jelenlévő elem potenciálisan toxikus elemeként jelenik meg. Ezen elemek káros hatása egyértelműen az adott elem felvehetőségétől és annak biológiai körforgásba kerülésétől függ. Ezért dolgozatomban az egyes potenciálisan toxikus elem koncentrációi vizsgáltam szántóföldi és laboratóriumi kísérlet során.

Szántóföldi kísérletben olyan terület került kijelölésre, mely nemcsak két talajtípust tartalmazott, hanem domborzati viszonyai is jelentősen különböztek, mely tényezők megnövelik a talajheterogenitást. A területről több időben azonos pontokról (20 mintavételi pont) származtak a talajminták. A mintavételi idők a következők voltak: 2017. 11. 12.; 2018. 04. 23.; 2018. 06. 22.; 2018. 10. 12.; 2019. 03. 29. és 2019. 07. 10. A talajokból a következő paraméterek kerültek meghatározásra:

- az Arany-féle kötöttségi szám,
- mésztartalom % (Scheibler-féle kalciméterrel),
- humusz % (Tyurin-módszer), vezetőképesség,
- pH érték (vizes és KCl-lel készült talajszuszpenzióból) (Buzás, 1988),
- összes nitrogén, ezen belül pedig a NO_3^- -N és NH_4^+ -N koncentrációk (Parnas-Wagner vízgőzdesztillációval) és
- a könnyen oldódó P_2O_5 - és K_2O -tartalom (ammónium-laktátos oldatból) (Egner-Riehm-Domingo, 1960; Sarkadi et al., 1965).
- 2 M-os HNO_3 -as kivonatából a következő elemek koncentrációját határoztam meg: Sr, Fe, K, Al, Zn, Cd, V, Ba, Cu, Co, Y, Li, Rb, Cr, Na, Ca, Mg, As. (Száková et al., 2009; Hooda, 2010)

A laboratóriumi kísérlet során 3 talajtípust vizsgáltam: durvahomok (szárítópusztai), homok (józsefmajori), vályog (nyírségi). A talajok kezelésekor meghatározott talajmennyiséghez ismert koncentrációjú törzsoldatot adtam 100%-os víztelítettséggel (a törzsoldat a következő elemek könnyen oldható sóit tartalmazta: Al^{3+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Sn^{2+} , Zn^{2+}). Ezután a talajminták 2 héten keresztül állandó szobahőmérsékleten érlelődtek. Az EDTA kivonószer hatásának vizsgálata 8 különböző koncentrációs szinten történt: 0; 1; 5; 10; 50; 100; 500; 1000 mg/l. Ezek a koncentrációk 1:10 aránynál (1 g talajhoz 10 ml megfelelő koncentrációjú

kivonószer) 0; 10; 50; 100; 500; 1000; 5000; 10000 mg/kg-os koncentrációt jelentettek a talajokban. Továbbá a különböző pH viszonyok hatásának vizsgálata érdekében az oldatokhoz NaHCO_3 került. Az elemek talajoldatban történő meghatározását követően a kapott koncentrációs adatokból és a hozzáadott anyagmennyiségek ismeretében mérlegszámítások történtek, melyek alapján kiszámításra került az EDTA hatása a vizsgált elemek talajból történő extrahálhatóságára. Mindkét kísérlet eredményeit statisztikai elemzésnek vetettem alá. Elsőként varianciaanalízissel vizsgáltam a mért értékek megbízhatóságát, majd ezt követően a lineáris regresszióanalízissel vizsgáltam az egyes mért talajparaméterek közötti kapcsolatokat. Már a varianciaanalízis során sejthetővé vált, hogy az egyes mért talajparaméterek között kapcsolat áll fenn, ezért további statisztikai vizsgálatokat végeztem.

Mindezek mellett a statisztikai elemzések alátámasztották, hogy a terület domborzati viszonyai a mésztartalomra jelentős hatás gyakoroltak. Az eróziós folyamatok a dombtetőkön nagyságrendileg azonos arányban játszottak szerepet, mint a talajképző folyamatok. Ezzel szemben a lejtőkön jelentkező eróziós erők a talajfelszín völgyi rezervoárakba történő szállítását eredményezték. Ekkor a lejtőkön a feltalaj elmozdult és szabaddá vált a nagyobb mésztartalmú altalaj, továbbá a völgyekben a magasabban helyezkedő részek feltalaja felhalmozódott. Ezért az klaszterelemzés során a figyelembe vettem tengerszint feletti magasságot és a mésztartalmat.

A lineáris regresszióanalízis a laboratóriumi kísérlet során gyűjtött adatok esetén elégnek bizonyult, mivel a mesterségesen elszennyezett talajoknak ismert potenciálisan toxikus elem koncentrációja volt, továbbá a savas karakterisztikájú közeg miatt a különböző potenciálisan toxikus elemek hidroxidjai disszociálódnak és báziserősségük nem érvényesül. Ezzel szemben a szántóföldi kísérlet eredményeinek elemzése azt mutatta, hogy ezen adatok esetében nem minden esetben használható a lineáris összefüggésvizsgálat. Ezért az 27 verziójú SPSS program segítségével rang korrelációs vizsgálatokat végeztem.

