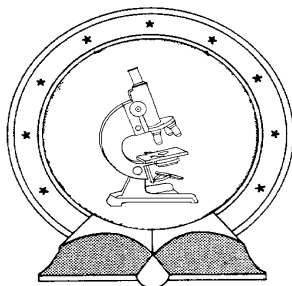


DE TTK



1949

**FITOREMEDIÁCIÓS ÉS ÖKOTOXIKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK
VÉGZÉSE MAGYARORSZÁGI ÉS TÖRÖKORSZÁGI
TERÜLETEKEN**

**PHYTOREMEDIATION STUDIES AND ECOTOXICOLOGICAL
INVESTIGATIONS ON HUNGARIAN AND TURKISH POLLUTED
AREAS**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

CSATÁRI ISTVÁN

Témavezető: Dr. Lakatos Gyula (egyetemi docens)

Konzulens: Dr. Gülriz Baycu (egyetemi docens)

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2015

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia** doktori programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

Debrecen, 2015.

.....
a jelölt aláírása

*Tanúsítom, hogy **Csatári István** doktorjelölt **2009-2012** között a fent megnevezett Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia doktori programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét. Az értekezés elfogadását javasolom.*

Debrecen, 2015.

.....
a témavezető aláírása

**FITOREMEDIÁCIÓS ÉS ÖKOTOXIKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK
VÉGZÉSE MAGYARORSZÁGI ÉS TÖRÖKORSZÁGI
MINTATERÜLETEKEN**

**PHYTOREMEDIATION STUDIES AND ECOTOXICOLOGICAL
INVESTIGATIONS ON HUNGARIAN AND TURKISH POLLUTED
AREAS**

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Csatári István** okleveles Környezetkutató-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**
(**Alkalmazott Ökológia Doktori programja**) keretében

Témavezető:

Dr. Lakatos Gyula

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Prof. Dr. Posta József

tagok: Kaszáné Dr. Kiss Magdolna

Prof. Dr. Simon László

A doktori szigorlat időpontja: 2015. április 28.

Az értekezés bírálói:

.....

.....

A bírálóbizottság:

elnök:

tagok:

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja:

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés.....	1
2	Célkitűzések	3
3	Irodalmi áttekintés.....	4
3.1	Szennyezett területek fitoremediációja.....	4
3.1.1	Fitoextrakció.....	5
3.1.2	Fitostabilizáció	6
3.1.3	A fitoremediációs módszerek alkalmazásának lehetséges formái .	7
3.2	A nád fitoremediációs szempontból fontos tulajdonságai.....	9
3.3	Ökotoxikológiai tesztek szerepe a szennyezett területek monitorozásában.....	10
4	Anyag és módszer	12
4.1	A mintavételi területek bemutatása	12
4.2	Mintavétel.....	14
4.3	Minta előkészítés és laboratóriumi vizsgálatok.....	18
4.3.1	Üledék és talaj	18
4.3.2	Vízminták előkészítése elemanalízishez és ökotoxikológiai tesztekhez	20
4.3.3	Növényminták	21
4.4	ICP-OES elemanalízis (összes mintatípusra).....	22
4.5	Sinapis alba csíranövény teszt	23
4.6	Egyéb számítások	24
4.6.1	Bioakkumulációs faktor és transzlokációs faktor.....	24
4.6.2	Biomasszára vonatkoztatott nehézfém tartalom számítása	24
4.7	Alkalmazott statisztikai módszerek	25
5	Eredmények ismertetése és megbeszélése	26
5.1	A mintavételi területek növényzetének taxonómiai bemutatása	26
5.1.1	Kunszentmárton	26
5.1.2	Küçükcekkece	35

5.2	Talaj-, üledék- és vízminták textúrája, kémhatása és vezetőképessége	37
5.2.1	Kunszentmárton	37
5.2.2	Kücükcekece	40
5.3	Talaj-, üledék- és vízminták elemtartalma	42
5.3.1	Kunszentmárton	42
5.3.2	Kücükcekece	45
5.4	A nád biomasszájával kapcsolatos eredmények	57
5.5	A vizsgált növények elemtartalma	62
5.5.1	Nád elemtartalma	63
5.5.2	Elemek korrelációja a nád frakcióiban	73
5.5.3	Kémiai szennyezők mennyisége a nád négyzetméterenkénti száraz biomasszájában	75
5.5.4	Egyéb növények elemtartalma	79
5.6	Ökotoxikológiai tesztek eredményei	83
5.6.1	Kunszentmárton	83
5.6.2	Kücükcekece	84
6	Új tudományos eredmények összefoglalása	85
7	Összefoglalás	88
8	Summary	91
9	Köszönetnyilvánítás	94
10	Irodalomjegyzék	96
11	Függelék	106
12	A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke	116

1 Bevezetés

A nehézfémek és egyéb kémiai szennyezőanyagok túlzott jelenléte a talajban, felszíni és felszín alatti vizekben komoly környezeti és egészségügyi kockázattal járhat. Ennek ellenére a nehézfémek antropogén inputja napjainkban is igen kritikus a mezőgazdasági, kommunális és ipari tevékenységeknek köszönhetően. A növények képesek beépíteni ezeket az anyagokat a szervezetükbe, így azok bekerülhetnek a táplálkozási hálózatokba és a biomagnifikáció folyamatán keresztül akár az ember egészségét is veszélyeztethetik (Rabneck *et al.*, 2007). Hosszú távú megoldást a primer prevenció jelenthet, ami mellett a már szennyezett területek állapotfelmérését és kárelhárítását is el kell(ene) végezni. A nehézfémekkel szennyezett területek kárelhárításában számos fizikai-kémiai módszer létezik, azonban ezeknek az eljárásoknak több hátránya is ismert, mint például a jelentős költsége, másodlagos veszélyes hulladék keletkezése, illetve a talaj szerkezetének és élővilágának károsodása. Ellenben a fitoremediáció, ami az adott szennyezők ártalmatlanítását teszi lehetővé növények felhasználásával, igen nagy területen akár helyben (in-situ) is alkalmazható, környezetkímélő és meglehetősen költséghatékony (Baker és Brooks, 1989; Brooks, 1998; Simon, 2005; Bíró *et al.*, 2007; Lakatos *et al.*, 2008). A növények azon tulajdonsága, hogy képesek gyökereikben akkumulálni vagy a hajtásukba szállítani és ott raktározni bizonyos nehézfémeket, lehetővé teszi, hogy ezeket a növény fajokat felhasználjuk a szennyezett vízi és szárazföldi élőhelyek monitorozásában és kárelhárításában (Baycu *et al.*, 2014). A sikeres fitoremediációs eljárás kidolgozásánál figyelembe kell vennünk a remediálni kívánt terület környezeti paramétereit, az azt toleráló növények genetikai és fiziológiai sajátosságait, illetve azok biomassza produkcióit, ezért az ilyen projektek megkövetelik az alapos elővizsgálatokat és megfelelő kutatások elvégzését (Simon *et al.*, 2000).

Az első fitoremediációs kutatások és növények ilyen célú gyakorlati alkalmazásai globálisan is kecsegtető eredményekkel zárultak (Farmer *et al.*, 2006). Magyarország és Törökország azon országok közé tartozik, ahol a fitoremediációs technikák alkalmazása a kutatás és fejlesztés (R&D-Research and Development) fázisban tart, ezért az ilyen irányú kutatások napjainkban kiemelkedő szerepet kapnak (Bíró *et al.*, 2007). A helyben történő (in-situ) fitoremediációs eljárások vizsgálatára és fejlesztésére kiváló referencia területeket nyújtanak az ipari létesítményekhez tartozó szennyvíz ülepítő egységek, bányameddők, illetve városi ökoszisztémák intenzív antropogén hatás alatt álló szárazföldi és vizes élőhelyei. Az utóbbira kiváló példát jelentenek a folyamatosan bővülő metropoliszok területén elhelyezkedő lagúnák, amelyek vízgyűjtő területei jelentős nehézfém terhelést kaphatnak a közlekedés, mezőgazdaság, kezeletlen, vagy nem megfelelően kezelt ipari és kommunális szennyvíz kibocsátás, légköri kiülepedés és turisztikai

tevékenységek következtében (Moore és Ramamoorthy, 1984; Green-Ruiz és Paez-Osuna, 2001; Shumilin *et al.*, 2001, Maanan *et al.*, 2004; Kolay és Singh, 2010). Globálisan megfigyelhető jelenség a lagúnák vizének és üledékének nehézfémek általi szennyeződése, mivel azok a vízgyűjtők talaján keresztül felszíni és/vagy felszín alatti lefolyással egészen a tengerparti területekig is eljuthatnak (Glasby *et al.*, 2004; Ruiz *et al.*, 2006). A lagúnák litorális zónáját illetve a tengeri torkolatok mocsaras vidékeit olyan többnyire sótűrő növényfajok népesítik be (többnyire a Poaceae családkhoz tartozó fűfélék), amelyek potenciális fitoremediációs szerepére már több tanulmány is rámutatott. A nád (*Phragmites australis*) fitoremediációs alkalmazhatósága nemzetközileg is széles körben tanulmányozott annak jelentős biomassza produkciója és nehézfém akkumuláló kapacitása miatt, azonban a tanulmányok csak egy töredéke foglalkozik a lagúnák partvidékén található állományok ilyen irányú vizsgálatával (Bonanno és Giudice, 2010).

A Debreceni Egyetem korábbi Alkalmazott Ökológia Tanszékén 2005-ben kapcsolódtam be a kunszentmártoni bőrgyár nagy krómtartalmú ülepítő tórendszerét kolonizáló növényfajok fitoremediációs vizsgálataiba, majd 2010-től Törökországban folytattam ilyen irányú kutatásaimat. A kunszentmártoni mintavételi terület folyamatos monitorozásán túl kutatásaimat kiterjesztettem és egy török-magyar nemzetközi projekt (BAP-IRP) keretén belül kezdtem el vizsgálni az Isztambulban található Küçükçekmece-lagúna litorális zónájának vegetációját. A két mintavételi terület növényállományait hasonló fajok alkották, különös tekintettel a nádra, amely minden évben mindkét mintavételi területen fellelhető volt, így biztosítva egy részletes, összehasonlító tanulmány készítésének alapjait. A doktori dolgozatomban a kunszentmártoni monitorozás és az isztambuli kutatás új tudományos eredményeit mutatom be.

2 Célkitűzések

A vizsgálatok fő célkitűzéseként a mintavételi területek környezeti állapotfelmérésének elvégzését, illetve az azokon megtelepedő növényfajok (különös tekintettel a nádra) lehetséges fitoremediációs szerepének feltárását tűztük ki.

A fő konklúziók megállapításához a kutatás előtt az alábbi rész célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- Felderíteni a mintavételi területek legfőbb fiziko-kémiai adottságait, mint például a talajtextúra, pH és vezetőképesség, amelyek befolyásolhatják a mintavételi területek szennyezőkkel szembeni érzékenységet, a kémiai szennyezők közegben történő transzmisszióját, illetve azok növények általi felvételét.
- ICP-OES analitikai módszerrel meghatározni a mintavételi területek vizében, talajában és üledékében található potenciális kémiai szennyezők (P, Fe, Al, B, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Pb, Cd) koncentrációját. A Küçükçekmece-lagúna és litorális zónájának esetében igazolni az egyes elemek antropogén eredetét és lehetséges kapcsolatát a különböző földhasználat alatt álló területekkel.
- ICP-OES technikával detektálni az adott kémiai szennyezők koncentrációit a növényekben. A kémiai szennyezők növények általi felvételét, és azok transzlokációját vizsgálva megadni, hogy melyik növényfaj gyökérakkumuláló és melyik halmoz fel nagy koncentrációkat, ezekből az elemekből a hajtásban. Növényfajokat javasolni fitoextrakciós vagy fitostabilizációs alkalmazásra.
- A kunszentmártoni bőrgyár szennyvíz ülepítő tórendszerén megtelepedő növényzet hosszú távú monitorozása a terület természetes regenerálódásának vizsgálata céljából. Taxonómiai elemzéseken keresztül felderíteni a krómmal szennyezett területek fitoremediációjában potenciálisan alkalmazható növénycsaládokat és azokhoz tartozó fajokat.
- Részletesen felmérni a nád biomasszáját mindkét mintavételi területen és meghatározni a kémiai szennyezők egy négyzetméternyi nád biomasszában felhalmozódott mennyiségét. Összefüggéseket feltárni a nád biomasszája és az üledék/talaj paramétereinek között.
- Ökotoxikológiai tesztekkel felmérni a mintavételi területek jelenlegi környezetkárosító kockázatát.

3 Irodalmi áttekintés

3.1 Szennyezett területek fitoremediációja

A környezeti remediáció (latinul *remedium*- orvoslás, helyrehozás) a szennyezett területek és közegek kármentesítésére, helyreállítására irányuló tevékenység, amelynek következtében a szennyezők mennyisége csökken vagy teljesen megszűnik, és így azok már nem jelentenek veszélyt a környezeti elemekre, végsősorban az emberi egészségre (Salt *et al.*, 1998). A veszélyt jelentő anyagok skálája igen széles, hiszen lehetnek szerves eredetű komponensek (peszticidek, robbanóanyagok, olaj alapú termékek, polimerek), vagy szervesetlen eredetűek, például a nehézfémek. A remediáció célja számos esetben az említett szennyezők struktúrájának megbontása illetve átalakítása, ami a toxikus hatás megszűnését eredményezi. A nagyszámú remediációs módszer közül a legtöbbet használtak a kémiai technikák, de napjainkban a bioremediációra alapuló módszerek is egyre jobban teret nyernek. A bioremediáció élő szervezetek (általában mikroorganizmusok) vagy ezek anyagcseretermékeinek alkalmazását jelenti szerves szennyező anyagok lebontására, illetve szervesetlen ionok és vegyületek kémiai, biokémiai átalakítására. A növényeket felhasználó remediációs stratégiák általánosságban a fitotechnológia témakörébe tartoznak (Salt *et al.*, 1995). A fitoremediáció során a természetben előforduló vagy génszűrés útján előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket a szervesetlen vagy szerves kémiai szennyező anyagoktól (Brooks *et al.*, 1998; Prasad és Oliveira, 2003; Naár és Bíró 2006). Már a 19. század végén megfigyelték, hogy egyes növények képesek megtelepedni nagy nehézfém-tartalmú talajokon (bánya meddők serpentin talajai). A növények két fő stratégia közül tudnak választani, amikor a kémiai szennyezők mennyisége meghaladja a fitotoxikus értéket a talajban. Megpróbálják elkerülni az adott szennyező anyag felvételét és különböző növényi részekbe való szállítását (elkerülés), vagy felveszik azokat, de a megfelelő tolerancia mechanizmusokkal biztosítják az életfolyamatok megfelelő működését (tolerancia). Ilyen mechanizmusok lehetnek például: fémion megkötése a sejtfalon, sejtmembrán átjárhatóságának csökkentése, aktív fémkiválasztás, a fémion kompartmentbe zárása vagy kelátképzés (Bíró és Takács, 2007). A leghatékonyabb detoxifikáló mechanizmus a kelátképzés, amit a növényekben egy speciális, 1000 kDa tömegű peptidcsalád, a fitokelatinok jelenléte tesz lehetővé. A fitokelatinok főleg glutathionból jönnek létre a fitokelatin-szintetáz (PC-szintetáz) enzim hatására, amit a sejtekbe jutó nehézfémek indukálnak. A fitokelatinok közös sajátossága, hogy lehetővé teszik a fokozott fém megkötő képességet, illetve fokozza a kialakuló komplex stabilitását (Steffens, 1990). A fitokelatinok jelenlétében a fémérzékeny enzimek (például a nitrát reduktáz) az élettani

értéket ezerszer meghaladó sejten belüli fémkoncentráció esetén is működőképesek maradnak (Kneer és Zenk, 1992). A fémszennyezett területeken élő növényekben megnövekszik a fitokelatinok koncentrációja (Grill *et al.*, 1988). A kémiai szennyezők elkerülésére vagy toleranciájára képes növényfajokat a következő fő fitoremediációs stratégiákban lehet alkalmazni (Pulford és Watson, 2003):

- *Fitoextrakció*: a növények kivonják a fémeket a talajból és betakarítható (harvestable) részeikben koncentrálják,
- *Fitodegradáció*: a növények és a hozzájuk kapcsolódó mikrobák lebontják a talajban lévő szerves szennyező anyagokat,
- *Fitofiltráció*: a növények gyökerei felveszik a fémeket a szennyezett oldatokból,
- *Fitostabilizáció*: a növények csökkentik a fémek mobilitását és biológiai felvehetőségét,
- *Fitovolatilizáció*: szennyezőanyagoknak atmoszférába juttatása a növények által.

A fent említett kategóriákról részletes, konkrét példákat hozó magyar nyelvű áttekintések Lakatos *et al.*, (2001), illetve Simon (2004) munkásságainak köszönhetően érhetőek el.

3.1.1 Fitoextrakció

A fitoextrakció sikerességét elsősorban az adott növény nehézfém felvevő képessége és biomassza produkciója határozza meg (Simon *et al.*, 2000). Számos kutatás irányul olyan hiperakkumulátor növények felderítésére, amelyek extrém magas koncentrációkban képesek felvenni a különböző nehézfémeket és transzlokálni azokat a föld feletti, betakarítható részeikbe. Az első hiperakkumulációra képes növényt, a *Thlaspi calaminare*-t (újonnan *Thlaspi caerulescens*) Sachs 1865-ben jegyezte fel, de a hiperakkumulációt, mint fogalmat Brooks *et al.* (1977) vezette be olyan növényekre, amelyek a nikkelt legalább 1000 mg kg⁻¹ koncentrációban akkumulálják. Napjainkra körülbelül 200 hiperakkumulációra képes növényfajt fedeztek fel. A hiperakkumuláció és általában a nehézfém felvétel fajoként és elemenként változhat, amit a környezeti paraméterek, elsősorban a talaj fizikai és kémiai adottságai nagyban befolyásolnak (Baker és Brooks, 1989). Például a talaj alacsony pH-ja fokozza a nehézfémek deszorpcióját a talajrészecskék felszínéről és elősegíti azok növények általi felvételét. Fontos paraméterként lehet még kiemelni a talaj textúráját (szemcseméret csökkenésével a biológiai elérhetőség is csökken), víz- és szerves anyag tartalmát, oxigénellátottságát és sótartalmát. A nehézfémek felvétele a gyökérszónában, úgynevezett rizoszférában lejátszódó, igen komplex folyamatok eredménye (Ernst, 1996). Folyamatos fitoextrakcióról akkor

beszélünk, ha az adott növény a növekedése közben folyamatosan képes akkumulálni az adott nehézfémet akár anélkül, hogy toxicitási szimptómákat mutatna. A folyamatos fitoextrakció mint alapötlet a hatvanas években jelent meg a szerpentin talajokon megtelepedett növények vizsgálatával. Az ilyen növények nehézfém felvétele kiváló, viszont biomassájuk sokszor csekély, ezért újabban genetikai kísérletekkel próbálják kombinálni e két paramétert a gazdaságos alkalmazhatóság érdekében (Weis és Weis, 2004). Vannak olyan növények (pl. *Arundo donax*), amelyek az elkerülés stratégiáját választják a nehézfémekkel szennyezett területeken és emellett kiemelkedő biomassza-produkcióra képesek. Ebben az esetben megoldást az indukált fitoextrakció adhat, aminek kulcsfontosságú tulajdonsága az, hogy a vegetációs periódus végén kelátképző anyagokat juttatunk a talajba (EDTA, EGTA, NTA, elemi kén, ammónium sók, citromsav), amik a fémek talajbeli kötési formáit megváltoztatják, így azok könnyen felvehetővé válnak (Robinson *et al.*, 1999). Ennek eredményeként nagy nehézfém tartalmú biomassza keletkezik, aminek betakarításáról gondoskodni kell. Az adalékanyagok alkalmazása következtében felhalmozódott nehézfémek sok esetben a növényállomány teljes pusztulásához vezet, ami viszont nem változtat a tényen, hogy a szennyező anyagok a talajból a növény föld feletti részeibe transzlokálódnak. Mind a folyamatos és indukált fitoextrakció során keletkezett biomassza veszélyes hulladékként kezelendő. A betakarított biomasszát el lehet égetni és a hamuból kémiai eljárásokkal a nehézfémek kinyerhetőek, illetve a hamu akár nyomelemekben szegény talajok úgynevezett szervesetlen trágyázására is alkalmas. Komposztálással a biomassza tömegét csökkenthetjük, és utána azt visszaforgathatjuk a fent említett nyomelemekben szegény talajokba (Kramer, 2005).

3.1.2 Fitostabilizáció

Vannak olyan esetek, amikor a környezeti állapotfelmérés elvégzése után nem találjuk szükségesnek az adott szennyező anyagok eltávolítását a közegből, mivel hatékonyabb megoldást jelent azok stabilizálása, és ezáltal a táplálkozási hálózatokba történő bekerülésüknek a megakadályozása. A stabilizálás történhet például kizárólag kémiai úton adszorbens anyagok (ioncserélő gyanták, agyagásványok, humuszanyagok, pernye, aktív szén) talajba juttatásával, vagy növények alkalmazásával. Sokszor érdemes a kettőt kombinálni egymással a hatékonyság fokozása érdekében (Baker és Brooks, 1989). A növényzet kulcsszerepe a szennyezőanyagok immobilizálásában, továbbterjedésének megakadályozásában rejlik, hiszen növénytakaró nélkül a kémiai szennyezők könnyen a talajból történő transzmisszió tárgyát képezhetik a talajvíz, felszíni vizek, levegő vagy közeli szennyeztelen területek felé. A szennyezett területek növénytakarójának kimagasló szerepe van a defláció és erózió megakadályozásában (Simon, 2005; Várallyay, 2006). A pionír fajok

megjelenésével és az azt követő szukcessziós folyamattal a növénytakaró kialakulhat emberi közreműködés nélkül, de akár mi is elvégezhetjük az általunk kiválasztott növényfajok betelepítését. A fitostabilizációra potenciálisan alkalmas növények könnyen és gyorsan megtelepíthetőek, kiválóan fedik a talajt, nagy az evapotranszpirációs sebességük, rossz a szennyezőanyag akkumulációjuk és nem utolsó sorban gyorsan nőnek. Amellett, hogy az ilyen módszerek nagyságrendekkel olcsóbbak, mint az egyéb megoldások, társadalmilag is jóval elfogadottabbak mivel esztétikusan illeszkedhetnek a tájba (Lakatos *et al.*, 1999; Glass, 2000). A további elvárásokat támasztjuk a fitostabilizációban alkalmazni kívánt növényekkel szemben: A szennyezőanyagokat csapdázzák a gyökérben, azok transzlokációs faktora (TF) legyen egynél kevesebb, de minél kisebb annál kedvezőbb. Hosszú élettartamúnak, illetve önfenntartónak (igénytelennek) kell lenniük ahhoz, hogy hosszú távra megoldást jelentsenek. Előnyös, ha gyökereik mélyen átjárják a talajt, mint például a nyárfáé (*Populus sp.*) és fűzfahibrideké (*Salix sp.*). Azonban nem csak fákat lehet alkalmazni, nagyon sok fűféle (*Agrostis tennuis*, *Agrostis stolonifera*, *Festuca rubra*) kiváló fitostabilizációs potenciállal rendelkezik (Simon, 2005). A keletkező szerves növényi törmelék vagy magától visszajut a talajba, vagy akár mi is visszaforgathatjuk, így az jótékony hatást fejt ki a talaj mikroklimájára, vízgazdálkodására és talajéletre. A fitostabilizációban nagyon fontos szerepe van a gyökér mikrokörnyezetének, az úgynevezett rizoszféra effektusnak. A gyökérszónában sokszor megváltozik a talaj redox potenciálja, ami például bizonyítottan elősegíti a Cr^{6+} , Cr^{3+} formává történő redukcióját.

3.1.3 A fitoremediációs módszerek alkalmazásának lehetséges formái

Az előző fejezetekben tárgyaltakból következik, hogy a megfelelő fitoremediációs módszer kiválasztása és alkalmazása nem egyszerű feladat, mivel számos tényezőt figyelembe kell vennünk. A módszerek részletes tárgyalására a dolgozatom terjedelmi korlátai miatt nincs lehetőség, viszont a szakirodalom alapos tanulmányozására támaszkodva röviden összefoglalom a leginkább használt gyakorlati alkalmazások fő csoportjait.

Az egyik előszeretettel használt csoportját a szárazföldi szennyezett területek *növénytakaróval* (1) történő borítása képezi. A fitostabilizáció fejezetben részletesebben bemutatásra került ez a módszer, amit leginkább hulladék lerakók, bányameddők, felhagyott ipari területek, petrolkémiai eredetű származékokkal és radionuklidekkel szennyezett területek kármentesítésére alkalmazható (Brooks *et al.*, 1998). Az emberi beavatkozás minimális ebben az esetben, legtöbbször kimerül a kiválasztott növényfajok betelepítésében, esetleg adalékanyagok hozzáadásában. Az egyik legjobb magyarországi példa a gyöngyösoroszi bányameddő rekultivációja (Simon *et al.*, 2006).

Vízben oldott szennyezők eltávolítására a *létesített vizes élőhelyeket* (2) preferálják, amelyek diverz makrofita, alga és mikroba közössége együttesen mégis specifikusan képes egyes szerves szennyezők fitodegradációjára, fitovolatilizációjára, mások fitoextrakciójára vagy rizofiltrációjára. Az ilyen típusú vizes élőhelyeket általában valamilyen termelési tevékenység következtében kibocsátott (output) ipari szennyvíz, vagy másodlagos tisztító egységekként a kommunális szennyvíz további tisztításának céljával hozzák létre. A létesített vizes élőhelyek (constructed wetland) vegetációját az üledékben gyökerező emerz (*Phragmites australis*, *Typha sp.*) és szubmerz (*Ceratophyllum sp.*), az üledékben gyökerező, de leveleivel vízfelszínen lebegő (*Nuphar sp.*, *Nymphaea sp.*) a vízfelszínen lebegő szabad gyökerű (*Salvinia sp.*, *Lemna sp.*) növények, illetve lebegő életmódot folytató algák alkotják (Weis és Weis, 2004). Kiváló hazai példa a nyírbogdányban található létesített vizes élőhely, ami petrolkémiai eredetű szennyvizek másodlagos tisztítására szolgál (Lakatos *et al.*, 1997; Ágoston *et al.*, 2008; Czudar *et al.*, 2011). Nemzetközileg is ismert magyarországi példa a Kis-Balaton vízvédelmi rendszer, amit a Balaton jó vízminőségének megőrzése érdekében alakítottak ki.

A felszíni álló- és folyóvizek vízminőségének védelmében állhat azok *parti vegetációja* (3.), ami képes a nem pontforrás, hanem kiterjedtebb diffúz eredetű szennyezők kiszűrésére (riparian buffers vagy buffer strips). Sok olyan eset van, amikor a vízgyűjtő terület egy része, vagy akár teljes egésze antropogén eredetű szennyezőanyag terhelést kap, ami felszíni lefolyással, vagy felszín alatti szivárgással elérheti a közeli víztesteket, amik aztán egészen a torkolatvidékig szállíthatják (folyók esetében) őket. A parti növényzet komoly szerepet játszhat a mezőgazdasági eredetű peszticidek (különös tekintettel a herbicidekre), nehézfémek, foszfor és nitrogén felszíni vizekbe történő bemosódásának megakadályozásában (Burken és Schnoor, 1996).

A *hidroponikus* rendszereket általában „ex-situ” módon használják bizonyos víztestek rizofiltrációs megtisztítására. Az alkalmazott növényeket a helyszínen felállított üvegházakban növekednek közvetlenül a szennyezett vizet felhasználva tápanyagforrásként, vagy először mesterséges szubsztrátot is alkalmaznak mielőtt a szennyezett médiumra helyeznék a növényeket. Sokszor csíranövényeket is effektíven fel lehet használni ilyen irányú törekvésekben (blasztofiltráció) (Dushenkov és Kapulnik, 2000). A hidroponikus rendszerek a fitofiltráció elvén működnek és kiválóan alkalmazhatóak szerves szennyezők, például nehézfémek vagy radionuklidok fitoremediációjára (Dushenkov *et al.*, 1997).

A *mezőgazdasági módszerekkel kombinált* fitoremediációban a szennyezett talajt vagy szennyvíziszapot tápanyaggal mesterségesen ellátott feltalajjal keverik el, majd azt fűfélékkel vetik be. Vízáró agyag réteg hiánya esetén a területet alulról fóliával izolálják a talajvíz szennyeződésének megelőzése

érdekében. Ezeknél a módszereknél a legjelentősebb fitoremediációs folyamat a rizodegradáció, ezért is alkalmazzák a mezőgazdaságból ismert módszereket, mint például öntözés, műtrágyázás illetve baktériumközösségek ökológiai igényeinek kielégítése (Trapp és Karlson, 2001).

3.2 A nád fitoremediációs szempontból fontos tulajdonságai

A nád (*Phragmites australis* (Cav). Trin. ex. Steud.) egy évelő, igen produktív makrofita növény, amelynek szárazföldi és vízi ökotípusa lehetővé tette, hogy szinte az egész világon elterjedjen. Fitoremediációs alkalmazásának lehetősége legalaposabban a létesített vizes élőhelyek esetében tanulmányozott. Az új nád állományok egyedei három-négy év elteltével érik el a maximális magasságukat és tanulmányok szerint ezután az még évekig állandó marad, ellenben a sűrűségével, ami idővel csökken. A csökkenő egyedszám nem eredményez kisebb biomassza mennyiséget, mivel az egyedek átlagos tömege az évek folytán folyamatosan gyarapodik. Ez a jelenség egyébként más növényi monokultúrákban is megfigyelhető. A legnagyobb hajtásnövekedés az első két évben tapasztalható és utána egyre kevésbé jelentős. Az adott év biomasszája általában júliusban éri el a maximum értéket. A nád gyökerei általában 60-70 cm mélységig járják át a talajt (Santruckova *et al.*, 2001; Vymazal és Kropfelova, 2005). A növény sok magot hoz, de azok csírázási aránya nagyon alacsony, ezért az állományok terjeszkedésében, illetve mesterséges betelepítésében a vegetatív szervek játszik a főszerepet (Batty *et al.*, 2004).

Az állományok terjeszkedése az úgynevezett aktív növekedési pontokhoz köthető, ami által évente akár 0,5-2 méter további növekedést is eredményezhet (Philipp *et al.*, 2005). Asaeda *et al.*, 2002-ben publikált dekompozíciós modellje alapján az elhalt nád biomassza aerób lebontása tavasztól ősziig fokozódik, majd a csökkenő oxigén tartalom illetve kisebb őszi hőmérséklet lassítja azt. A nád szára igen jól ellenáll a dekompozíciós folyamatoknak, ellenben a levél sokkal könnyebben és gyorsabban lebontható a mirobaközösségek által. A lebontási folyamatokat és a tápanyagok illetve egyéb elemek transzlokációját Asaeda *et al* (2006) korfüggőnek találta. A nád a legtöbb környezeti faktorra igen tágtűrésű fajnak mondható, ami a só stressz esetében is igaz. Mivel természetes állományai előfordulnak olyan élőhelyeken is, ahol a nagy sótartalom adottságnak tekinthető (lagúnák litorális zónája), a sótartalom, a nehézfém felvétel és az ezekre adott komplex fiziológiai válaszok vizsgálata fitoremediáció szempontjából fontos eredményeket hozhat. A talaj vagy üledék nagy só koncentrációja szinergista és antagonistá folyamatokon keresztül felelős lehet az állományok pusztulásáért („reed die-back syndrome”). A betegség következtében a nád biomassza produkciója lecsökken, az egyedek magassága csökken, a rizómán és gyökerek anatómiájában abnormális elváltozások észlelhetők, illetve a rizóma keményítő tartalma is redukálódik (Fogli *et al.*,

2002). A sótürés kialakulásában a szövetek szabad aminosav és cukor tartalmának, mint ozmotikumoknak van szerepe, de a különböző részek víztartalmának csökkenése is megfigyelt fiziológiai adaptáció (Lissner *et al.*, 1999; Zhao *et al.*, 1999). Több szerző is megfigyelte, hogy a nád levele kizárja a nátrium ionokat hipoxiás kezelés következtében, így nagy K^+/Na^+ arányt lehet regisztrálni, ami egy másik tolerancia mechanizmusként fogható fel (Lissner *et al.*, 1999; Gorai *et al.*, 2010). Hartzendorf és Rolletschek (2001) kutatását alapul véve, 10 ‰ só koncentráció az egyedek növekedését gátolja, a 35 ‰ pedig négy napon belül a fiatal növények 100 %-os mortalitását okozza attól függetlenül, hogy azok sós vagy édesvízi élőhelyről származó klónok. A fent említett szerző eredményei alapján az összes aminosav tartalom növekedett ezekben a növényekben, ami a prolin és glutamin koncentrációval hozható összefüggésbe. Ebből következik, hogy a nád prolin tartalma alkalmas a só stressz és tolerancia indikálására. Továbbá nagyon érdekes eredményként tekinthetünk arra, miszerint az eredetileg közepesen sós területről származó klónok sótürése csekélyebb, mint az édesvízi klónoké. Olyan területeken, ahol brakkvíz, vagy tengervíz van jelen, a szelektív mortalitás erősen sótüró ökotípusok kialakulásához vezet (Hanganu *et al.*, 1999). A fentiekből is következik, hogy a megfelelő ökotípus kiválasztása kritikus lehet a fitoremediáció sikeressége szempontjából, mint például a vizes élőhelyek litorális zónájában megtelepedő állományok rehabilitációjában. A nád jelentős toleranciát mutat számos potenciális környezeti stressz faktorra szemben, ezért is érdemes foglalkozni a biomonitorozásban és fitoremediációban betölthető szerepével (Bonanno és Giudice, 2010; Bonanno, 2011; Lakatos *et al.* 2011).

3.3 Ökotoxikológiai tesztek szerepe a szennyezett területek monitorozásában

A fejezetet Felföldy (1974, 1987) munkásságát alapul véve tárgyalom. Toxikológiának a mérgekkel foglalkozó tudományt nevezzük. Korábbi orvosi alkalmazása mellett ma már az ismeretanyaga számos más területre is kiterjed (ipari, mezőgazdasági, törvényszéki). Környezeti toxikológiai szemszögből a toxicitás a Felföldy-féle vízminősítés egyik tulajdonságcsoporthoz tartozik, ami a víz mérgezőképességét jelenti. Ez a képesség jellegű tulajdonság nem feltétlenül jelenik meg a valóságban, mivel ha nincs olyan élő szervezet a közegben, amire toxikus hatással lenne az adott szennyező, akkor toxicitásról nem beszélhetünk annak ellenére, hogy a mérgezőképesség fennáll. A mérgező állapot (toxikózis) a mérgezőanyag és az arra érzékeny szervezet kölcsönhatása révén alakul ki, és az élő szervezet viselkedésének, anyagcseréjének megváltozását okozhatja, sőt, a szervezet pusztulásához is vezethet. A toxicitás lehet természetes (bakteriális endo- és exotoxinok, anyagcseretermékek), vagy mesterséges eredetű (emberi tevékenység által okozott mérgezőképesség). A legtöbb nehézfém bizonyos koncentrációt túllépve toxikus a speciális

toleranciával nem rendelkező növényekre és állatokra. A toxikózis kialakulásában fontos szerepe van a potenciálisan mérgező anyag koncentrációjának (dózis) és a kitettség időtartamának (expozíciós idő). A toxikózis heveny (akut), félheveny (szubakut), idült (krónikus) és larvált (látens) formában jelenhet meg.