Eredményeim alapján a következő összefüggéseket kaptam az egyes talajparaméterek között:

- Az alaptalajparamétereken belül is a különböző pH értékek, szervesanyagtartalmak és a mésztartalmak között lineáris kapcsolatot fedeztem fel ($R^2 = 0,75-0,90$).
- Műtrágyázások és csávázószeres hatásukat mutatják a könnyen oldható K_2O - és P_2O_5 - és Cu-tartalmak, melyek között szoros összefüggést találtam. ($R^2 = 0,86$).
- A Ca-, Mg-, Ba- és Sr-elemtartalmak között szoros összefüggést találtam (0,8 feletti a determinációs koefficiens) volt minden esetben.
- A Na-, Li- és Ru-koncentrációk közötti kapcsolatok esetében 0,8 körüli determinációs koefficiens volt tapasztalható.
- Az Al- és Fe-tartalom kapcsolata szinte az összes időpontból származó minta esetén szoros volt ($R^2 > 0,7$).

- A mésztartalom és/vagy Ca^{2+} -ionkoncentráció, a Mg^{2+} -ionkoncentráció és az alábbi elemek koncentrációja között szoros kapcsolat áll fenn: Al, V, Co, Y, Cr, Na, V, Fe és Co.
- A talajok Al-, V- és Cr-koncentrációinak változása szintén szoros összefüggést mutatott, a determinációs koefficiens sok esetben nagyobb volt, mint 0,85.

A laboratóriumi kísérlet során elsőként a VisualMINTEQ program segített a mért elemek oldhatóságának modellezésében. A modellek elkészülte után már képet kaptam az egyes elemek viselkedésének hasonlóságáról, ezért a mért eredményeket szintén lineáris regresszióanalízissel vizsgáltam, az egyes talajtípusokat és kezeléseket különválasztva.

Az alábbi eredményeket kaptam:

- Al és Fe esetében szinte mindegyik talajtípusnál és kezelésnél megjelent a kapcsolat.
- A korrelációs mátrixok alapján megállapítható, hogy a Mg csak az esetek 41%-ban mutatott szorosabb kapcsolatot ($R^2 = 0,72-0,97$) a Fe-vel.
- kezelt talajminták esetén a Ni, a Co, a Zn, a Cu és a Mn mérési eredményei között kapcsolat áll fenn

7. Új tudományos eredmények

1. Klaszter analízis és varianciaanalízis kombinációjának alkalmazásával sikerült olyan paramétereket találni a vizsgált területen, melyeken hasonló módon viselkedik sok vizsgált potenciálisan toxikus elem. Így beazonosíthatóvá vált például az erózió, mely jelentős hatással van sok potenciálisan toxikus elem mobilizálhatóságára.
2. A mért eredmények vizsgálati eredményeit összehasonlítva sokféle típusú összefüggést találtam az egyes vizsgált elemkoncentrációk között, ezért a Spearman-féle rangkorrelációs vizsgálatokat alkalmaztam az egyes vizsgált elemkoncentrációk egymáshoz képest monoton változásának megállapítására. Ezzel a megoldással egymástól nagyon eltérő típusú összefüggéseket is sikerült azonosítani. Mivel az ezek az összefüggések lineáris kapcsolattal nem minden esetben írhatók le, ezért alkalmaztam rangkorrelációt.
3. A vizsgált potenciálisan toxikus elem koncentrációk alapján számos kémiai, és geokémiai tulajdonságot azonosítottam, melyek alapján típusokra oszthatók a potenciálisan toxikus elemek a talajban észlelhető mobilizálhatóság alapján. Ilyen pl., alkáli, alkáliföldfémek, hármas töltésű elemek hasonló viselkedése.
4. Vizsgálataimban termodinamikai modellezéssel meghatároztam a pH és az EDTA-koncentráció hatását a potenciálisan toxikus elemek oldhatóságára. Három jellemző talajtípuson, és két különböző pH értékre pufferelt rendszerekben vizsgáltam az oldható potenciálisan toxikus elem koncentrációkat, ebből tényleges mérési adatokat szolgáltatam az EDTA mobilizáló hatásáról eltérő típusú és pH-jú talajokon.