Az előző gondolatmenetből is nyilvánvaló, hogy a közeg nehézfém vagy egyéb kémiai szennyező anyag koncentrációjának meghatározásából még nem következtethetünk a vizsgált komponensek környezet vagy egészség károsító hatására. A ténylegesen fennálló hatás detektálásában az ökotoxikológiai tesztek kapnak fontos szerepet. Az ökotoxikológiai vizsgálatok alapja az élőlények tűrőképessége, tűrésspektruma a különböző méreganyagokra. Az élő szervezetek bioindikációs képessége az említett tűrés spektrumon és így a környezeti hatások és változások jelzésén alapul. Toxikológiai teszteknek a víz, vagy egyéb anyag mérgező képességének becslésére alkalmas biológiai módszert nevezünk. A toxikológiai teszteknek sokféle típusa létezik. Akut sztatikus gyors módszereket akkor alkalmazunk, ha arra vagyunk kíváncsiak, hogy akut mérgezést okoz-e a vizsgálati anyag, mekkora a toxikus hatás mértéke, illetve hogy milyen hígításnál szűnik meg a toxikus hatás. Ilyen típusú tesztek a baktérium tesztek (*Escherichia coli* teszt, *Pseudomonas fluorescens* teszt), algatesztek (*Scenedesmus obtusiusculus* teszt, *Rhizoclonium hyeroglophicum* teszt, fitoplankton teszt), magasabb rendű növényekkel végzett tesztek (átokhínár teszt, békalencse teszt, csíranövény teszt), halakkal végzett tesztek (*Guppi* teszt) és egyéb állatokkal végzett tesztek (*Tubiflex* teszt, *Daphnia* teszt, *Cyclops strenuus* teszt, víziászka teszt).

A csíranövény tesztek eljárásainak alapja a csírázó magvak érzékenysége a toxikus hatásokra. Csíranövény tesztek alkalmasak az öntözővíz, folyó és állóvizek, szennyvizek és talajkivonatok ellenőrzésére. A módszerben legtöbbször *Sinapis alba* magvak használatosak, és a magvak csírázási arányát illetve gyökérnövekedését mérjük. Az expozíciót sötétben, 20 °C-on, 48 óráig végzik.

4 Anyag és módszer

4.1 A mintavételi területek bemutatása

Kunszentmárton

A magyarországi mintavételi terület a Pannonia Rt. kunszentmártoni bőrkikészítő és bőrfeldolgozó gyárának szennyvíz ülepítő tórendszere volt. A terület közvetlenül a bőrgyár mellett, a Körös folyó egykori árterén helyezkedik el. A terület ma a Körös-Maros Nemzeti Park igazgatási területéhez tartozik. (A Pannónia Rt. kunszentmártoni bőrkikészítő és bőrfeldolgozó gyárának bemutatását Kiszely Gáspár szóbeli közlése alapján foglaltuk össze, mivel a gyárat 2002-ben bezárták).

„A gyárat 1969-ben alapították és a bőrkikészítés 1971-ben kezdődött el. A szőrmésbőrök cserzése formaldehides-krómtimsós kezeléssel történt. A gyárban naponta 1500 m³ savas és lúgos szennyvíz keletkezett. Ezek befogadására hat egységből álló tórendszert hoztak a létre, a gyár mellett a Körös egykori árterén, egykori rizstermesztő parcellák helyén. A parcellákat elválasztó gátakat magasították és agyaggal szigetelték. Az első három tavat, amelyek közül kettőn mintavételi pontokat jelöltünk ki, 1971 és 1988 között használták. Kezdetben a tisztítatlan szennyvizet is ide eresztették. Később a gyári szennyvízülepítő iszapjának elhelyezésére szolgált. 1988-ban szennyvíztisztító rendszert helyeztek üzembe a gyárban, melyben mechanikai szűrés után vegyszeres flotálással távolították el a lebegő és kolloidális anyagok nagy részét. A szennyvíz végül eleveniszapos és csepegtetőtestes biológiai szennyvíztisztító rendszerbe került. 1988-tól a keletkező iszapot sűrítés és szárítás után Aszódra, a veszélyes hulladéklerakóba szállították. Miután a tavakat már nem használták szennyvízelhelyezésre, megszűnt a rendszeres víz utánpótlás és megindult a tavak kiszáradása.”

A kiszáradással együtt meginduló szukcessziós folyamat eredményeképpen 2001-ben a tavak kiszáradt üledékét 100%-ban növények fedték. Mivel a tórendszer létrehozásakor vízzáró agyagréteggel fedték a tavak fenekét, és gátrendszer veszi körül, a terület lefolyástalan. Ezért minden nagyobb esőzés után hosszabb-rövidebb ideig megmaradó vízfoltok, pocsolyák találhatóak a területen. A terület ökológiai állapotfelmérése és monitorozása a Debreceni Egyetem egykori Alkalmazott Ökológiai Tanszék munkatársai kezdeményezésével vette kezdetét 1998-ban. A projekthez 2005-ben csatlakoztam, és a monitorozást évről-évre folytattuk egészen 2012-ig. A vízborítás és kiszáradás folyamatos nyomást gyakorolt a területen zajló szukcessziós folyamatokra. 1998-tól 2010-ig több mint 85 növényfajt sikerült azonosítanunk, ezeket pedig 33 növény családba lehetett besorolni. A

leggyakoribb fajok a dárdás laboda (*Atriplex hastata*), subás farkasfog (*Bidens tripartitus*), sziki káka (*Bolboschoenus maritimus*), mezei aszat (*Cirsium arvense*), közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli*), kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis*), vízi peszérce (*Lycopus europaeus*), közönséges nád (*Phragmites australis*), rucaöröm (*Salvinia natans*) és gyékény (*Typha sp.*) voltak. A nád a vízborítottság mértékétől függetlenül minden mintavételi évben jelen volt a területen. A legtöbb növényfaj az Asteraceae, Poaceae és Polygonaceae családokhoz tartoztak, ami jelzi ezeknek a fajoknak a nehézfém tűrő képességét, mivel a terület üledékének krómtartalma sok esetben meghaladta a 10000 mg kg⁻¹ értéket (Keresztúri *et al.*, 2008; Lakatos *et al.*, 2008, 2011; Csatári *et al.*, 2009, 2010). A dolgozatomban a 2012-es mintavételi év eredményeit mutatom be részletesen, illetve kiegészítem velük a hosszútávú monitorozásunk korábbi eredményeit.

Küçükçekmece

A Küçükçekmece-lagúna (továbbiakban KC.-lagúna) Isztambul Avcılar és Küçükçekmece kerületei között elhelyezkedő, mintegy 16,5 km² vízfelülettel, illetve 5600 hektár közvetlen vízgyűjtő területtel rendelkező vizes élőhely. Az Ispartaküle-, Sazlidere- és Meneksedere-folyók egyenként 15700, 8400 és 4300 hektárral járulnak hozzá a lagúna 34000 hektáros teljes vízgyűjtő területéhez, ami a Márvány-tengeri torkolattól öt százalékos emelkedéssel éri el a 100 méter tengerszint feletti magasságot Sazlidere környékén. A lagúna legmélyebb pontjai 21 m mélységre tehetőek, legfontosabb tápláló vízfolyásaként a Sazlidere-csatorna nevezhető meg. A teljes vízgyűjtő terület tíz önkormányzat igazgatása alá tartozik, és többek között egyetemi kampusz (Isztambuli Egyetem) és atommagkutató intézet (CNAEM) is található rajta. A terület népessége folyamatosan növekvő tendenciát mutat az elmúlt harminc évben, és napjainkban a népsűrűség elérte a 2275 lakos/négyzetkilométer értéket. Coskun 2008-ban végzett, a lagúna vízgyűjtő területének földhasználat megváltozásáról és urbanizációról szóló tanulmányában kifejti, hogy az 1993 és 2000 közötti népességcsökkenés ellenére, aminek okai az kitelepítési tevékenységhez és az 1999-es nagy földrengéshez köthetőek, 2000 és 2006 között a városi területek kiterjedése 2637 hektárral nőtt, ami 267 %-os emelkedést jelentett. A lagúna közvetlen környezete ipari és lakossági területté változott. A sokszor ellenőrizetlen építkezéseknek, ipari tevékenységnek, szennyvíz elvezető csatornák hiányának, illegális hulladék elhelyezésnek és a lagúna mind a déli és északi részénél kiépített főútvonalaknak (E5: Európa 5 és E100: Európa 100) köszönhetően, a területre robbanásszerű környezetterhelés nehezedett az elmúlt években.

Számos korábbi kutatás eredményei alátámasztják, hogy a megváltozott földhasználat a vízgyűjtő terület szennyeződését okozta, ami szoros

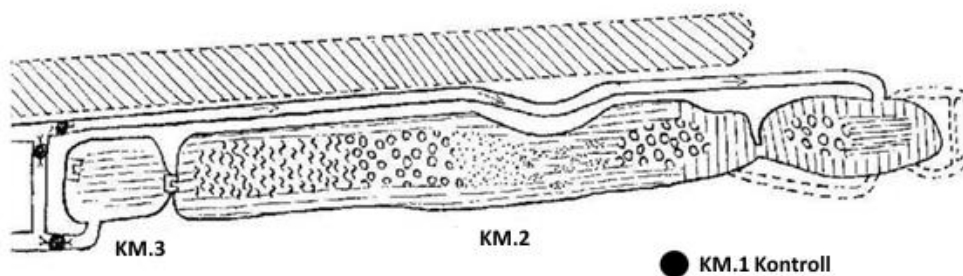
kapcsolatban áll a vizes élőhely vízminőségének rohamos romlásával (Demirci *et al.*, 2006; Alparslan *et al.*, 2009; Taner *et al.*, 2011). Pehlivan és Yilmaz (2008) tanulmányában a fenéküledék Ni, Pd, As, Zn, Co, Cr, Cu és Se tartalmát nagyobbnak találta, mint azok kontroll üledékekben mért értékeit. Pehlivan a lagúna északi víztesteiben a higanyt és urániumot, míg a déliekben a palládiumot, rezet és szelént találta domináns szennyezőknek, amelyek lehetséges forrásaiként a festékipart, vegyipart, textilipart és közlekedést jelölte meg. Az előzőekben említett szerzők munkásságai rávilágítanak, hogy a szennyezőanyagok főként az ipari és lakossági szennyvízből származnak, forrásaik pedig diffúz eredetűek. A lagúna az elmúlt években többször is intenzív eutrofizálódáson ment keresztül, ami számos helyi algológus munkásságának tárgyát képezte. Polge *et al.*, (2010) 109 algafajt identifikált, köztük a tengeri előfordulású *Pleurosira laevis*-t és *Paralia sulcate*-t, amelyeket korábban még nem észleltek törökországi vizekben. Özcalp és Temel (2011) a lagúna zooplankton közösségeinek vizsgálata során arra a fontos következtetésre jutottak, hogy a tengeri fajok jelenléte a lagúna és a Márvány-tenger szoros kapcsolatára utal. A zooplankton vizsgálatok fontos információval szolgálnak a tavak vízminőségéről és trofitásáról. Az Özcalp által leírt *Keratella* és *Brachionus* fajok a produktív tavak indikátorai, amíg a *Filinia* és *Polyarthra* fajok a víz szennyezettségéről árulkodnak. A szerző által közölt víz fizikokémiai tulajdonságai, mint például a zavarosság igazolták a vízszennyezést, amíg a *Ciliata* fajok megjelenése a magas szerves anyag tartalmat. Sahnurova *et al.* (2012) vizsgálta a *Phragmites australis*, *Carex sp.*, *Siderites sp.* és *Cardue sp.* nehézfém felvételét és fitoremediációs potenciálját a területen, de a szerzők kizárólag csak a cinket és kadmiumot mérték. Itt szeretném megjegyezni, hogy Sahnurova és munkatársai igen kicsi cink koncentrációkat mértek (maximum 1,50 mg kg⁻¹), mégis a nádat potenciális fajként jelölték meg in-situ fitoremediációs eljárásokhoz, ami véleményem szerint megalapozatlan konklúzió, magát a kutatási eredményeiket tekintve. A lagúna litorális régiójának növényzetét nagyrészt kozmopolita lágyszárú fajok alkotják, amelyeknek szerepe lehet a diffúz eredetű nehézfémek felvételében és stabilizálásában.

4.2 Mintavétel

A dolgozat tárgyához tartozó kunszentmártoni mintavétel 2012 augusztusában történt, amíg a kücükcekecei mintákat 2011 novemberében és 2012 augusztusában vettük. Az utóbbi mintavétel időpontja szándékosan lett kijelölve azonos hónapra a kunszentmártonival, ezzel biztosítva a nyári évszaktól származó eredmények összehasonlíthatóságát. A dolgozatban szereplő táblázatokban és ábrákon a kücükcekecei minták mintavételi

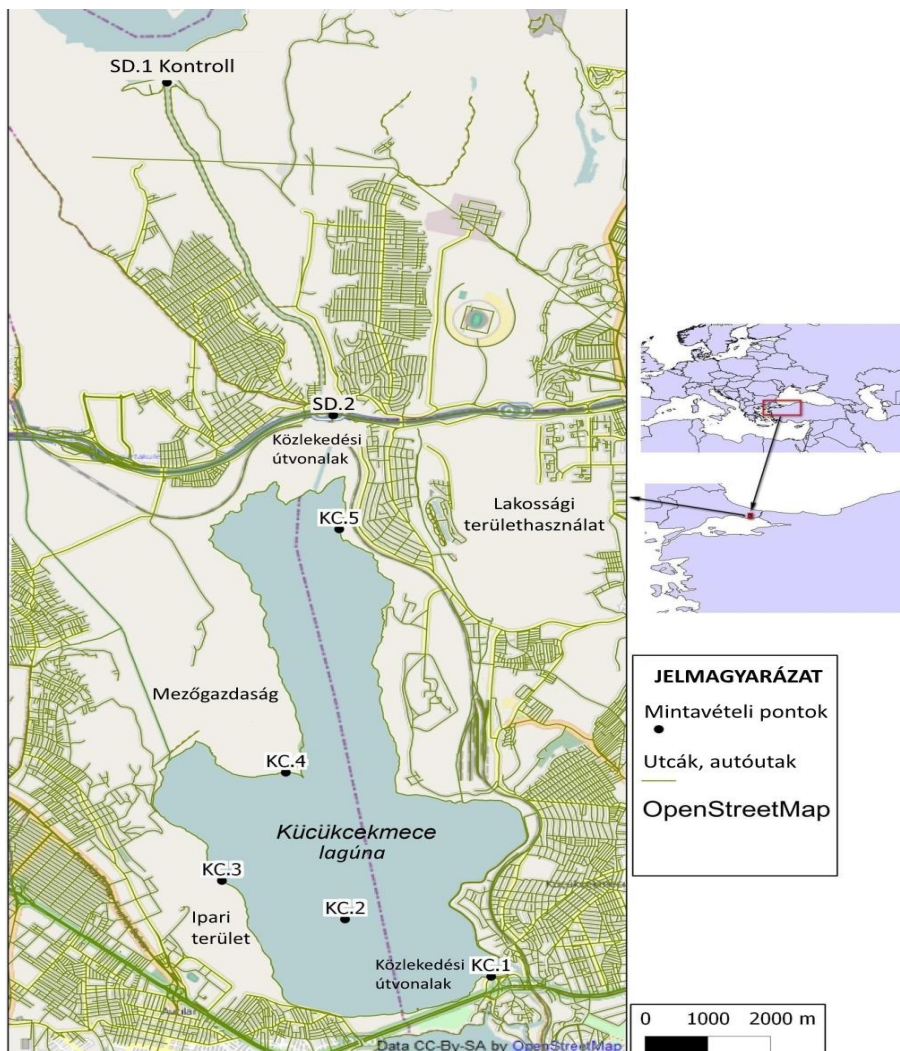
időpontjait a következő módon jelölöm: 2011. őszi minták (Ő.) és 2012. nyári minták (Ny.)

Az adatok összevethetőségének és a kutatás reprezentálhatóságának érdekében az adott mintatípusra kijelölt mintavételi protokollt mindkét területen konzekvensen alkalmaztuk. A szennyvízülepítő tőrendszer harmadik (KM.3) és második (KM.2) egységét mintáztuk meg, illetve az egyes tőegység mellett jelöltünk ki egy kontroll mintavételi pontot, amit a dolgozatban „KM.1” vagy bizonyos részekenél „KM.1 kontroll” jelöléssel tüntetnek fel a továbbiakban. Az egyes tőegység 1998. után kialakult nehéz megközelíthetősége miatt kimaradt a további mintavételekből, így azt a dolgozatomban sem mutatom be (1. ábra).