Irodalomjegyzék

1. Abrahams P.W. (2002). Soils: their implications to human health. *The Science of the Total Environment* 291: 1-32
2. Adriano D.C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments – Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. Springer, New York. 967 pp
3. Alkorta I., Hernández-Allica J., Becerril J.M., Amezaga I., Albizu I., Garbisu C. (2004). Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 3: 71-90.
4. Allard A.-S., Renberg L., Neilson A.H. 1996. Absence of $^{14}\text{CO}_2$ evolution from ^{14}C -labelled EDTA and DTPA and the sediment/water partition ratio. *Chemosphere*, Vol.33 (4). pp 577-583.
5. Allison, J. D., Brown, D. S., Novo-Gradac, K. J. (1991). "MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 user's manual." EPA/600/3-91/021, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Athens, GA.
6. Alloway, B. J. (1995): *Heavy Metals in Soils* - Blackie Academic and Professional. London. 368 p
7. ANPA – Unità Normativa Tecnica (2002). *I fertilizzanti commerciali – Aspetti normativi e primi risultati sulla caratterizzazione analitica di alcuni prodotti in commercio*. Rapporti 3/2001.
8. Antisari V. L., Dinelli E., Buscaroli A., Gatti M., Campanale A.F., Vianello G. (2011). Distribuzione di elementi potenzialmente tossici in suoli urbani, agricoli e di pineta. *Qualità ambientale*. Vol 5 pp. 77-96.
9. Atkins, P., Jones, L. (1999). *Chemistry - Molecules, Matter and Change*. 4th ed. W. Freeman and Company. New York. 700 p.
10. Aubert A. (1986). A dunaszegcsői „Duna Gyöngye” MGTSZ termőhelyi adottságainak jellemzése és értékelése. Janusz Pannóniusz Tudományegyetem Tanárképző Kar. Pécs.
11. Baptista I., Ritsema C., Geissen V. (2015). Effect of Integrated Water-Nutrient Management Strategies on Soil Erosion Mediated Nutrient Loss and Crop Productivity in Cabo Verde Drylands. *PLoS ONE* 10(7): e0134244.
12. Beér J. (1995): US DOE tiszta szénfelhasználási technológiák. Előadás a „Magyar szénerőművek jövőképe” c. MTA-BME konferencián. Budapest

13. Bennet, H. (ed.) (1986): Concise Chemical and Technical Dictionary, 4th enlarged ed., Edward Arnold, London. 452 p
14. Bochet E., Rubio J.L., Poesen J. (1998). Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate, *Geomorphology* 23, 139–150.
15. Bradl H.B. (2005). Heavy metals in the environment. Elsevier, London, 269 pp.
16. Buzás I. (szerk.) (1988). Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv. 1-2. Mezőgazdasági kiadó. Budapest.
17. Chen L., Liu T., Ma C. 2010. Metal Complexation and Biodegradation of EDTA and S, S-EDDS: A Density Functional Theory Study. *J. Phys. Chem. A* 2010, 114, 1, 443–454.
18. Chojnacka K., Chojnacki A., Górecka H., Górecki H. (2005). Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Science of the Total Environment* Vol. 337 pp. 175 –182
19. Colangelo E.P., Guerinot M.L. (2006). Put the metal to the petal: metal uptake and transport throughout plants. *Current Opinion in Plant Biology* 9: 322-330.
20. Csathó P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA-TAKI, Budapest.
21. de Baets S., Poesen J., Knapen A., Barbera G.G., Navarro J.A. (2007a) Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff, *Plant Soil* 294, 169–183.
22. de Baets S., Poesen J., Knapen A., Galindo P. (2007b) Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow, *Earth Surf. Proc. Land.* 32, 1323–1345.
23. Dong X., Li C., Li J., Wang J., Liu S., Ye B. (2010). A novel approach for soil contamination assessment from heavy metal pollution: a linkage between discharge and absorption. *Journal of Hazardous Materials* 175: 1022-1030
24. Durán Z.V.H., Francia M.J.R., Rodríguez P.C.R., Martínez R.A., Cárceles R.B. (2006). Soil erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): implications for sustainable agriculture, *The Environmentalist* 26, 309–319.
25. Durán Z.V.H., Rodríguez P.C.R., Francia M.J.R., Cárceles R.B., Martínez R.A., Pérez G.P. (2008). Harvest intensity of aromatic shrubs vs. soil-erosion: an equilibrium for sustainable agriculture (SE Spain), *Catena* 73(1), 107–116.
26. Egner, H., Riehm, H., Domingo, W. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungl. Lantbrukshögsk. Ann.* 26. 199–215.

27. Elliot H. A., Liberati M. R., Huang C. P. (1986). Competitive adsorption of heavy metals by soil. *J. Environ. Qual.* Vol. 15. 14-219. p
28. Fabietti G., Biasioli M., Barberis R., Ajmone-Marsan F. (2010). Soil contamination by organic and inorganic pollutants at the regional scale: the case of Piedmont, Italy. *Journal of Soils and Sediments* 10: 290-300
29. Farrah H., Pickering W. F. (1979). pH effects in the adsorption of heavy metals ion by clay. *Chem. Geol.* Vol.25. 317-326. p
30. Fekete Z. (1958). *Talajtan és Trágyázástan*, Mezőgazdasági kiadó, Budapest
31. Filep Gy. (1988a). *Talajkémia*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 293 p.
32. Filep Gy. (1998b). Behaviour and fate of pollutants in soil. In: *Soil Pollution* (Ed.: Filep, Gy.). Agricultural University of Debrecen. Debrecen. 301. p
33. Fodor L. (2002). *Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben*. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaság Tudományi Kar, Keszthely, 141. p.
34. Fontana, S. (2013). *Problematiche della sicurezza alimentare: contaminazione del suolo da metalli, biodisponibilità e trasferimento di elementi in traccia nel sistema suolo/pianta. Il caso di studio del distretto conciaro vicentino*. Ph.D dissertation, XXV cycle. University of Venice.
35. Friedland, A. J. (1989). The movement of metals through soils and ecosystems. In: Shaw, A.J. (ed.): *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. CRC Press, Inc., Boca Raton, 7-20. p.
36. Gabbrielli R., Galardi F. (2004). I metalli pesanti negli organismi vegetali. In: Zerbi G., Marchiol L. (Ed.) *Fitoestrazione di metalli pesanti –contenimento del rischio ambientale relazioni suolo-microrganismi-pianta*: 37-48. Forum Editrice, Udine.
37. Gács I., Katona Z. (1998). *Környezetvédelem (energetika és levegőkörnyezet)*. Budapesti Műszaki Egyetem. Budapest. p. 95. p
38. Gardea-Torresday J.L., Peralta-Videa J.R., de la Rosa G., Parsons J.G. (2005). Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews* 249: 1797-1810.
39. Giller K.E., Witter E., McGrath S. P. (2009). Heavy metals and soil microbes. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 2031-2037
40. Gu B., Mehlhorn T. L., Liang L., McCarthy J. F. (1996). Competitive adsorption, displacement, and transport of organic matter on iron oxide: II. Displacement and transport. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Vol. 60 (16). pp. 2977-2992.
41. Gyssels G., Poesen J., Bochet E., Li Y. (2005). Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Prog. Phys. Geog.* 2, 189–217.

42. He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19: 125-140.
43. Hinrich L. Bohn, Brian L. McNeal, George A. O'Connor (1985). *Talajkémia. Mezőgazdasági Könyvkiadó - Gondolat Kiadó, Budapest* pp. 237-238
44. Hodgson, E., Mailman, R. B., Chambers, J. E. (eds.) (1988). *Macmillan Dictionary of Toxicology*. Macmillan, London.
45. Hooda P. S. (szerk). (2010). *Trace Elements in Soils*. Blackwell Publishing Ltd. pp 62.
46. Ilonczai Zs. (2014). *Klaszter-analízis és alkalmazásai*. Eötvös Loránd Tudományegyetem Informatikai Kar, Algoritmusk és Alkalmazásai Tanszék. Budapest. Diplomamunka.
47. Kabata-Pendias A. (2004). Soil-plant transfer of trace elements. An environmental issue. *Geoderma* 122: 143-149.
48. Kabata-Pendias A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. 4th edition. CRC Press, Boca Raton, 505 pp.
49. Kabata-Pendias A., Mukherjee A.B. (2007). *Trace elements from soil to humans*. Springer, Berlin, 550 pp.
50. Kádár I. (1993). Talajaink mikroelem ellátottságának környezeti összefüggései. In: *MTA Agrártudományok Osztályának Tájékoztatója*. 102-106. p
51. Kádár I. (1995). A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest.
52. Kádár I. (2008): A talajszennyezés megítélése kutatói szemmel. 3. *Agrokémia és Talajtan*. 57: 334-346. p
53. Kidd P., Barceló J., Bernal M.P., Navarri-Izzo F., Poschenrieder C., Shilev S., Clemente R., Monterosso C. (2009). Element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*. 67: 243-259.
54. Király Z. (1985). Balancing chemical and nonchemical methods to manage plant diseases, pest and weeds. *Agrokémia és Talajtan*, 34: 156-164. p
55. Kızılkaya R., Aşkın T., Bayraklı B., Sağlam M. (2004). Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *European Journal of Soil Biology* Vol.: 40 pp.: 95–102.
56. Koochki, A., Seyyedi, S.M. (2016). Effects of Corm Size, Organic Fertilizers, Fe-EDTA and Zn-EDTA Foliar Application on Nitrogen and Phosphorus Uptake of Saffron (*Crocus sativus* L.) in a Calcareous Soil under Greenhouse Conditions. *Notulae Scientia Biologicae*, 8(4), 461-467.
57. Kovács M., Koltay A., Kaszab L., Tóth S., Zsigmond L. (1986). A levegőszennyezés hatása Ajka város fáira. A fák levelének kémiai összetétele. *Bot. Közlem.* 73. 93-101. p.