1. ábra. Kunszentmártoni mintavételi terület

A Küçükcekkece-lagúna mintavételi pontjainak kijelölésére a szakirodalom alapos tanulmányozása után került sor. Mivel a célkitűzéseink között szerepelt a lehetséges nehézfém források felderítése, így a mintavételi pontokat is a területhasználati szempontból érdekes, karakterisztikus helyeken jelöltük ki (2. ábra). Összesen hét mintavételi pontot határoztunk meg, ebből öt közvetlenül a KC.-lagúna területére esik (KC.1-KC.5), kettő pedig a Szalidere-csatorna mentén található (SD.1-SD.2). A KC.1 mintavételi hely a lagúna déli részén helyezkedik el, a lagúnát a Márvány-tengerrel összekötő csatorna kiindulási pontjához közel. Ezt a pontot egy néhány méteres emelkedő választja el az E5 főúttól, de a lakossági területhasználat is nagy jelentőséggel bír a környéken. A KC.2 mintavételi pont a déli víztest közepén lett kijelölve. A harmadik mintavételi hely (KC.3) a lagúna keleti részére esik, ahol az ipari tevékenység dominál, illetve ahol az Isztambuli Egyetem egyik kampusza is található. Ezek a létesítmények néhány száz méter távolságra helyezkednek el a lagúnától. A KC.4 mintavételi pont a lagúna nyugati részén található, helyi halászok által lakott területen fekszik. Továbbá lagúna ezen környékén sűrűn lakott negyedek is találhatóak, amelyek potenciális szennyező forrásoknak tekinthetőek (2. ábra).



2. ábra. A Küçükçekmece-lagúna területén kijelölt mintavételi helyek

A KC.4 ponttól északi irányba haladva körülbelül egy kilométert megtéve érkezünk a Szalidere-csatorna befolyásához, ahonnan ismét körülbelül egy kilométerre helyezkedik el az SD.2 mintavételi terület. A 2. ábrán jól látszódnak a lakónegyedek sűrű utcahálózatai és a gépkocsi forgalom nagy részét lebonyolító E100 főútvonal. Az utolsó mintavételi pont a Szalidere-csatorna kezdeti szakasza (SD.1), amit a Szalidere-víztározótól egy 7-8 méter magas duzzasztó műtárgy választ el. A terület az ISKI (Isztambuli Csatornázási Művek) tulajdonát képezi, ahol a Szalidere-víztározó vízminőségének folyamatos monitorozását végzik. A víztározó vizét csaknem teljesen leengedték a 2014-es esztendőben, ezzel teret adva a harmadik Boszporusz-híd és újabb reptér projektek által igényelt autótutak építésének. Az SD.1 pont nem mondható

igazi kontroll területnek, mivel annak környezeti adottságai eltérnek a KC. mintavételi helyekétől, így inkább háttér területként vettem figyelembe a kutatás folyamán. A KC. mintavételi pontok eléréséhez a Kücükcekece önkormányzat biztosított számunkra motoros csónakot.

A mintavétel mindkét területen a megtalálható növényfajok összeírásával kezdődött. A legtöbb növényfajból gyűjtöttünk legalább egy egyedet a későbbi azonosítás érdekében. A nád esetében 2012-ben részletes felmérés történt Elzinga *et al.* (1998) által leírt módszerek alapján. A nád sűrűségének mérésére a random kvadrát módszert alkalmaztam, ami a nádállomány területén egy négyzetméternyi területek véletlenszerű kijelölésén alapul. A négyzeteket egy általunk készített, négy, egyenként méter hosszúságú, vékony műanyag rudakból álló, praktikus összehajtogatható eszközzel határoztam meg. A módszer pontos irodalmi leírása alapján a szükséges kvadrát számot a területen kell eldönteni előzetes felmérések alapján. Ez annyit jelent, hogy random kijelölünk egy kvadrátot, megszámloljuk a benne található növényegyedek számát, és ezt addig ismétljük, amíg az értékek állandóságot mutatnak. Így meg tudjuk határozni azt a legkisebb szükséges kvadrát számot, aminek vizsgálatával már az adott területre reprezentatív eredményt kapunk. A gyakorlatban azonban nem mindig van lehetőségünk ilyen részletes terepi vizsgálatra (kivéve, ha a kutatás kimondottan vegetáció felmérésre, például biodiverzitás meghatározására irányul). Ezért a háromszori ismétléses kvadrát módszert alkalmaztam, ami nádállományok felmérésére széles körben elterjedt. Az általunk készített műanyag keret segített kizárni mintavevő szubjektivitását (a kvadrát szélén lévő egyedek számíthatnak-e, vagy sem), mivel csakis azok az egyedek lettek megszámlolva, amelyek egyértelműen a kvadráton belül helyezkedtek el. A három kvadrát egyedszámának átlaga adta meg az egyed m^{-2} nádsűrűséget, amit később felhasználtunk az egységnyi biomassza által tartalmazott nehézfém koncentráció számításában. Minden kvadráton belül megszámloltuk három véletlenszerűen kiválasztott egyed levélszámát és megmértük a magasságát, így ezek átlag értékeinek kiszámolásánál összesen kilenc eredmény állt rendelkezésünkre. A kvadrátokból egy véletlenszerűen kiválasztott egyedet gyökérrel és a rizóma egy részével együtt kiemeltünk, majd a talaj alatti részeket metszőolló segítségével eltávolítottuk a szártól, és külön mintagyűjtő zsákba helyeztük. Ezzel kerültük el a levél és szár talajjal való szennyeződését. A leveleket és szárazakat tartalmazó mintagyűjtő zsákokba bevizezett szűrőpapírokat helyeztünk, így a mintákat frissen tudtuk tartani a laboratóriumba történő szállítás közben, aminek fontos szerepe volt a levelek víztartalmának megőrzésében. A többi növényfaj gyűjtését is hasonlóképpen végeztük, de azok állományainak felmérésére nem került sor. A KC.-lagúna vízzel borított sekély litorális partszakaszainak mintavételénél vízhatlan kezeslábast vettem fel.

A kunszentmártoni üledékmintákat rozsdamentes kézi ásóval emeltük ki azokon a pontokon, ahol a növények mintavétele is történt, majd műanyag zacskókban tároltuk a laboratóriumba történő szállításig. Később a laboratóriumban újabb üledékmintákat különítettünk el azokban az esetekben, amikor elégséges üledéket találtunk a növények gyökerén. Ekkor a gyökereken található üledéket óvatosan szűrőpapírra ráztuk, majd külön zacskóban tároltuk. A bőrgyár üledékére jellemző volt az összetömörödés, amit bizonyára a nagy szárazság eredményezett. Nem úgy, mint a KC.-lagúna talaj- és üledékmintái, amikben szemmel láthatóan a homok szemcseméret dominált. A KC.-lagúna felszíni üledék mintáit a kunszentmártonihoz hasonlóan rozsdamentes kézi ásóval vettük, a talaj esetében pedig egy rozsdamentes acélból készült oszlop mintavevőt használtunk. Ennek a mintavevőnek köszönhetően lehetőségünk nyílt külön talajmintát venni 0-10 cm és 10-20 cm mélységben. Mind a talaj- és mind az üledékminták esetében három véletlenszerű mintavétel történt, amely minták egymáshoz adásával és elkeverésével (homogenizálás) kaptuk az adott mintavételi pontra reprezentatív átlagmintáinkat. A KC.2 mintavételi pontnál a tó mélysége meghaladja a húsz métert, így ezen a ponton nem volt lehetőségünk üledék begyűjtésére.

A KC.-lagúna esetében felszíni vízminták vételére is volt módunk. A polietilén palackok nyílásainak félig a víz felszíne alá történő helyezésével a víz a palackokba áramlott. Ezekre a mintákat az elemanalízis és ökotoxikológiai tesztek igénye miatt volt szükségünk. A víz hőmérsékletét, pH-ját és vezetőképességét a helyszínen mértük WTW Sentix 41 és WTW Cellox 325 hordozható műszerekkel, amelyek kalibrálása a mérések előtt megtörtént.

A kunszentmártoni mintákat a Debreceni Egyetem, a kűcükcekececi mintákat pedig az Isztambuli Egyetem laboratóriumaiba szállítottuk röviddel a mintavételeket követően.

4.3 Minta előkészítés és laboratóriumi vizsgálatok

4.3.1 Üledék és talaj

Szemcseméret vizsgálata

A laboratóriumba szállított mintákat 105 °C-on ELEKTRO-MAG szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk, majd hidrométer módszert alkalmaztunk azok szemcseméret szerinti összetételének vizsgálatára. Ez a módszer a különböző méretű szemcsék eltérő ülepedési sebességén alapul. A vizsgálat során 50 g mintát mértünk 500 ml-es polietilén palackba majd 15 ml nátrium-hexametafoszfát (NaPO_3)₆ oldatot adtunk hozzá. Ezután desztillált vízzel öntöttük fel a mintát körülbelül a palack háromnegyed részéig és éjszakára állni hagytuk. Másnap a palackokat két órán át élénken ráztuk

automata készüléken (Yellow Line OS 10 Control), majd azok tartalmát egy liter úrtartalmú üveg mérőhengerekbe töltöttük és desztillált víz hozzáadásával jelre állítottuk. Az így kapott szuszpenziót 60 másodpercen keresztül manuálisan kevertük egy erre a célra készített alumínium pálcára erősített kör alakú lap vertikális mozgásával. Az első mérésig a szuszpenziókat állni hagytuk 4 perc 48 másodperc időtartamig. A méréseket hidrométerrel végeztük, amiről a módszer a nevét kapta. A hidrométer egy egyszerű üvegúszó, aminek alsó része ólomba van öntve és annak folyadékba merülési mértékéből következtethetünk az adott folyadék sűrűségére. A hidrométert a mintáinkba helyezve a meniszkusz felső részének leolvasásával kaptuk az első eredményeinket. A második méréseket két óra elteltével végeztük. Mindkét mérésnél feljegyeztük a szuszpenziók hőmérsékleteit. A szemcseméret szerinti összetételt Karaoz (1989 a,b) alapján értékeltük.

Vezetőképesség és pH mérése

A mintákat először szitáltam (d=2 mm), majd azok 10-10 grammját Erlenmeyer lombikokba helyeztem. A vezetőképesség (EC-Electrolytic Conductivity) méréséhez 50 ml, a pH meghatározásához pedig 25 ml desztillált vizet adtam a mintákhoz. A lombikokat 24 órán keresztül szobahőmérsékleten állni hagytam, majd a vezetőképességet és pH-t inoLab Cond Level 1-WTW és inoLab pH 730-WTW műszerekkel mértem. A vezetőképesség mérőműszer kalibrációját a Talajtudomány és Ökológia Tanszék munkatársai előzetesen elvégezték, a pH mérőt közvetlenül a mérések előtt kalibráltam pH 4 és pH 7 standard oldatokat használva. Minden mintából független duplikált méréseket végeztem, az eredményeket a mérések átlagaiként tüntettem fel a dolgozatban.

A minták savas roncsolása

Az elemanalízis előtt a minták nehézfém tartalmát oldatba kellett vinnünk, amihez BERGHOF-MWS4 zárt mikrohullámú rendszert használtunk. A módszert részletesen bemutató videónk megtekinthető az ISTOCKMETHOD főoldalán (www.istockmethod.com). A protokoll első lépésében 0,2g mintát mértünk be és helyeztünk a roncsoló teflon edényeibe. Minden mintához 10 ml analitikai tisztaságú salétromsavat (HNO₃) adtunk elszívó fülke alatt, majd az edényeket megfelelően lezártuk és a BERGHOF készülékbe helyeztük őket. Roncsolási programként a BERGHOF MWS-4 rendszerbe programozott „talaj és üledék” beállítást alkalmaztuk, amit részletesen bemutat a 3. ábra. A roncsolás közben elért maximum hőmérséklet 180 °C volt.

A roncsolás után a mintákat hűlni hagytuk, majd a teflonedényeket ismét az elszívó fülke alá helyeztük, ahol a fedelet óvatosan eltávolítottuk. A biztonsági előírásokat betartva a savgőzt a fülkébe engedték, ezt követően az

elroncsolt mintákat üvegtölcsérekbe helyezett Whatman Ashless Cat. No. 1442 110 szűrőpapíron keresztül analitikai pontosságú, 25 ml űrtartalmú üveg mérőlombikokba szűrtük. Desztillált víz hozzáadásával a lombikok tartalmát pontosan jelre állítottuk. A mintákat fecskendőkre helyezett Chromafil (PET-45/25 disposable syringe filter) szűrőfejeket keresztül 50 ml űrtartalmú műanyag centrifugacsövekbe szűrtük, majd az ICP-OES analízisig hűtőben tároltuk őket. A protokollban használt üvegeszközöket használatuk előtt 18-24 óra időtartamon keresztül 10 %-os salétromsavban tároltuk, ezzel megakadályozva a minták eszközök általi elszennyezését.

select as favourite (0..12): 1						add
	temperature	pressure	ramp	time	power	
1	150	35	5	5	90	DAP40
2	170	35	5	5	90	DAP60
3	190	35	5	40	90	DAP80
4	50	35	0	0	90	DAP100
5	50	35	0	0	90	DAC17
						DAQ20
						DAK100
						DAS100
						DAP-70

3. ábra. Üledékminták roncsolására használt program



4. ábra. A minták szűrése Chromafil PET-45/25 szűrőfejeket keresztül

Talaj és üledékminták előkészítése ökotoxikológiai tesztekhez

A szárított mintákból 20-20 grammot Erlenmeyer-lombikokba mértünk és azokhoz 200 ml desztillált vizet adtunk. Az 1:10 talaj és desztillált víz arány általánosan elfogadott az ökotoxikológiai vizsgálatokhoz készített talajkivonatok elkészítésében. A szuszpenziót éjszakára 4 °C-on állni hagytuk, majd másnap 3 óra időtartamon át Yellow Line OS 10 Control típusú készülékkel rázattuk. Ezután szűrtük és a tesztek beállításáig hűtőszekrényben tartottuk őket. A KC.-lagúna területén 0-10 cm és 10-20 cm mélységből vett talajmintákból a bemérések közben átlagmintákat képeztünk.

4.3.2 Vízminták előkészítése elemanalízishez és ökotoxikológiai tesztekhez

A vízminták pH-jának, hőmérsékletének és vezetőképességének mérése terepen történt. A laboratóriumba szállítás után 50 ml mintához 0,5 ml analitikai tisztaságú salétromsavat (HNO₃) adtunk, amire az ICP-OES mérés miatt volt szükség. Savas roncsolást nem alkalmaztunk a vízminták esetében. A mintákat Whatman Ashless Cat. No. 1442 110 típusú szűrőpapíron átszűrtük. Az eredeti minták egy részét lebegő anyag mentesre szűrtük szűrőpapíron (MUNKTELL Folded Filters Qual.) keresztül és az így kapott vízmintákat az ökotoxikológiai tesztekben használtuk fel. Mindkét mintatípust 4 °C-on sötétben tároltuk.

4.3.3 *Növényminták*

Nedves és száraz tömeg mérése, illetve víztartalom meghatározása

A növényeket a laboratóriumba szállítást követően azonnal feldolgoztuk és további vizsgálatokhoz készítettük elő őket (Felföldy, 1987; Lakatos, 1987). A feldolgozást a nád példáján keresztül mutatom be. Első lépésben a gyökeret és rizómát a talaj eltávolítása és szennyezésektől tiszta növényi anyag előkészítése érdekében folyóvíz alatt alaposan megmostuk és desztillált vízzel leöblítettük. Ezt követően szűrőpapírra helyeztük őket, és a szűrőpapírral felitattuk az öblítésből származó nedvességet. Az adott mintavételi pontokról származó három egyed gyökereit és rizómáit elválasztottuk egymástól, majd a hasonló mintákból ugyanakkora mennyiségeket laboratóriumi mérlegen bemérve átlagmintákat képeztünk és feljegyeztük azok nedves tömegét (M_{nt}). Ezután a mintákat papírzacskókba helyeztük majd WTC Binder (Debrecen) és Heraeus Function Line (Isztambul) típusú szárítószekrényekben $80\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tömegállandóságig szárítottuk őket. A szárítás után a mintákat ismét megmértük így megkaptuk a száraz anyag tömegét (M_{sza}), amit elosztva a nedves tömeggel és megszorozva százzal megkaptuk a száraz anyag tartalom százalékos értékét (sza %). Ezután százból (100 %) kivontuk a sza %-ot és így a víztartalom százalékos értéke lett az eredmény, hiszen a szárítás során a növényminták közel 100%-os vízvesztésen mentek keresztül. A növények levelének, szárának és virágzatának víztartalmát is a fent már leírt módon határoztuk meg, viszont előtte külön-külön megmértük ezeknek a növényi részeknek a tömegét, amit később a száraz biomasszára vonatkoztatott számításokban használtunk.

Homogenizálás

A Debrecenben szárított mintákat gépkocsival szállítottuk Isztambulba. A nád és más növények kemény szárát és gyökerét az Isztambuli Egyetem Talajtudomány és Ökológia Tanszéken homogenizáltuk RETSCH (Cutting mill sm 100) felülről adagolós darálóval, ami három, egyenként körülbelül 10 cm-es pengét tartalmaz. A minták között az eszközt áramtalanítottuk és a pengéket alaposan megtisztítottuk. Az apróbb és puhább növényi részek, mint például virágzat és levelek homogenizálását a Növénytani Osztályon végeztük Wisetis HG 15 típusú homogenizálóval. Mindkét eljárás eredményeként por alapú, finom szemcsés homogén növényi mintákat kaptunk, amiket apró, felcímkézett nejlon tasakokban tároltunk az elemanalízis elvégzéséig.