58. Köles P. (1999). A közúti közlekedés során keletkező nehézfém-terhelések hatása a környezetre. Doktori értekezés. GATE. Gödöllő. 128. p
59. Kranner I., Colville L. (2011). Metals in seeds: biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environmental and Experimental Botany*, 72: 93-105.
60. Kroeger T, Frieg B, Zhang T, Hansen F.K, Marmann A, Proksch P, Nagel-Steger L, Groth G, Smits S.H.J, Holger Gohlke G. (2017). EDTA aggregates induce SYPRO orange-based fluorescence in thermal shift assay. *PLoS ONE* 12(5): e0177024
61. Lal R. (1986a). Conversion of Tropical Rainforest: Agronomic Potential and Ecological Consequences. *Advances in Agronomy*, Vol 39, pp. 173-264
62. Lal R. (1986b). Soil Surface Management in the Tropics for Intensive Land Use and High and Sustained Production. In: Stewart B.A. (eds) *Advances in Soil Science*. *Advances in Soil Science*, Vol 5. Springer, New York, NY.
63. Lal R. (1990). Soil erosion and land degradation: the global risks, in: Lal R., Stewart B.A. (Eds.), *Soil degradation*, Springer, New York, pp. 129–172.
64. Lal R., Hall G.F., Miller F.P. (1989). *Soil Degradation: I. Basic process. Land degradation & rehabilitation*. Vol. 1 pp. 51-69.
65. Láng I. (főszerk.) (2002). *Környezet és természetvédelmi lexikon I-II*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 1256. p
66. Lasat M.M. (2000). Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substances Research*. 2: 1-25.
67. Lewis, R.J.Sr. (ed.) (1993). *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*. 12th ed. Van Nostrand Reinhold. New York. 779. p
68. Ligetvári F. (szerk.) (2000). *Környezetünk és védelme*. 1. kötet. Szarvas: Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány. 290. p
69. Loch J. Nosticzius Á. (2004). *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Negyedik javított kiadás, Mezőgazda kiadó, Budapest
70. Madari B. Micheli E., Czinkota I., Johnston C. T., Graveel J. G. (1998). Soil organic matter as indicator of changes in the environment. Anthropogenic influences: tillage. *Agrokémia és Talajtan*. Vol. 47. pp. 121-132.
71. Magdoff F., Weil R.R. (2004). *Soil organic matter in sustainable agricultural*. CRC press.
72. Mandiwana K.L., Panichev N., Kataeva M., Siebert S. (2007). The solubility of Cr(III) and Cr(VI) compounds in soil and their availability to plants. *Journal of Hazardous Materials*, 147: 540-545.

73. McGrath S.P., Zhao F.J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 14:277-282.
74. Means J.L., Kucak T., Crerar D.A. (1980). Relative degradation rates of NTA, EDTA and DTPA and environmental implications. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*. Vol 1, (1). pp 45-60.
75. Menzies N.W., Donn M.J., Kopittke P.M. (2007). Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution* 145: 121-130.
76. Meuser H., Van de Graaff R.H.M. (2011). Characteristics of natural and urban soils. In: Swartjes F.A. (Ed.) *Dealing with contaminated sites – From theory towards practical application*: 91-136. Springer, Dordrecht
77. Minkina, T., Konstantinova, E., Bauer, T., Mandzhieva S., Sushkova S., Chaplygin V., Burachevskaya Marina, Nazarenko Olga, Kizilkaya R., Gülser C., Maksimov A. (2021). Environmental and human health risk assessment of potentially toxic elements in soils around the largest coal-fired power station in Southern Russia. *Environ Geochem Health* Vol.: 43, pp.: 2285–2300.
78. Mukherjee B., Patra B., Mahapatra S., Banerjee P., Tiwari A., Chatterjee M. (2004). Vanadium – an element of atypical biological significance. *Toxicology Letters*, 150: 135-143
79. Murakami M., Ae N. (2008). Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* [L.] Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *Journal of Hazardous Materials*, 162: 1185-1192.
80. Nicholson F.A., Smith S.R., Alloway B.J., Carlton-Smith C., Chambers B.J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of The Total Environment*, 311: 205-219
81. Nziguheba G., Smolders E. (2008). Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *Science of the Total Environment*, 390: 53-57
82. Papp S. (2002). *Biogeokémia – körfolyamatok a természetben*. Veszprém. Veszprémi Egyetemi Kiadó. 273. p.
83. Papp S. (2010). *Biogeokémiai körfolyamatok és antropogén módosításuk*. Magyar Tudomány. 171. évfolyam – 2010/3. szám. 298-308. p
84. Papp S. (2011). *Környezeti kémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 359. p.
85. Papp S., Kümmel, R. (1992): *Környezeti kémia*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 359. p.
86. Peijnenburg W.J.G.M., Zablotskaja M., Vijver M.G. (2007). Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety* Vol. 67 pp. 163-179.