Növényminták savas roncsolása

A növényminták roncsolását a talaj- és üledékmintákhoz hasonlóan végeztük. Eltérésként kell megemlítenem, hogy a teflonedényekbe kicsit több mintát mértünk be (~0,3 g). A roncsolás 10 ml salétromsav (HNO₃) hozzáadásával történt és az elért maximum hőmérséklet 180 °C volt. A minták roncsolására egyénileg beállított programot használtunk (5. ábra).

	select as favourite (0..12): 3	add			
	temperature	pressure	ramp	time	power
1	160	35	5	5	90
2	170	35	5	5	90
3	180	35	5	30	90
4	50	35	5	0	90
5	50	35	5	0	90

DAP40
DAP60
DAP80
DAP100
DAC17
DAQ20
DAK100
DAS100
DAP-70

5. ábra. Növényminták roncsolására használt program



6. ábra. A roncsolásra használt BERGHOF-MWS4 rendszer és elszívó fülke

Mind a talaj-, üledék- és növényminták esetében először próbaroncsolásokat végeztünk a legoptimálisabb sav és BERGHOF program kiválasztásának érdekében. A próbaroncsolások a következő savak, elegyeik és mintamennyiségek kombinációival történtek: HNO₃ (10 ml és 8 ml); 1:3 arányú HNO₃ és HCl (10 ml és 8 ml); mintatömegek (0,2g; 0,3g; és 0,5g). Az Isztambuli Egyetem Növénytan Osztályának munkatársai korábban végeztek hidrogén-peroxidos roncsolást, ami a teflon edények alumínium fedőinek élettartam csökkenéséhez, illetve az edények tartalmának „felhabzásához” vezetett, így mi sem preferáltuk a hidrogén-peroxid alkalmazását. A próbaroncsolások végzése után lehetőségünk nyílt a mintáink esetében legjobban alkalmazható protokoll kiválasztására, amit az előző bekezdésekben mutattam be.

4.4 ICP-OES elemanalízis (összes mintatípusra)

A fentiekben bemutatott módon feldolgozott és szűrt víz, növény, talaj és üledék minták P, B, Al, Fe, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb és Cd koncentrációját Perkin Elmer ICP-OES 7200 DV laboratóriumi berendezéssel mértük. Tudományos ismereteink és előméréseink alapján megállapítottuk az együtt mért elemek csoportjait (1. P, B, Al, Fe; 2. Mn, Zn, Ni, Cu, Cr; 3. Pb, Cd). A kalibrációs sorozatokat hitelesített oldatokból készítettük. Kalibrációs vaknak 1 %-os analitikai tisztaságú salétromsavat, mérési vaknak pedig a mért mintákkal ugyanolyan előkészítésen átesett salétromsavat használtunk. A kalibrációs görbén finomításokat végeztünk, ha arra szükség volt és a változtatások után a módszert minden esetben frissítettük. A vizsgált elemek mérési hullámhosszát a

műszer által javasolt optimális hullámhosszokon mértük (P: 213,617 nm; B: 249,677 nm; Al: 396,153 nm; Fe: 238,204 nm; Mn: 257,610 nm; Zn: 206,200 nm; Ni: 231,604 nm; Cu: 327,393 nm; Cr: 267,716 nm; Pb: 220,353 nm; Cd: 228,802 nm). A beállítások legfontosabb paraméterei a következők voltak (plazma irány: axiális; mérési késleltetés: 25 mp; ismétlések száma: 3; teljesítmény: 1450 Watt; Porlasztó: 0,70 L/perc). A mérések után ellenőriztük az eredmények pontosságát és csak abban az esetben fogadtuk el őket, ha azok megfeleltek a mérés szórása (RSD%) < 6 elvárásnak. Szükség esetén a mintákat 1 %-os analitikai tisztaságú salétromsavval hígítottuk.

4.5 *Sinapis alba* csíranövény teszt

A csíranövény tesztet a Felföldy (1987) által leírt módszerrel végeztük. A vákuumsomagolású mustármagokat magyarországi élelmiszerüzletben vásároltuk. Próbacsíráztatást a következőekben leírt protokollnak megfelelően végeztünk 2x30 mag desztillált vizes csíráztatásával, ahol a csírázási arány 100 % volt. A próbacsíráztatásban és tesztekben kizárólag válogatott, egészséges mustármagokat használtunk. Steril, vákuumsomagolt egyszer használatos petri csészékbe illesztett szűrőpapírt 5ml mintával (víz, talaj és üledék szűrletek) itattuk át, majd minden petri csészébe 30 darab mustármagot helyeztünk úgy, hogy azok térbeli elosztása egyenletes legyen. A kontroll csoport kezeléséhez desztillált vizet használtunk. A petri csészéket alumínium fóliával fedtük be és a magokat 20 °C-on klímakabinban csíráztattuk. 72 óra elteltével a csíranövények gyökereinek hosszát megmértük (mm), majd a 25 legnagyobb értéket átlagoltuk. Az így kapott értékeket összevetettük a kontroll átlagával. Az eredmények százalékos értékét az alábbiak alapján értékeltük.

Ha a tesztelés során a gyökök átlagos hossza a kontroll %-ában kifejezve:

% (kontrollhoz viszonyítva)	Hatás
0.0-9.9	igen erősen mérgező
10.0-29.9	erősen mérgező
30.0-59.9	közepesen mérgező
60.0-84.9	gyengén mérgező
85.0-114.9	nem mérgező
115.0-	serkentő

A teszt beállításában alkalmazott többször felhasználható eszközöket (csipesz, spatula, üvegedények) előzetesen autoklávban sterilizáltuk. A munkafolyamat elvégzése steril elszívófülke alatt történt, ezért nem volt szükség a magok Na-hipoklorit oldattal való kezelésére. A tesztek során mintaszennyeződést nem tapasztaltunk.

4.6 Egyéb számítások

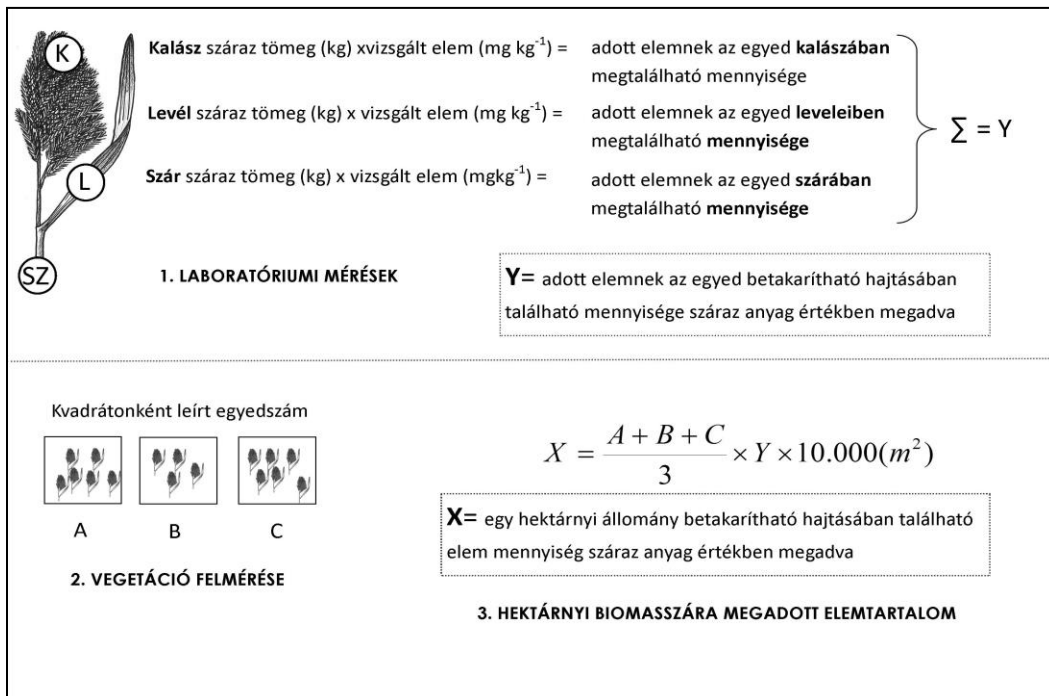
4.6.1 Bioakkumulációs faktor és transzlokációs faktor

A szerves kémiai szennyezők növények gyökerei általi felvételének fontos indikátora a bioakkumulációs faktor (BAF). A bioakkumulációs faktor magas értéke (BAF>1) a növény intenzív elemfelvételére utal. A gyökér által felvett elemek nagy része azonban sok esetben nem transzlokálódik a növény föld feletti szerveibe. A gyökérből hajtásba szállított mennyiség növényfajonként és elemenként változó lehet, amit a környezeti paraméterek is nagyban befolyásolnak. Az elemek transzlokációjának intenzitása a transzlokációs faktorról (TF) jellemezhető, aminek segítségével azt is meg lehet határozni, hogy egy adott növény bizonyos környezeti feltételek mellett mely elemek fitoextrakciójára alkalmazható. A fitoextraktor növények transzlokációs faktora meghaladja az 1-et (Ghosh és Singh, 2005; Rezvani és Zaefarian, 2011; Bonanno, 2013).

$$BAF = \frac{(koncentráció)_{gyökér}}{(koncentráció)_{talaj/üledék}} \quad TF = \frac{(koncentráció)_{hajtás}}{(koncentráció)_{gyökér}}$$

4.6.2 Biomasszára vonatkoztatott nehézfém tartalom számítása

A laboratóriumi mérések lehetővé teszik, hogy meghatározzuk egy bizonyos kémiai szennyező egy, egyed által akkumulált mennyiségét. A növényzet sűrűségének (egyed m⁻²) figyelembevételével ki tudjuk számolni az adott kémiai szennyező mennyiségét egy négyzetméternyi, illetve egy hektárnyi biomasszára megadva. Ha tudjuk a mintavételi helyek pontos területét, kiszámolhatjuk egy adott területen előforduló állomány betakarítható hajtásában található elem mennyiségét (7. ábra).



7. ábra. Egységnyi száraz biomassza elemtartalmának számítása

4.7 Alkalmazott statisztikai módszerek

Az adatok normalitását Shapiro-Wilk teszttel vizsgáltam, mely alapján a változók egy része nem követte a normál eloszlást. Ennek megfelelően a továbbiakban a hipotézisvizsgálatok során varianciánálízist (ANOVA), a nem normál eloszlású adatok esetében pedig a nemparaméteres Kruskal-Wallis próbát alkalmaztam, post hoc tesztként pedig a varianciahomogenitásra kevésbé érzékeny Games-Howel próbát, valamint Mann-Whitney próbát használtam Bonferroni korrekcióval (Field, 2009). A korrelációvizsgálatot a szintén nemparaméteres Spearman-féle korrelációs együttható alapján végeztem (Zar, 2010). A statisztikai vizsgálatokhoz az SPSS 20 (IBM Inc) szoftvert alkalmaztam. A dolgozat szövegében említett fontosabb statisztikai eredményeket a Függelék 4-5. táblázata foglalja magába.

5 Eredmények ismertetése és megbeszélése

5.1 A mintavételi területek növényzetének taxonómiai bemutatása

5.1.1 Kunszentmárton

Doktori dolgozatomban tizenegy év vegetáció felmérésének eredményeit foglaltam össze, ami összesen huszonnégy év szukcessziós folyamatát írja le. A különböző mintavételi években regisztrált növényfajokat az 1. táblázat tartalmazza, ami egyben információt nyújt a fajok időbeli eloszlásáról, gyakoriságáról és azok Simon-féle természetvédelmi érték kategóriákba (Simon, 1994) sorolásáról. Összesen 97 növényfajt tudunk feljegyezni hosszú távú monitorozásunk alatt. A szennyvízkibocsátás megszűnésével és a terület magára hagyásával a zöld takaró hamar birtokba vette a tórendszer egységeit. Az első terepi vizsgálat során (1998) 43 növényfajt tudunk azonosítani. Ekkor a növénytakaró 85-100 %-ban borította a területeket. A nád (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) mellett a laboda (*Atriplex* sp.) és őszirózsa (*Aster punctatus* W. et K.) fajok jelenléte volt a legszembetűnőbb. Említést érdemel, hogy 9 növényfajt, névszerint a fehér tippán (*Agrostis stolonifera* L.), hernyópázsit (*Beckmannia eruciformis* (L.) Host), bürök (*Conium maculatum* L.), erdei mályva (*Malva sylvestris* L.), juhsóska (*Rumex acetosella* L.), fekete bodza (*Sambucus nigra* L.), tyúkhúr (*Stellaria media* L.), pongyola pitypang (*Taraxacum officinale* Weber ex Wiggers), borostyánlevelű veronika (*Veronica hederifolia* L.), kizárólag ebben az évben lehetett megtalálni. 2001-ben az 1998-hoz hasonló fajszámot jegyeztünk fel (45), viszont a két mintavételi időpont között eltelt három éves időszakban csaknem a fajok felét más egyéb növényfaj váltotta fel (21 új faj). A tarackbúza (*Agropyron repens* (L.) Gould), subás farkasfog (*Bidens tripartita* L.), nagy csalán (*Urtica dioica*) és bojtortján szerbtövis (*Xanthium strumarium* L.) is ezen fajok közé tartoznak, amelyek jelenléte meghatározó volt a következő években. Az első két mintavétel alkalmával meglepetésünkre a réti őszirózsa (*Aster sedifolius* L.) védett fajt is meg tudtunk figyelni. 2003-ra több mint a fajok fele eltűnt, viszont a megmaradó 14 faj mellé mindössze a védett évelő őszirózsa (*Aster punctatus* W. et K.), virágkáká (*Butomus umbellatus* L.), mezei aszat (*Cirsium arvense* L. scop.), az akkor védett sárga nőszirm (*Iris pseudacorus* L.) és végül a homoki keserűfű (*Polygonum arenarium* L. W. et K.) társult. Az ezt követő 2004-2006 közötti időszakban a környezeti feltételek drasztikusan megváltoztak a csapadékviszonyok következtében és a terület vízborítás alá került. A vízborítás eredményeként az ülepítő medence rendszer vizes élőhely jellegét öltött, ami jelentős hatást gyakorolt a növényzet szukcessziójára is. A magas vízigényű fajok dominanciája megnőtt ebben az időszakban és a vegetáció kompozíciója meglehetősen változatlan maradt. A KM.2 mintavételi egységet csaknem teljes

egészében púpos békalencse (*Lemna gibba* L.), apró békalencse (*Lemna minor* L.) és a kiemelten védett rucaöröm (*Salvinia natans* L.) borította. A társulás kialakításában meghatározó szerepet kaptak a kísérőfajok, mint például az először megjelenő érdes tócsagaz (*Ceratophyllum demersum* L.), sima tócsagaz (*Ceratophyllum submersum* L.), a már említett púpos békalencse, vesszős füzény (*Lythrum virgatum* L.), ágas békabuzogány (*Sparganium erectum* L.) és bojtos békalencse (*Spirodela polyrhiza* L.). A tórendszer körülvevő parti övben a keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia* L.) és nád (*Phragmites australis*) állománya a parti övre korlátozódott. A parti zóna növényzeti képnek kialakításában a vízközeli részeken a subás farkasfog, szikikáka (*Bolboschoenus maritimus*), közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* L. P. B.) és a bojtorján szerbtövis voltak meghatározóak. A felsőbb parti szakaszokat olyan gyomfajok foglalták el, mint például a dárdás laboda (*Atriplex hastata* L.) és mezei aszat. A kísérőfajként számon tartott sövényzula (*Calystegia sepium* (L.) R. Br.) és adventív fajként jegyzett süntök (*Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et Gray) sűrűn átszötte a parti növényzetet. A vizes élőhely jellegét a 2007-ben kezdődő ismételt szárazság váltotta fel az azt követő három évben és a változás hatása a növényzet összetételében is megjelent. A nád újra teret hódított, a békalencse fajok és rucaöröm nem volt fellelhető 2010-ig. Ez az időszak a kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis* (L.) Cronq.), keszegsaláta (*Lactuca serriola* L.), kamilla (*Matricaria chamomilla* L.) és csalán újbóli tömeges megjelenésének kedvezett. Mintavételi tapasztalataink alapján ez volt az általunk vizsgált legszárazabb időszak és véleményünk szerint ez a szárazság eredményezhette, hogy számos olyan növényfaj eltűnt 2009-re, amelyek fontos szerepet játszottak a korábbi vegetáció összetételében. Ilyen fajnak tekinthető a laboda, subás farkasfog, szikikáka, közönséges kakaslábfű, magas peszérce (*Lycopus exaltatus* (L.) f.) és keskenylevelű gyékény, amelyek többsége egyébként újra megjelent a 2010-es vízzel borított, vagy az azt követő években. Továbbá fontos azt is észrevennünk, hogy ez a három év különösen száraz időszak számos olyan faj megjelenését hozta, amelyeket más mintavételi évben nem lehetett megtalálni. A 2010-es esztendőben regisztráltuk az addigi legcsekélyebb fajsámot (egyharmada az 1998-ban feljegyzettnek), viszont új fajként csak a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.) jelent meg. Ez a vizes időszak a púpos békalencse, rucaöröm, bojtorján szerbtövis, továbbá a keskenylevelű gyékény újbóli megjelenését eredményezte.

1. táblázat. Növényfajok időbeli előfordulása és azok Simon-féle Természetvédelmi Érték Kategóriákba (TVK) történő besorolása, Kunszentmárton

Növényfaj (összesen 97)	1998	2001	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2012
	SZ.	SZ.	SZ.	VB.	VB.	VB.	SZ.	SZ.	SZ.	VB.	SZ.
<i>Agrostis stolonifera</i>	E										
<i>Achillea millefolium</i>		TZ									
<i>Agropyron repens</i>		GY	GY	GY	GY				GY		
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		K		K		K					
<i>Alopecurus pratensis</i>	E	E									
<i>Althea officinalis</i>		TZ									
<i>Amaranthus retroflexus</i>	GY	GY								GY	
<i>Ambrosia artemisifolia</i>	GY										
<i>Amorpha fruticosa</i>				G	G		G	G	G	G	
<i>Anthriscus cerefolium</i>	TZ										
<i>Aster punctatus</i>			V					V			
<i>Aster sedifolius</i>	V	V									
<i>Atriplex hastata</i>	GY	GY	GY	GY	GY	GY	GY	GY			GY
<i>Atriplex hortensis</i>											G
<i>Atriplex prostrata</i>								GY			
<i>Atriplex sagittata</i>											GY
<i>Arctium sp.</i>									GY		
<i>Beckmannia eruciformis</i>	E										
<i>Bidens tripartitus</i>		TZ		TZ	TZ	TZ	TZ	TZ			TZ
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	K	K	K	K	K	K	K	K			K
<i>Butomus umbellatus</i>						K					
<i>Calamagrostis epigeios</i>			TZ								
<i>Calystegia sepium</i>	K	K		K	K	K					K
<i>Carduus acanthoides</i>	GY	GY	GY					GY			
<i>Ceratophyllum demersum</i>						K					
<i>Ceratophyllum submersum</i>				K	K	K					K
<i>Chenopodium album</i>		GY					GY		GY		GY
<i>Chenopodium glaucum</i>		GY									
<i>Cirsium arvense</i>			GY	GY	GY	GY	GY	GY	GY	GY	GY
<i>Cirsium pratense</i>											
<i>Cirsium vulgare</i>	GY	GY						GY			
<i>Crepis sp.</i>										GY	
<i>Conium maculatum</i>	GY										
<i>Convolvulus arvensis</i>		GY									
<i>Conyza canadensis</i>	GY	GY	GY				GY	GY	GY	GY	
<i>Daucus carota</i>	TZ										TZ
<i>Dipsacus laciniatus</i>				GY							
<i>Echinochloa crus-galli</i>	GY		GY	GY	GY	GY	GY	GY			
<i>Echinocystis lobata</i>					A	A		A		A	A
<i>Epilobium hirsutum</i>		K						K	K		
<i>Epilobium parviflorum</i>	K	K	K					K			
<i>Fraxinus excelsior</i>								K	K		
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>				G							
<i>Glycyrrhiza glabra</i>									A	A	
<i>Galium aparine</i>	GY								GY		
<i>Inula britannica</i>	GY	GY									
<i>Iris pseudacorus</i>			V								
<i>Lactuca serriola</i>	GY	GY	GY					GY	GY		
<i>Lamium purpureum</i>	GY										

Növényfajok, amelyekről további adatokat közlök a dolgozatban (----);
száraz időszak (SZ.); vízborítás (VB.)

1. táblázat. (folytatás)

Növényfaj (összesen 97)	1998	2001	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2012
	SZ.	SZ.	SZ.	VB.	VB.	VB.	SZ.	SZ.	SZ.	VB.	SZ.
<i>Lemma gibba</i>				K						K	
<i>Lemma minor</i>				E	E						
<i>Lepidium campestre</i>	GY										
<i>Lepidium perfoliatum</i>	GY										
<i>Lycopus europaeus</i>	K	K	K	K	K	K		K	K		
<i>Lycopus exaltatus</i>		K		K			K	K			
<i>Lythrum salicaria</i>		K									
<i>Lythrum virgatum</i>				K	K		K				
<i>Malva sylvestris</i>	GY										
<i>Marrubium vulgare</i>									GY		
<i>Matricaria chamomilla</i>		GY						GY	GY		GY
<i>Matricaria inodora</i>	GY	GY	GY				GY				
<i>Mentha pulegium</i>		TZ						TZ			
<i>Oenanthe aquatica</i>		K									
<i>Phragmites australis</i>	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
<i>Poa annua</i>	GY	GY									
<i>Polygonum arenarium</i>			TP					TP			
<i>Polygonum aviculare</i>	GY	GY									
<i>Polygonum lapathifolium</i>							GY				
<i>Polygonum persicaria</i>		GY									
<i>Populus alba</i>		E	E		E				E		
<i>Ranunculus repens</i>		TZ									
<i>Ranunculus sceleratus</i>	GY	GY									
<i>Rumex acetosella</i>	K										
<i>Rumex conglomeratus</i>							TZ				
<i>Rumex crispus</i>							TZ			TZ	TZ
<i>Rumex hydrolapatum</i>		TZ									
<i>Rumex stenophyllus</i>	TZ	TZ	TZ					TZ			
<i>Salvinia natans</i>				KV	KV	KV				KV	
<i>Sambucus nigra</i>	GY										
<i>Senecio jacobea</i>	K								K		
<i>Solanum dulcamara</i>	TZ	TZ	TZ						TZ		
<i>Solanum nigrum</i>	GY	GY						GY			
<i>Sonchus oleraceus</i>	GY	GY	GY					GY			
<i>Sparganium erectum</i>					K	K					
<i>Spirodela polyrhiza</i>					K	K					
<i>Stachys palustris</i>								K			
<i>Stellaria media</i>	GY										
<i>Taraxacum officinale</i>	GY										
<i>Torilis arvensis</i>	GY										GY
<i>Tussilago farfara</i>		TZ									
<i>Typha angustifolia</i>	E	E		E	E	E	E	E		E	E
<i>Typha latifolia</i>	E	E		E							
<i>Urtica dioica</i>		TZ	TZ	TZ	TZ			TZ	TZ		
<i>Veronica hederifolia</i>	TZ										
<i>Xanthium italicum</i>							GY				
<i>Xanthium spinosum</i>										GY	
<i>Xanthium strumarium</i>		GY		GY	GY	GY				GY	

Növényfajok, amelyekről további adatokat közlök a dolgozatban (---);
száraz időszak (SZ.); vízborítás (VB.)

A 2012-es évben feljegyzett fajszám minden évet figyelembe véve a legalacsonyabbnak tekinthető (10 faj). A KM.3 tőegységben a nádborítás, a KM.2-ben pedig az egyéb, többnyire gyomfajok területfoglalása volt domináns. A dolgozat további részében részletesebben tárgyalt, 2012-ben feljegyzett növényfajokat a 2. táblázatban foglaljuk össze feltüntetve azok magyar elnevezéseit, család szintű besorolásukat és természetvédelmi érték kategóriáit.

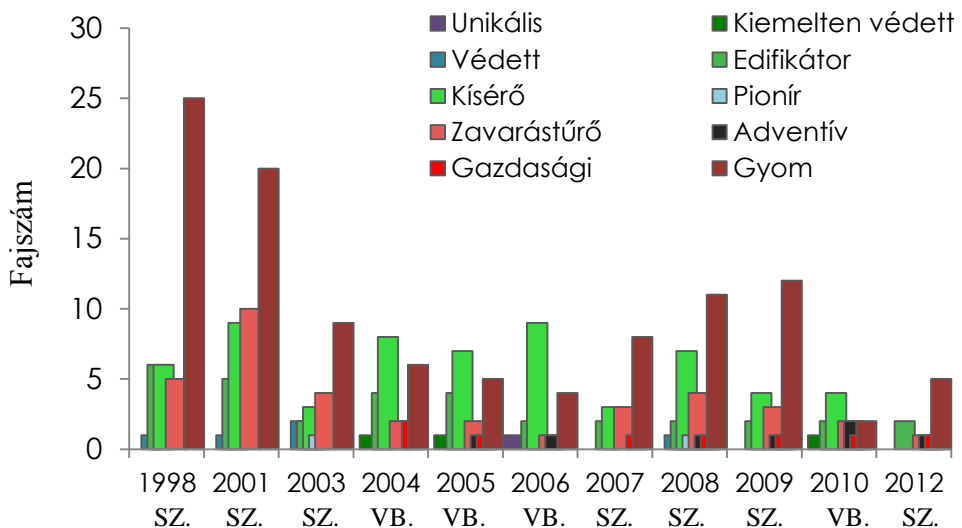
2. táblázat. A mintavételi területeken előforduló és a dolgozatban részletesebben tárgyalt növényfajok magyar elnevezései, családokba és Simon-féle Természetvédelmi Érték Kategóriákba (TVK) történő besorolása, Kunszentmárton, 2012

Növényfaj	Magyar elnevezés	Növénycsalád	Magyar elnevezés	TVK
<i>Atriplex hastata</i>	Dárdás laboda	Chenopodiaceae	Libatopfélék	GY
<i>Atriplex hortensis</i>	Kerti laboda	Chenopodiaceae	Libatopfélék	GY
<i>Atriplex sagittata</i>	Fényes laboda	Chenopodiaceae	Libatopfélék	GY
<i>Chenopodium album</i>	Fehér libatop	Chenopodiaceae	Libatopfélék	GY
<i>Echinocystis lobata</i>	Süntök	Cucurbitaceae	Tököfélék	A
<i>Matricaria chamomilla</i>	Kamilla	Asteraceae	Fészekvirágzatúak	GY
<i>Phragmites australis</i>	Nád	Poaceae	Pázsitfűvek	E
<i>Rumex crispus</i>	Fodros lórom	Polygonaceae	Keserűfűfélék	TZ
<i>Torilis arvensis</i>	Vetési tüskemag	Apiaceae	Emyősök	GY
<i>Typha angustifolia</i>	Keskenylevelű gyékény	Typhaceae	Gyékényfélék	E

A növényi fajlisták mintavételenkénti összeállítása segített a szukcessziós folyamatok nyomon követésében és megértésében. A tőrendszer magas króm-tartalma és talaj/üledék tömörsége ellenére figyelemreméltó a feljegyezhető fajok száma és azok állományainak területi kiterjedése. Ez a jelentős zöld borítás önmagában arra enged következtetni, hogy a növényzet vagy tolerálja, vagy elkerüli a közegben jelenlévő nehézfémeket (főleg krómot). A növényminták nehézfém-analízisének értékelése nélkül is kijelenthetjük, hogy a kunszentmártoni egykori bőrgyár ülepítő tőrendszerének vegetációja fontos szerepet játszhat a nehézfémek stabilizálásában, mivel meggátolja a deflációt. Továbbá a magas faji diverzitás, és a társulás összetételének fluktuációja a terület növényzetének magas alkalmazkodó képességére utal. A nád állandó jelenléte annak nagymértékű alkalmazkodását mutatja, ami az ökotípus megváltozását is eredményezhette.

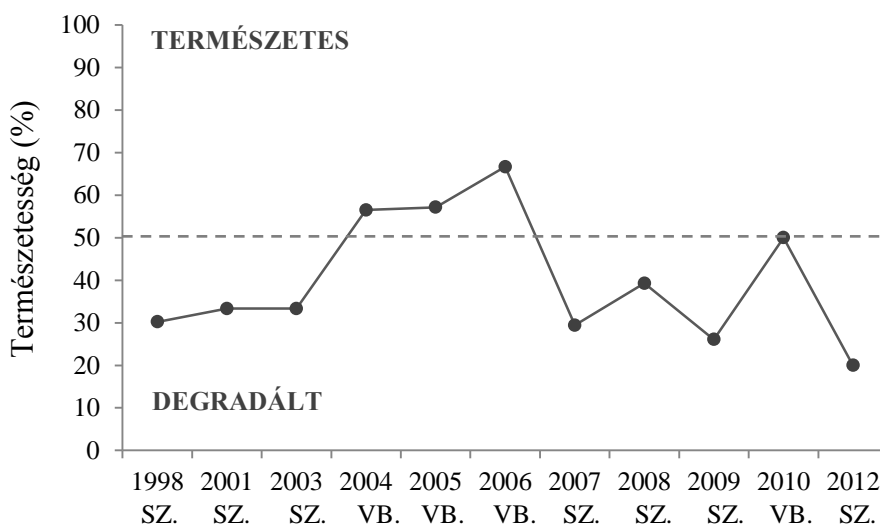
Mivel a tőrendszer nagyon magas fokú antropogén hatás alatt állt, ami a termelés befejeztével megszűnt, érdemes vizsgálni a terület természetes-regenerálódási képességét és jelenlegi állapotát, amire a növényfajok Simon-féle természetvédelmi kategória értékei kiváló eszközt nyújtanak. A regisztrált növényfajok magas száma és a monitorozás hosszú távú fenntartása lehetővé tette számunkra, hogy a szukcessziós folyamaton keresztül a terület potenciális természetességének változását is nyomon kövessük. Az 1. táblázat részletes tartalmát a 8. ábrán látható diagramon foglaltuk össze az értékelés

megkönnyítése érdekében. A 8. ábrát áttekintve talán a legszembetűnőbb a természetességre utaló kísérőfajok és társulásokban domináns társulás alkotó fajok arányának változása a degradációra utaló gyomfajok számával szemben. A szárazság enyhülésével és a vízborítás tartósságával a gyomfajok száma huszonöttről mindössze négyre csökkent. A kísérőfajok száma kvázi állandóságot mutatott 2006-ig, a 2003-as év kivételével, amikor mindössze három faj tartozott a kísérőfaj kategóriába, de a 2004-es vízborítás majd megháromszorozta azt. Ennél fontosabb feltárni azt, hogy e két típus arányában a vízborítás váltott ki nagy változást, amikor 2004-ben a kísérőfajok nagyobb egyedszámmal voltak jelen, mint a gyomfajok. Ez a különbség 2006-ban, a legtovább vízborított időszakban nőtt leginkább. A gyomfajok mellett a természetes zavarástűrő fajok képviselték a degradáltságra utaló fajok másik nagy csoportját és azok időbeli változása is a gyomfajokhoz nagyon hasonló trendet mutatott. A társulásban domináns természetes fajok a nád, gyékény és apró békalencse voltak, amelyek jelenléte lehetővé tette, hogy a természetességre utaló fajok száma meghaladja a degradáltságra utaló fajokét a vizes élőhely jelleget mutató években. A kiemelten védett rucaöröm kizárólag a vízzel borított években fordult elő, a védett őszirózsa fajok (*Aster sp.*) jelenléte pedig néhány száraz évre korlátozódott.



8. ábra. Különböző Természetvédelmi Érték Kategóriákba (TVK) sorolt fajok számának időbeli változása, Kunszentmárton

A természetesség és degradáltság arányának pontosabb bemutatása érdekében a két csoportba tartozó fajok számát évenként és csoportonként összevontuk, majd a teljes fajszám százalékában fejeztük ki. Ezáltal a 9. ábrán egyértelműen látszik, hogy a száraz években a terület degradáltsága fokozódik. A vízborítás 2007. évi megszűnésével a természetesség 37 %-kal csökken a 2006-ban észlelthez képest, majd a szárazság megszűnésével 25 %-kal nő. Az összes faj természetvédelmi értékét figyelembe véve megállapítottuk, hogy a vegetáció természetes összetétele párhuzamosan fokozódik a vízborítás tartósságával.

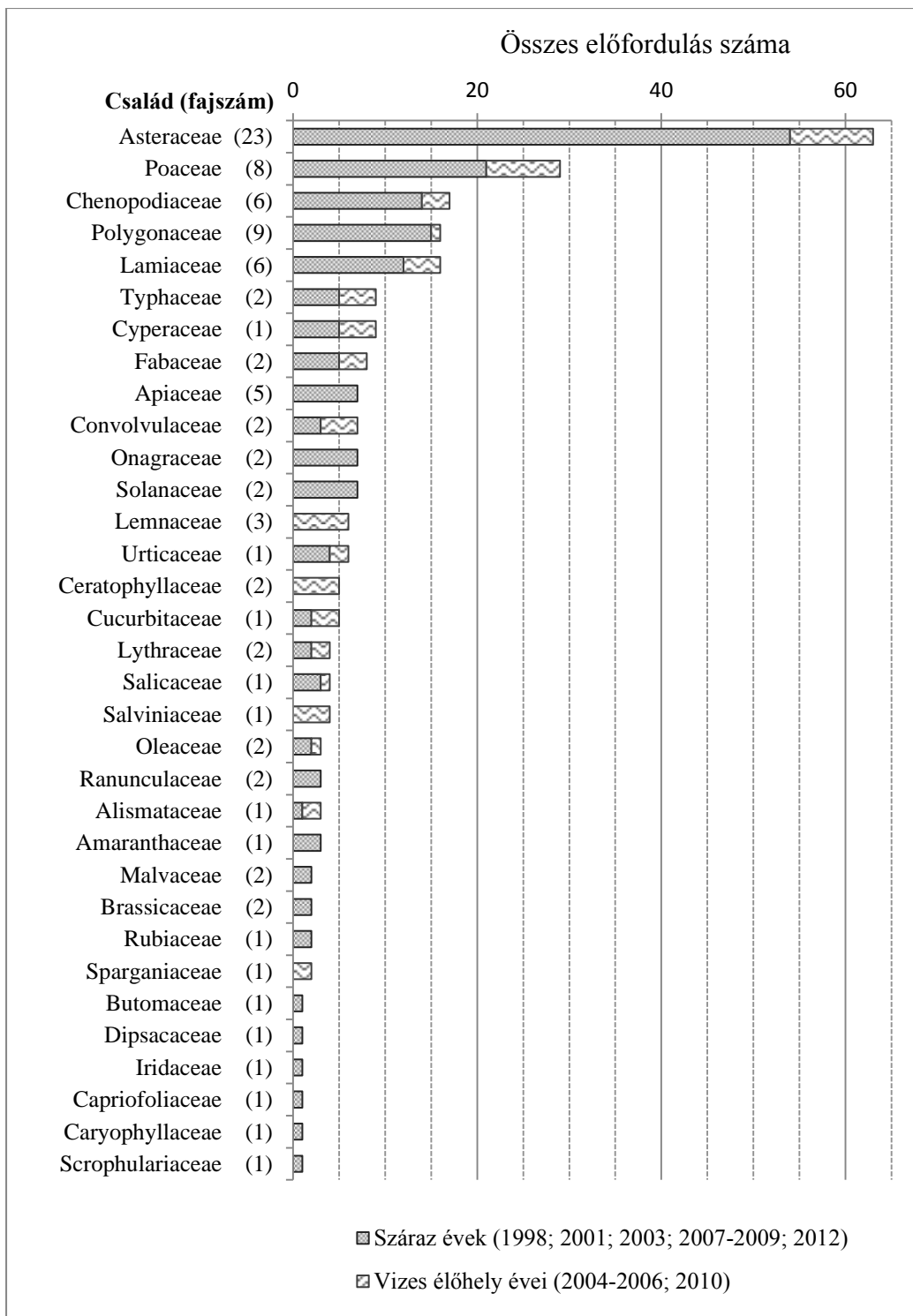


9. ábra. Természetes és degradált állapotra utaló fajok arányának (természetesség %) időbeli változása, Kunszentmárton

Az előző fejezetekben megvitatott eredmények jól érzékeltetik, hogy az antropogén hatás alatt álló területek vegetációjának összetételét és szukcesszióját számos környezeti faktor befolyásolja. Ez maga után vonja azt a kérdést, hogy vajon mennyire véletlenszerű egyes növényfajok megtelepedése a szennyezett területeken. Ennek felderítésére, segítségünkre hívhatjuk a genetikai diverzitás mérésének eszközeit, amivel képesek lehetünk adaptációs mechanizmusok vagy adott faj ökotípusainak feltárására. Egyed feletti szerveződési szinteken a populációk tér-időbeli mintázatainak, kölcsönhatásainak, illetve az általuk létrehozott struktúráknak a vizsgálata nyújthat fontos információt. Ezzel a következő fejezetekben a nád kapcsán foglalkozunk. A korábban tárgyalt faji diverzitás és fajok előfordulásának vizsgálatán kívül, lehetőségünk van a faj feletti taxonómiai egységek

tanulmányozására. Ilyen taxonómiai egység lehet a család, aminek fontosságát fitoremediációval foglalkozó tanulmányok gyakran kiemelik. Ezért én is fontosnak tartottam a KM. mintavételi területen megjelenő növényfajok család szintű elemzését és bemutatását.