87. Peralta-Videa J.R., Lopez M.L., Narayan M., Saupe G., Gardea-Torresdey J. (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 41: 1665-1677.
88. Pimentel D., Kounang N. (1998). Ecology and soil erosion in ecosystems, *Ecosystems* 1, pp. 416–426.
89. Puigdefábregas J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands, *Earth Surf. Process. Landf.* 30, 133–147.
90. Rétháti L. (1985). Valószínűségelméleti megoldások a geotechnikában. Akadémiai Kiadó, Budapest
91. Rey F. (2003). Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies, *Catena* 50, 549–562.
92. Rodrigues S.M., Henriques B., Ferreira da Silva E., Pereira M.E., Duarte A.C., Römkens P.F.A.M. (2010). Evaluation of an approach for the characterization of reactive and available pools of twenty potentially toxic elements in soils: Part I – The role of key soil properties in the variation of contaminants' reactivity. *Chemosphere* 81: 1549-1559.
93. Roose. E.J. (1977). Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and Smith in West Africa. In D.J. Greenland and R. Lai, eds. *Soil conservation and management in the humid tropics*. Chichester. UK: Wiley, 177-87.
94. Sarkadi, J., Krámer, M., Thamm, Fné. (1965). Kalcium- és ammóniumlaktátos talajkivonatok P tartalmának meghatározása aszkorbinsav-ónkloridos módszerrel melegítés nélkül. *Agrokémia és Talajtan*. 14: 75–86.
95. Scott, J. S., Smith, P. G. (1981). *Dictionary of Waste and Water Treatment*, Butterworths, London
96. Simon G. (2008). A zöldségnövények környezetbarát tápanyag utánpótlása és talajművelése. Nemzeti Szakképzési és Felnőttképzési Intézet, Budapest
97. Simon L. (1999). Heavy metal phytoextraction capacity of several agricultural crop plant species. In: 5th Int. conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements (Ed.: Wenzel, W. W. et al.). Vol. II. Vienna, Austria. 892-893. p
98. Smith, D.P., Kalch, R. (1999). Minerals and mine drainage. *Water Environ. Res.* 71(5), 822-828. p
99. Sparks, D.L. (2003). *Environmental Soil Chemistry*. Academic press. Elsevier Science (USA)
100. Stefanovits P., Filep Gy., Fülekgy Gy. (1999). *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 363-370
101. Steinhilber E., (2009). Soils and geomedicine. *Environmental Geochemical Health* 31: 523-535.

- 102.Stevenson F. J. (1977). Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a modified potentiometric titration method. *Soil Sci.* (123). 10-147. p
- 103.Szabó Gy. (2000). Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen - *Studia Geographica* - Debrecen, Egyetemi Kiadó. 144 p
- 104.Szabó L. (szerk.) (1998). Növénytermesztés és a környezet. Tan-Grafix Művészeti, Szolgáltató és Kiadó Kft. Budapest. 381. p
- 105.Szákóvá J., Tlustos P, Goessler W., Frková Z., Najmanová J. (2009). Mobility of arsenic and its compounds in soil and soil solution: The effect of soil pretreatment and extraction methods. *Journal of Hazardous Materials* Vol. 172 (2–3), pp 1244-1251.
- 106.Szegedi L. (2011). Toxikus nehézfém szennyezés utóhatásainak vizsgálata barna erdőtalajon. Doktori értekezés. Környezettudományi Doktori Iskola, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- 107.Szűcs I. 2004. Alkalmazott statisztika. Agroiinform Kiadó és Nyomda Kft. Budapest. pp. 231.
- 108.Tamás J. (1990). Szennyvíziszap elhelyezés és hatása a környezetre. Egyetemi doktori értekezés. DATE. Debrecen.
- 109.Tamás J. (1991). New aspects in the treatment of sewage water and sludge regarding agriculture. In: Proc. Int. symp. on Ecological Approaches of Environmental Chemicals GSF Inst. für ökologische Chemie Neuhenberg. April. 15-17. Debrecen, Hungary, 380-389.
- 110.Tamás J. (1992). Potenciálisan toxikus nehézfém készlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban. Kandidátusi értekezés. MTA. Budapest
- 111.Thyll SZ. (szerk.) (1996). Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- 112.Túry R. (2009). Meddőhányók nehézfém tartalmának mérséklése növénykultúrákkal. PhD értekezés. Mosonmagyaróvár. 164 p
- 113.Ungaro F., Ragazzi F., Cappellin R., Giandon P. (2008). Arsenic concentration in the soils of the Brenta Plain (Northern Italy): mapping the probability of exceeding contamination thresholds. *Journal of Geochemical Exploration* 96: 117-131.
- 114.Van Dijk P.M., Kwaad F.J.P.M., Klapwijk M. (1996). Retention of water and sediment by grass strips, *Hydrol. Process.* 10, 1069–1080.
- 115.Várallyay Gy. (1990). Soil quality and land use. In: State of the Hungarian environment. (Eds: Hinrichsen, D. and Enyedi, Gy.) Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. Budapest. 91-123. p
- 116.Várallyay Gy. (2008a). A talaj szerepe a csapadék-szélsőségek kedvezőtlen hatásainak mérséklésében. In: *KLÍMA-21 Füzetek* 52. 57–72.
- 117.Várallyay Gy. (2008b). Talaj-víz kölcsönhatások a klímaváltozás tükrében. *Talajvédelem* Különszám. Szerk.: Simon L. Talajtani vándorgyűlés, Nyíregyháza.