A tizenegy mintavételi évben feljegyzett 97 növényfaj összesen 33 növény családba sorolható (10. ábra). A növény családok közel fele (15) összesen egy fajjal képviselte magát. A legtöbb faj az Asteraceae (23), Polygonaceae (9), Poaceae (8), Chenopodiaceae (6), Lamiaceae (6) és Apiaceae (5) családba tartoztak. Az összes előfordulás számát tekintve az Asteraceae család 23 faja 63 alkalommal jelent meg az ülepítő egységekben és ezzel magasan a lista elején áll. Ebből arra következtetünk, hogy az Asteraceae növény család bőséges kapacitással és potenciállal rendelkezik az ilyen jellegű zavart, és elsősorban krómmal szennyezett területeken való megtelepedésre. A 10. ábrából az is szembetűnik, hogy az ebbe a növény családba tartozó fajok leginkább a száraz periódusokban érvényesültek (54 előfordulás a 63-ból száraz időszakban történt). A Poaceae család, amibe egyébként a nád is tartozik, összesen 29 alkalommal volt jelen, ebből 8 alkalommal a vizes élőhely jellegű években. A Polygonaceae család kimondottan szárazságtűrő fajokat képviselt, mindössze egy alkalommal jelent meg a vízborítás idején. Az eredményekből úgy tűnik, hogy egyes növény családok mind a száraz és vízzel elárasztott periódushoz közel azonos mértékben alkalmazkodni tudtak (Typhaceae, Cyperaceae, Convolvulaceae), mialatt más fajok számára a szárazság (Lemnaceae, Salviniaceae, Sparganiaceae) illetve vízborítás (teljesség igénye nélkül: Onagraceae, Solanaceae, Ranunculaceae, Amaranthaceae, stb.) abszolút limitáló faktornak számít. A hosszú távú monitorozásunk eredményei alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a krómmal szennyezett, változékonny környezeti paraméterekkel rendelkező területek in-situ fitoremediációjában alkalmazható fajokat leginkább a fészekvirágzatúak (Asteraceae), pázsitfüvek (Poaceae), libatopfélék (Chenopodiaceae), keserűfűfélék (Polygonaceae) és ajakosak (Lamiaceae) növény családokban kereshetjük. A fajok évenkénti előfordulását publikált cikkeinkben részletesen tárgyaltuk (Keresztúri *et al.*, 2008, Lakatos *et al.*, 2008, 2011; Csatári *et al.*, 2011).



10. ábra. Növénycsaládok előfordulásának eloszlása és fajszáma száraz és vízzel borított időszakokban, Kunszentmárton

5.1.2 Kűcükcekece

A Kűcükcekece lagűna litorális zónájában megfigyelt és begűjtött fajok listáját, azok magyar elnevezéseit, növénycsaládokba való besorolását és természetvédelmi értékeit a 3. táblázat tartalmazza. A terepbejárás alkalmával a teljesség igénye nélkül és a vizsgált terület kiterjedésére való tekintettel kizárólag a domináns növényszajokat jegyeztük fel. Így összesen 14 növényszaj került a listánkra, amelyeket 12 növénycsaládba soroltunk be. A fajlista a tipikus parti zonációt tükrözi.

3. táblázat. A mintavételi területeken előforduló és a dolgozatban részletesen tárgyalt növényszajok családokba és Természetvédelmi Érték Kategóriákba (TVK) történő besorolása, Kűcükcekece, 2011-2012

Növényszaj	Magyar elnevezés	Növénycsalád	Magyar elnevezés	TVK
<i>Aster sp.</i>	Őszirózsa	Asteraceae	Fészekvirágzatúak	A/K
<i>Atriplex sp.</i>	Laboda	Chenopodiaceae	Libatopfélék	GY
<i>Carex sp.</i>	Sás	Cyperaceae	Sásfélék	U/V/E/K
<i>Ceratophyllum sp.</i>	Tócsagaz	Ceratophyllaceae	Tócsagazfélék	K
<i>Conyza canadensis</i>	Betyárkóró	Asteraceae	Fészekvirágzatúak	GY
<i>Diploxaxis tenuifolia</i>	Szabdalt kányaszászsa	Brassicaceae	Keresztesvirágúak	GY
<i>Juncus sp.</i>	Szittyó	Juncaceae	Szittyófélék	változó
<i>Nymphaea alba</i>	Fehér tündérrózsa	Nymphaeaceae	Tündérrózsa-félék	E
<i>Phragmites australis</i>	Nád	Poaceae	Pázsifűvek	E
<i>Rumex sp.</i>	Lórom	Polygonaceae	Keserűfűfélék	TZ/GY
<i>Scirpus sp.</i>	Káka	Cyperaceae	Sásfélék	E/TZ
<i>Tamarix ramosissima</i>	Szűrke tamariska	Tamaricaceae	Tamariskafélék	G
<i>Typha angustifolia</i>	Keskenylevelű gyékény	Typhaceae	Gyékényfélék	E
<i>Zanichellia palustris</i>	Tófonal	Zanichelliaceae	Tófonalfélék	K

A 4. táblázat segítségével a fajok időbeli és térbeli mintázatait is tanulmányozhatjuk. A felső partszakaszon olyan só tűró fajokat találtunk, mint például a szűrke tamariska (*Tamarix ramosissima* Ledeb.), sás (*Carex sp.*) és szittyó (*Juncus sp.*). A nád és gyékény nagyon változó mintázatot mutatott, megjelentek a parttól néhány méteres távolságban, de sokszor közvetlenül a vízzel borított részeken képeztek állományt. A KC.5 mintavételi pontnál a partközeli sekély vízben a tófonal (*Zanichellia palustris* L.) jelentős állományára bukkantunk. A kevésbé sós vízű SD.1 háttérterület létesített vizes élőhely jelleget öltött és a nád, illetve gyékény mellett megjelent a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba* L.) és tócsagaz (*Ceratophyllum sp.*) A lagűna parti sávájában az őszirózsa (*Aster sp.*), laboda (*Atriplex sp.*), szabdalt kányaszászsa

(*Diplotaxis tenuifolia* (Jusl.) DC.) és lórom (*Rumex sp.*) telepedett meg (4. táblázat).

4. táblázat. Növényfajok időbeli előfordulása és azok Simon-féle Természetvédelmi Érték Kategóriákba (TVK) történő besorolása, Kükükcekece, 2011-2012

Növényfaj (összesen 14)	2011						2012					
	14 faj						12 faj					
	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
<i>Aster sp.</i>	A/K		A/K	A/K				A/K	A/K			
<i>Atriplex sp.</i>	GY	GY	GY	GY			GY	GY		GY		
<i>Carex sp.</i>		U/V/ E/K						U/V/ E/K				
<i>Ceratophyllum sp.</i>						K						K
<i>Conyza canadensis</i>					GY					GY		
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	GY						GY					
<i>Juncus sp.</i>	+	+										
<i>Nymphaea alba</i>						E						E
<i>Phragmites australis</i>	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
<i>Rumex sp.</i>	TZ/ GY		TZ/ GY									
<i>Scirpus sp.</i>	E/TZ					E/TZ						E/TZ
<i>Tamarix ramosissima</i>		G		G				G		G		
<i>Typha angustifolia</i>						E					E	E
<i>Zanichellia palustris</i>			K						K			

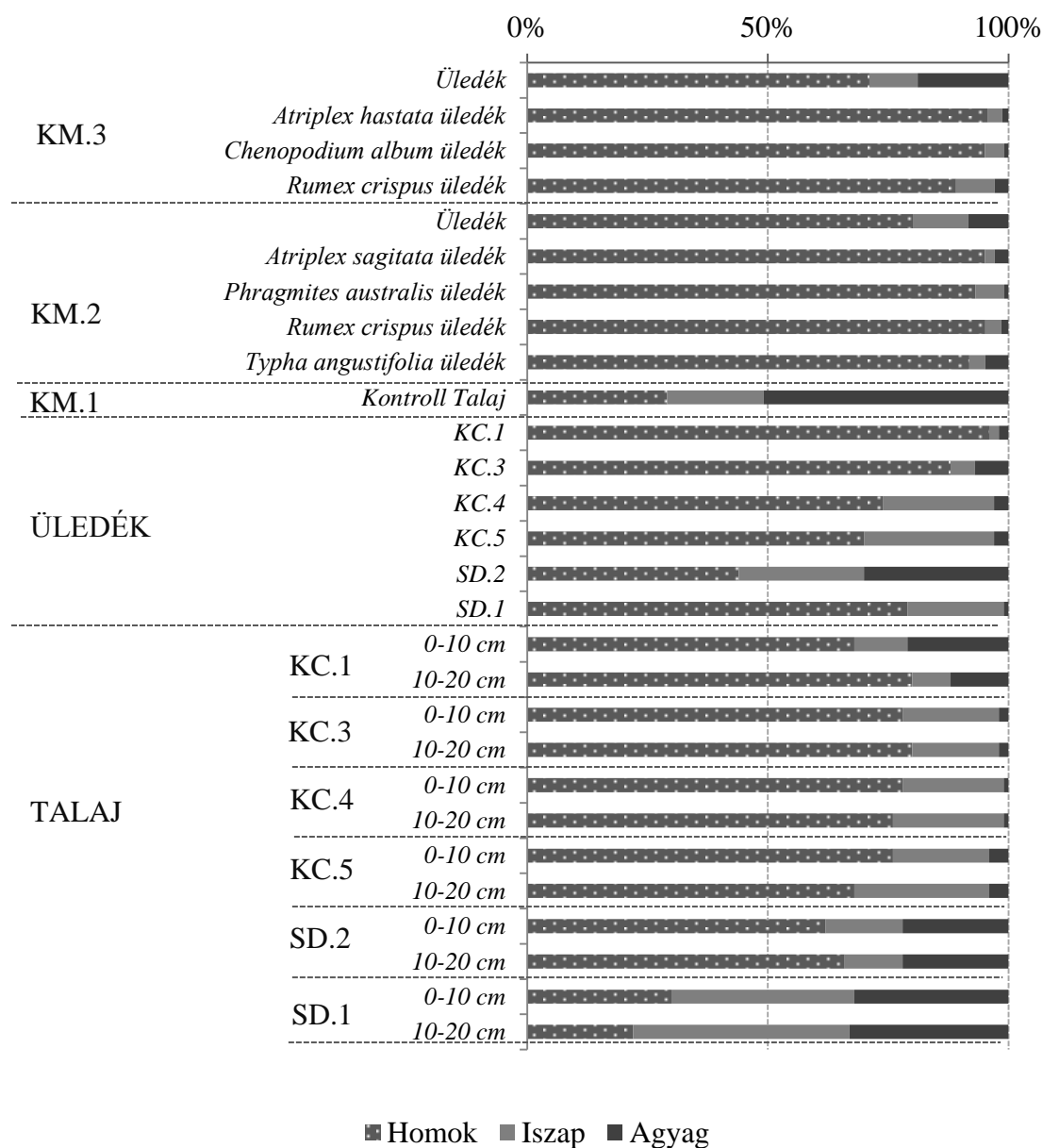
Sok esetben pontos fajmeghatározásra nem volt lehetőségünk, ezért a természetvédelmi érték kategóriákat sem tudtuk konzekvensen értékelni. Ennek ellenére a KC.-lagúna litorális tájékának növényzete az említett néhány gyomfaj kivételével természetesnek mondható.

5.2 Talaj-, üledék- és vízminták textúrája, kémhatása és vezetőképessége

5.2.1 Kunszentmárton

Textúra

A kunszentmártoni (továbbiakban KM.) mintavételi terület üledékének szemcseméret szerinti összetételét először 2012-ben tanulmányoztuk. A vizsgálat eredményeit a 11. ábra mutatja be. A KM.3 és KM.2 egységekből gyűjtött kilenc üledékmintában a homok szemcseméret dominált (71-95 %). Ezek az értékek lényegesen magasabbak, mint amire számítottunk, ezért vizes próbának vetettük alá a talajt. Ennek elvégzésekor az agyag és iszap frakcióra jellemző tulajdonságokat tapasztaltunk, az ujjbegyek között talajjal eldörzsölt víz elősegítette a szemcsék tapadását. A mintákat közelebről szemügyre véve feltűnt, hogy azok detritusz tartalma igen magas. Mivel a detritusz nagy része nem került szuszpenzióba a hidrométer módszer elvégzésekor, ezért a mintakeverékek felhajtóereje kisebb volt, ami a számítások elvégzésével magasabb homok frakciót eredményezett. Ezt támasztja alá az a megfigyelésünk is, hogy a növények rizoszférájából gyűjtött minták „homoktartalma”, amit mi részben detritusznak vélünk, (80-95 %) minden esetben legalább 9 %-kal magasabb volt a közvetlen növénytakarótól mentes területekről gyűjtöttekénél. Ez azzal magyarázható, hogy a dús növényzettel borított részek szerves törmelékben dúsultak. Továbbá ha összehasonlítjuk a KM.3 és KM.2 talajok eredményeit a KM.1 kontroll terület eredményeivel, akkor éles eltérést tapasztalunk. A kontroll talaj mindössze 30 %-ban tartalmazott homok szemcsetartományba eső talajrészecskéket, 20 % az iszap és 50 % az agyag tartományba esett (11. ábra). A börgyár ipari szennyvizének kibocsátása 1998-ban megszűnt, így a tóegységek kiszáradtak és talajképződési folyamatok színhelyévé válhattak, amit a vízzel borított években (2004-2006; 2010) ismét az üledékképződési folyamatok váltottak fel. Ezek a folyamatok együttesen eredményezték a KM. mintavételi terület szerves anyagban és apró méretű részecskékben gazdag alzatát.



11. ábra. Üledék- és talajminták szemcseméret szerinti összetétele (%), Kunszentmárton, 2012 – Kücükcekece, 2011

Kémhatás

A KM.2 és KM.3 üledékminták kémhatása 2012-ben pH 5,38 és 6,99 között változott (5. táblázat), ami jelentős csökkenésként jegyezhető a 2008-ban mért (pH 7,10-8,28) értékekhez képest (Csatári *et al.*, 2011). A kontroll terület pH-ja 2,00-val (pH 5,86) kisebbnek bizonyult, mint 2008-ban. Ezekből az eredményekből arra következtetünk, hogy a terület talajképződésen keresztül kilúgzásnak van kitéve, és ennek következtében üledéke a lúgos kategóriából az enyhén savas-savas kategóriába került 4-5 év leforgása alatt. Savanyú közegben tartós, morzsás szerkezet nem tud kialakulni és a talaj szerkezet rendszerint tömődött, víz- és levegő gazdálkodása kedvezőtlen (Kátai, 2011). Ilyen szerkezet volt megfigyelhető a KM.- üledékek esetében is, és emiatt az előzetes aprításra szorult a textúra, a vizsgálatot megelőzően. Amikor a KM. üledék kémhatása semleges illetve lúgos volt (2008), akkor növények rizoszférájából vett üledékminták pH-ja legtöbb esetben kisebb volt, mint a növénytakaróval kevésbé borított részéről gyűjtött üledékeké, amiből arra következtetünk, hogy a növények gyökerei gyökérizzadmányok, szerves savak kibocsátásával csökkentették a rizoszféra pH-ját. Eredményeink azt mutatják, hogy ez a hatás csökkent a talaj általános savanyodásának következtében a KM.3-as egységben, ahol nagyobb mértékű pH csökkenés történt (2008-ban pH 8,28; 2012-ben pH 6,57) és a rizoszféra pH-ja nem volt kisebb a környező üledékétől. A KM.2-es medencében a rizoszféra kémhatása minden növény esetében kisebb volt (pH 5,74-6,44), mint a környező üledéké (pH 6,65). Hatás tekintetében a növények sorrendje a következő: fodros lórom (*Rumex crispus*-19 %), nád (*Phragmites australis*- 14 %), fényes laboda (*Atriplex sagitata*-8 %), keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*-4 %), fehér libatop (*Chenopodium album*-3 %).