118. Vejvodová K., Drábek O., Ash C., Tejnecký V., Němeček K., Borůvka L. (2021). Effect of clay on the fractions of potentially toxic elements in contaminated soil. *Soil & Water Res.*, 16: 1–10.
119. Wainwright J., Parsons A.J., Schlesinger W.H. (2002). Hydrology – vegetation interactions in areas of discontinuous flow on a semi-arid bajada, Southern New Mexico. *J. Arid Environ.* 51, 319–338.
120. Wen D., Pimentel D. (1998). Agriculture in China: water and energy resources, in: Tso T.C., Tuan F., Faust M. (Eds.). *Agriculture in China 1949–2030*, Beltsville, IDEALS Inc., pp. 479–497.
121. Zerbi G., Marchiol L. (2004). Introduzione. In: Zerbi G. e Marchiol L. (Ed.) *Fitoestrazioni di metalli pesanti – contenimento del rischio ambientale e relazioni suolo-microrganismi-pianta*: 9-36. Forum Editrice, Udine.
122. Ziegler A.D., Giambelluca T.W. (1998). Influence of revegetation efforts on hydrologic response and erosion, Kaho’Olawe Island, Hawaii, *Land Degrad. Dev.* 9, 189–206.
123. Zuazo V.H.D., Pleguezuelo C.R.R. (2009). Soil-Erosion and Runoff Prevention by Plant Covers: A Review. In: Lichtfouse E., Navarrete M., Debaeke P., Véronique S., Alberola C. (eds.) *Sustainable Agriculture*. Springer, Dordrecht.

Internetes hivatkozások:

- http1: <http://web.inc.bme.hu/fpf/kemszam/16tabl.html>, Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: oldhatósági szorzat, Lekérdezés időpontja: 2021. 11. 09.
- http2: <https://sites.google.com/site/huminsav/home/humusz/a-humuszanyagok-jellemzese>, Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: humuszanyagok jellemzése, Lekérdezés időpontja: 2021. 11. 09.
- http3: <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Medta.png>, Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: EDTA, Lekérdezés időpontja: 2021. 11. 09.
- http4: <https://www.mepar.hu> Keresőprogram: Google. Lekérdezés időpontja: 2020. 11. 09

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném kifejezni köszönetemet témavezetőmnek, Czinkota Imrének, aki végtelen türelemmel és odafigyeléssel vezetett végig.

Köszönöm jelenlegi és volt munkatársaimnak, Balogh Eszter Erikának, Rétháti Gabriellának, Borka Györgynek, Boros Norbertnek, Gulyás Miklósnak, Sebők Andrásnak és Tolner Lászlónak a rengeteg segítséget, tanácsot és iránymutatást.

Külön köszönettel tartozom a laboratóriumi munkákért Prokainé Nemes Ágnesnek és Egyháziné Tamás Évának, továbbá a Miskolci Egyetem munkatársainak Tóth Mártonnak és Kovács Balázsnak.

Köszönöm a Környezettudományi Intézet munkatársainak, akik végig segítettek ezen az úton.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm a családomnak, akik türelmükkel, szeretetükkel és gondoskodásukkal segítettek ebben az időszakban is.

Publikációk jegyzéke

1. Czinkota, I.; Filep, T.; Rétháti, Gabriella; Tolner, L.; Gulyás, M.; Sebők, A.; Dálnoki, Boglárka 2021. Derivation and application of a generalised exchange-adsorption isotherm for the adsorption of hydrophobic compounds on soils. *Soil and Water Research* 16: 2 pp. 67-73., 7 p. (2021)
2. Dálnoki, Anna Boglárka; Rózsa, L.; Borka, Gy.; Balogh, Eszter Erika; Rétháti, Gabriella; Czinkota, I. 2019 Potenciálisan toxikus elemek megkötésének vizsgálata adszorpciós izotermával és spektrofotométeres méréssel. In: Bihari, Erika; Molnár, Dániel; Szikszai-Németh, Ketrin (szerk.) *Tavaszi Szél 2019 Konferencia = Spring Wind 2019: Konferenciakötet I.* Budapest, Magyarország: Doktoranduszok Országos Szövetsége (DOSZ) (2020) 641 p. pp. 41-47., 7 p.
3. Balogh, Eszter; Kern, L.; Gábor, Gy.; Dálnoki, Anna Boglárka; Rátky, J.; Zsolnai, A.; Anton, I. 2019. Egy pontos nukleotid-polimorfizmusok (SNP) hatása magyar nagyfehér kocák szaporodásbiológiai tulajdonságaira. In: Bihari, Erika; Molnár, Dániel; Szikszai-Németh, Ketrin (szerk.) *Tavaszi Szél 2019 Konferencia = Spring Wind 2019: Konferenciakötet I.* Budapest, Magyarország: Doktoranduszok Országos Szövetsége (DOSZ) (2020) 641 p. pp. 22-32., 11 p.
4. Balogh, Eszter; Dálnoki, Anna Boglárka; Rózsa, L.; Debnár, Viktória Johanna; Varga-Balogh, Orsolya; Rátky, J.; Zsolnai, A.; Anton, I. 2020. Evaluation of porcine semen quality by portable and desktop CASA systems – Short communication. *Acta Veterinaria Hungarica* 68: 2 pp. 197-199., 21 p.
5. Sebők A.; Czinkota I.; Dálnoki Anna Boglárka, Waltner I.; Grósz J. 2019. Long-term reduction effects to the extractable soil chemicals. In: Jakab, Gusztáv; Csengeri, Erzsébet (szerk.) *XXI. Századi vízgazdálkodás a tudományok metszéspontjában: II. Víz tudományi Nemzetközi Konferencia*, Szarvas, Magyarország: Szent István Egyetem Agrár- és Gazdaságtudományi Kar (2019) 380 p. pp. 349-355., 7 p.
6. Dálnoki Anna Boglárka; Sebők A.; Grósz J.; Rétháti Gabriella, Tolner L. 2018. Rapid biotest for fertiliser's effects. In: Zoltán, Kende (szerk.) *17th Alps-Adria Scientific Workshop: Abstract book*, Gödöllő, Magyarország: Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó (2018) 172 p. pp. 138-139., 2 p.
7. Fekete Gy.; Alexa L.; Köles P.; Grósz J.; Dálnoki Anna Boglárka 2018. Investigation on the growth of microalgae affected by biomass ash extract treatment. In: Zoltán, Kende (szerk.) *17th Alps-Adria Scientific Workshop: Abstract book*, Gödöllő, Magyarország: Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó (2018) 172 p. pp. 150-151., 2 p.

8. Sebők A; Czinkota, I; Nyiri B.; Bosnyákovics Gabriella; Gulyás M.; Dálnoki Anna Boglárka 2018. A talaj szervesanyag minőségének vizsgálata UV-VIS spektrumban – az Exponenciális Illesztés Módszere (EFA). *Növénytermelés* 67: 4 pp. 59-71., 13 p. Közlemény: 30718683 Nyilvános Forrás Folyóiratcikk (Szakcikk) Tudományos
9. Bosnyákovics, Gabriella; Sebők A.; Dálnoki, Anna Boglárka; Czinkota, I. 2018. Csapadékvíz megtisztítási hatékonyságának meghatározási módszere telepített környezetben. In: Fülek, György (szerk.) XIV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia Gödöllő, Magyarország: MAG Mezőgazdaságért Alapítvány (2018) Paper: 41
10. Fekete, Gy.; Aleksza, L.; Köles, P.; Czinkota, I.; Grósz, J.; Dálnoki, Anna Boglárka 2018. Oldatban elnyeletett széndioxiddal kezelt mikroalgák vizsgálata. In: Jakab, Gusztáv; Tóth, Attiláné; Csengeri, Erzsébet (szerk.) *Alkalmazkodó Vízgazdálkodás: Lehetőségek és kockázatok. Víz tudományi Nemzetközi Konferencia Szarvas, Magyarország: Szent István Egyetem Agrár- és Gazdaságtudományi Kar* (2018) 326 p. p. 43, 1 p.
11. Sebők, A.; Czinkota, I.; Fekete, Gy.; Dálnoki, Anna Boglárka; Grósz, J. 2017. Humuszoldat adszorpciós és deszorpciós kinetikájának meghatározása homokos talajon oszlopkísérlet segítségével. *Talajvédelem. Különszám* 2017 pp. 251-260., 10 p. (2017)
12. Dálnoki, Anna Boglárka; Huszár, Szilvia; Sebők, A.; Fekete, Gy.; Czinkota, I. 2017. Talaj és növény beltartalmi paramétereinek változása trágyakezelések hatására. *Talajvédelem. Különszám* 2017 pp. 363-370., 8 p. (2017)
13. Fekete, Gy.; Rétháti, Gabriella; Kovács, A.; Dálnoki, Anna Boglárka; Grósz, J.; Tóth, P.P. 2017. Mikroalgák szervesanyag-tartalmának vizsgálata. In: [s n.] (szerk.) 6. Környezetkémiai Szimpózium: Program és előadaskivonatok Bakonybél, Magyarország (2017) 50 p. p. 15
14. Czinkota, I.; Rétháti, Gabriella; Tolner, L.; Dálnoki, Anna Boglárka; Sebők, A. 2017. Széles körben használatos adszorptívum csereizoterma levezetése és használati lehetőségei. In: [s n.] (szerk.) 6. Környezetkémiai Szimpózium: Program és előadaskivonatok. Bakonybél, Magyarország (2017) 50 p. p. 31
15. Tolner, L.; Rétháti, Gabriella; Kovács, A.; Dálnoki, Anna Boglárka; Fekete, Gy.; Czinkota, I. 2016. Biodízelgyártás melléktermék (glicerín) hatása a talaj nitrogén formáira és az angolperje kezdeti fejlődésére. In: MTA, Analitikai és Környezeti Kémiai Tudományos Bizottság Környezeti Kémiai Munkabizottsága (szerk.) *Ötödik Környezetkémiai Szimpózium.* (2016) p. 21