Vezetőképesség

Az üledékek többségének vezetőképessége (EC-Electrolytic Conductivity) 0,403-0,712 mS cm⁻¹ között változott, kivéve a KM.2 *Typha angustifolia* rizoszféra üledékét (1,520 mS cm⁻¹). Lényeges különbséget nem tapasztaltunk a 2008-as évhez képest. Ha a telítési kivonat elektromos vezetőképessége < 2, akkor az irodalom alapján a talaj „nem sós” kategóriába tartozik és a növények, beleértve a mezőgazdasági növényeket is, fejlődését nem gátolja (Kátai, 2011).

A fejezet összefoglalásaként megállapíthatjuk, hogy a kunszentmártoni egykori bőrgyár ülepítő tórendszerének üledéke szerkezetét tekintve tömör, mégis jelentős detritusz tartalmú üledék. Kémhatását tekintve korábban lúgos, majd a kilúgzási folyamatoknak köszönhetően jelenleg savas-gyengén savas kategóriába tartozik. Sótartalmát tekintve „nem sós” üledék/talaj, így ez a paraméter elhanyagolható, mint potenciális stressz faktor.

5. táblázat. Üledékminták pH és vezetőképesség (mS cm^{-1}) értékei (átlag \pm mintaszóródás), Kunszentmárton, 2012

	Minta	pH	Vezetőképesség (mS cm^{-1})
KM3	Üledék	6,57 \pm 0,01	0,57 \pm 0,02
	<i>Atriplex hastata</i> rizoszféra	6,65 \pm 0,04	0,57 \pm 0,01
	<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	6,99 \pm 0,14	0,61 \pm 0,00
	<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	6,97 \pm 0,06	0,70 \pm 0,00
KM2	Üledék	6,65 \pm 0,06	0,71 \pm 0,07
	<i>Atriplex sagitata</i> rizoszféra	6,15 \pm 0,02	0,40 \pm 0,07
	<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	6,44 \pm 0,07	0,43 \pm 0,05
	<i>Phragmites australis</i> rizoszféra	5,74 \pm 0,01	0,43 \pm 0,01
	<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	5,37 \pm 0,04	0,59 \pm 0,05
	<i>Typha angustifolia</i> rizoszféra	6,37 \pm 0,04	1,52 \pm 0,08
KM1	Üledék	5,86 \pm 0,03	0,43 \pm 0,00

n=2

5.2.2 Küçükcekece

Textúra

A küçükcekecei minták textúra analízisének eredményeit a 11. ábra mutatja be. A KC. mintavételi pontok üledékében és talajában is egyaránt a homok frakció dominált, amit a mintavételnél már vizuálisan is meg lehetett állapítani. Az értékek 70-96 % (átl. 82 %) üledék és 68-80 % (átl. 76 %) talaj esetében. A két különböző talajréteg (0-10 cm; 10-20 cm) összetétele között nem találtunk szignifikáns különbséget. Az üledék homoktartalma fokozatosan csökkent a KC.1 mintavételi ponttól az SD. mintavételi helyek irányába, ami a tengertől való távolsággal mutat összefüggést. A talaj esetében ilyen összefüggés nem állapítható meg, ami a Márvány-tengertől való függetlenségre, de a magas homoktartalom által a KC.-lagúnával való szoros kapcsolatra utal. Az SD.2 ponton az iszap- (26 %) és agyagfrakciók (30 %) több mint az üledék felét tették ki. Mintavételi megfigyeléseink alapján (olajtartalmú, kellemetlen szagú üledék) meggyőződésünk, hogy az SD.2 ponton az üledék nagy része antropogén eredetű szerves és szervetlen anyag. Az SD.1 háttérterület talajának nincs közvetlen kapcsolata a KC.-lagúnával, ezért lehetséges, hogy a talaj iszap- (38-45 %) és agyagtartalma (32-33 %) jóval magasabb, mint a KC. mintavételi területeken. A KC.-lagúna litorális zónájának magas homok és alacsony agyag tartalma arra enged következtetni, hogy a talaj víztartó kapacitása alacsony, ami lehetővé teszi az esetleges szennyező anyagok akadálytalan bemosódását a lagúnába. Fertig *et al.* (2013) hasonló területeken tanulmányozta a szennyezőanyagok transzmissziójának lehetséges útvonalait és arra az

eredményre jutott, hogy a felszíni lefolyás sokkal kisebb jelentőségű, mint a felszín alatti bemosódás.

Kémhatás

A víz, talaj és üledék kémhatását illetve elektromos vezetőképességét a 6. táblázat mutatja be. A víz pH-ja mindkét évet és minden mintavételi pontot figyelembe véve egy kivételével (KC.3 nyár pH 6,93) 7,29 és 8,56 közötti értékeket vett fel, ami a „gyengén lúgos” kategóriára utal. Az üledék értékei (pH 7,08-8,00) csekélyebbek, mint a vízé, de a talajéhoz nagyon hasonlítanak (pH 7,03-8,00). Ezek az eredmények összhangban vannak a Bragato *et al.* (2009) által kapott értékekkel, aki szintén enyhén lúgos pH-t mért (pH átlag: 8,00) egy hasonló lagúna kiterjedt litorális zónájában. A 2012. nyarán gyűjtött minták pH értékei általában kisebbek voltak a 2011. ősszel gyűjtöttekénél, de egyedül a két talajréteg átlag értékei mutattak szignifikáns csökkenést ($p < 0,05$) a nyári időszakban.

6. táblázat. Víz-, talaj- és üledékminták pH és vezetőképesség (mS cm^{-1}) értékei (átlag \pm mintaszóródás), Kücükcekece, 2011-2012

		pH				Vezetőképesség (mS cm^{-1})			
		Víz	Üledék	T. 0-10	T. 10-20	Víz	Üledék	T. 0-10	T. 10-20
KC.1	Ó.	8,10 \pm 0,05	7,70 \pm 0,13	7,80 \pm 0,09	7,70 \pm 0,08	12,8 \pm 0,06	2,35 \pm 0,09	0,51 \pm 0,04	0,75 \pm 0,06
	Ny.	7,42 \pm 0,03	7,68 \pm 0,08	7,60 \pm 0,12	7,82 \pm 0,15	13,3 \pm 0,09	1,25 \pm 0,11	0,65 \pm 0,08	0,33 \pm 0,02
KC.2	Ó.	7,90 \pm 0,12	-	-	-	13,1 \pm 0,05	-	-	-
	Ny.	8,56 \pm 0,14	-	-	-	13,9 \pm 0,11	-	-	-
KC.3	Ó.	7,70 \pm 0,14	8,00 \pm 0,15	8,00 \pm 0,18	7,90 \pm 0,12	11,8 \pm 0,09	1,82 \pm 0,08	0,44 \pm 0,05	0,47 \pm 0,07
	Ny.	6,93 \pm 0,05	7,11 \pm 0,07	7,03 \pm 0,06	7,13 \pm 0,14	12,9 \pm 0,08	4,13 \pm 0,14	0,68 \pm 0,03	0,35 \pm 0,01
KC.4	Ó.	8,10 \pm 0,15	7,60 \pm 0,12	7,80 \pm 0,15	7,90 \pm 0,16	12,8 \pm 0,10	3,73 \pm 0,110	0,62 \pm 0,02	1,30 \pm 0,10
	Ny.	7,45 \pm 0,03	7,52 \pm 0,16	7,66 \pm 0,21	7,84 \pm 0,06	13,4 \pm 0,12	3,02 \pm 0,09	2,42 \pm 0,10	2,35 \pm 0,13
KC.5	Ó.	8,20 \pm 0,15	7,70 \pm 0,24	7,60 \pm 0,12	7,70 \pm 0,08	11,9 \pm 0,06	6,25 \pm 0,15	4,81 \pm 0,12	2,01 \pm 0,16
	Ny.	7,52 \pm 0,05	7,55 \pm 0,18	7,50 \pm 0,08	7,65 \pm 0,09	13,6 \pm 0,14	3,61 \pm 0,06	5,73 \pm 0,14	5,59 \pm 0,18
SD.2	Ó.	7,30 \pm 0,08	7,30 \pm 0,06	7,80 \pm 0,16	7,80 \pm 0,17	1,18 \pm 0,03	4,05 \pm 0,07	1,21 \pm 0,05	2,08 \pm 0,09
	Ny.	7,31 \pm 0,05	7,50 \pm 0,12	7,20 \pm 0,07	7,33 \pm 0,16	1,26 \pm 0,02	1,87 \pm 0,02	1,39 \pm 0,06	0,68 \pm 0,06
SD.1	Ó.	7,50 \pm 0,09	7,60 \pm 0,05	7,80 \pm 0,10	7,80 \pm 0,06	0,61 \pm 0,01	0,79 \pm 0,03	0,26 \pm 0,01	0,25 \pm 0,01
	Ny.	7,29 \pm 0,10	7,08 \pm 0,15	7,50 \pm 0,05	7,38 \pm 0,10	0,78 \pm 0,02	1,37 \pm 0,06	0,98 \pm 0,08	0,37 \pm 0,03

T. 0-10 (talaj 0-10 cm); T. 10-20 (talaj 10-20 cm); n= 2

Vezetőképesség

A vízminták elektromos vezetőképessége előzetes becsléseinknek megfelelően igen nagy volt a KC.- mintáknál (11,9-13,6 mS cm⁻¹), viszont tízszer illetve hússzor alacsonyabb az SD.2 és SD.1 minták esetében, amit mi egyértelműen a Márvány-tengertől való fokozódó távolsággal és édesvíz ellátással magyarázunk. Ezt a jelenséget már más kutatók is megfigyelték hasonló lagúnák tanulmányozása közben (Tuncel *et al.*, 2007). Kutatásunkban a talaj és az üledék eredményei is a vízával hasonló trendet mutattak. A 6. táblázat tanulmányozásával az is megállapítható, hogy a víz és felszíni talajminták (0-10 cm mélység) elektromos vezetőképessége minden esetben magasabb volt nyáron. Ennek hátterében az áll, hogy a nyári időszakban kevesebb csapadék esett és így a lagúna édesvíz utánpótlása megcsappant. Továbbá a nyári magasabb hőmérséklet intenzívebb evaporációval és evapo-transpirációval (talaj és vegetáció esetében) jár. Hasonló eredményeket publikált Canedo-Arguelles *et al.* (2012), akik ezt a jelenséget részletesen tanulmányozták négy különböző mediterrán lagúna esetében. Az üledékminták vezetőképesség értékei nem követték ezt a trendet, még kismértékű csökkenés is tapasztalható volt, de a két év közötti eltérés statisztikailag nem mutatott szignifikanciát.

5.3 Talaj-, üledék- és vízminták elemtartalma

5.3.1 Kunszentmárton

A 2012. évi KM. minták elemtartalmának eredményeit a 7. táblázatban tüntettük fel. Az egyes elemekre az értékek a következő minimum és maximum tartományokban helyezkedtek el: B (kimutatási határ alatt- 11 mg kg⁻¹; kontroll 39 mg kg⁻¹), Fe (16363-32443 mg kg⁻¹; kontroll 22540 mg kg⁻¹), Al (11230-21423 mg kg⁻¹; kontroll 13023 mg kg⁻¹), Mn (323-831 mg kg⁻¹; kontroll 1168 mg kg⁻¹), Zn (kimutatási határ alatt- 96 mg kg⁻¹; kontroll kimutatási határ alatt), Ni (19-27 mg kg⁻¹; kontroll 24 mg kg⁻¹), Cu (29-85 mg kg⁻¹; kontroll 98 mg kg⁻¹), Cr (5340-18690 mg kg⁻¹; kontroll 89 mg kg⁻¹), Pb (6,87-12 mg kg⁻¹; kontroll 19 mg kg⁻¹). Az eredmények értékelését alapvetően a Kátai, (2011) és Új Holland Lista (Swatrics, 1999) által bemutatott referencia értékekkel történő összevetésre alapoztuk.

7. táblázat. Üledékminták elemkoncentráció (mg kg^{-1} száraz anyag) értékei (átlag \pm szórás), Kunszentmárton, 2012

Minta (Üledék)	B	Fe	Al	Mn	Zn
Üledék	<0,01	17863 \pm 280	11873 \pm 50	380 \pm 2,31	<0,01
KM.3 <i>Atriplex hastata</i> rizoszféra	<0,01	17573 \pm 57	12086 \pm 97	831 \pm 5,94	<0,01
<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	<0,01	32443 \pm 186	21423 \pm 180	465 \pm 2,50	96 \pm 0,72
<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	<0,01	19260 \pm 272	12340 \pm 20	699 \pm 8,18	<0,01
Üledék	11 \pm 0,37	21786 \pm 93	15150 \pm 178	439 \pm 5,79	<0,01
KM.2 <i>Atriplex sagitata</i> rizoszféra	<0,01	17730 \pm 108	14220 \pm 1144	422 \pm 1,10	<0,01
<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	<0,01	21453 \pm 119	15640 \pm 125	536 \pm 2,14	<0,01
<i>Phragmites australis</i> rizoszféra	<0,01	16363 \pm 85	12486 \pm 155	360 \pm 6,31	<0,01
<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	<0,01	22173 \pm 168	11230 \pm 122	323 \pm 1,25	<0,01
<i>Typha angustifolia</i> rizoszféra	<0,01	19843 \pm 55	15396 \pm 143	572 \pm 5,43	<0,01
KM.1 Üledék	39 \pm 1,05	22540 \pm 61	13023 \pm 74	1168 \pm 11	<0,01
	Ni	Cu	Cr	Pb	
Üledék	19 \pm 0,32	44 \pm 0,19	9047 \pm 138	11 \pm 0,42	
KM.3 <i>Atriplex hastata</i> rizoszféra	19 \pm 0,27	85 \pm 0,3	17373 \pm 51	6,87 \pm 0,16	
<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	26 \pm 1,63	29 \pm 0,23	17720 \pm 151	7,40 \pm 0,20	
<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	19 \pm 0,21	63 \pm 0,37	10146 \pm 81	8,57 \pm 0,28	
Üledék	22 \pm 0,55	40 \pm 0,62	5340 \pm 38	11 \pm 0,21	
KM.2 <i>Atriplex sagitata</i> rizoszféra	22 \pm 0,37	77 \pm 0,31	18690 \pm 300	7,59 \pm 0,54	
<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	25 \pm 0,39	79 \pm 0,72	16150 \pm 115	6,00 \pm 0,42	
<i>Phragmites australis</i> rizoszféra	19 \pm 0,24	67 \pm 0,41	17033 \pm 158	10 \pm 0,31	
<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	20 \pm 0,18	45 \pm 0,35	6953 \pm 10	11 \pm 0,05	
<i>Typha angustifolia</i> rizoszféra	20 \pm 0,63	51 \pm 0,28	8767 \pm 17	12 \pm 0,70	
KM.1 Üledék	24 \pm 0,12	98 \pm 0,48	87 \pm 2,32	19 \pm 0,28	

n= 3

A KM. minták bór (B) és a cink (Zn) relatív koncentrációjának mérését 2012-ben végeztük el első alkalommal. A bór alacsony jelenlétére számítani lehetett, mivel a leginkább magas sótartalmú talajokban dúsul fel, ahol bór sók formájában van jelen. A bór nagyon alacsony értékére való tekintettel a későbbiekben annak mérését nem végeztük el a növényi mintákon. A cink értékei legtöbb esetben a kimutatható határérték alá estek, a talajokban maximálisan megengedhető értéket ($150\text{--}300 \text{ mg kg}^{-1}$) meg sem közelítették. A vas (Fe) és alumínium (Al) nem tipikusan toxikus fémek, azok határértékeire konkrét korlátozások nincsenek érvényben. A korábbi mérési évekhez képest (2003, 2005) nem regisztráltunk jelentős eltérést a vas és alumínium koncentrációiban. Azokban az években a vas $17081\text{--}35464 \text{ mg kg}^{-1}$ értékek között, az alumínium pedig $8766\text{--}24165 \text{ mg kg}^{-1}$ között volt meghatározható. A mangánra (Mn) is hasonló megállapítás igaz, 2003-ban és 2005-ben mért értékei

257-949 mg kg⁻¹ közé estek. A KM.1 kontroll mintavételi pont talajának mangán koncentrációja 2-3-szor nagyobb volt, mint a KM.3 és KM.2 pontoké, de szennyezésről nem beszélhetünk. A talajokban megengedhető határérték rézre (Cu) 100 mg kg⁻¹ körüli érték, 35 mg kg⁻¹ pedig a kívánatos koncentráció (target value). Az általunk vizsgált minták réz koncentrációi kicsivel nagyobbak voltak, mint a kívánatos koncentráció, de a megengedhető határérték alatt maradtak, a beavatkozási határérték (210 mg kg⁻¹) szintjét meg sem közelítették. 2003-ban a réz koncentrációja (118 mg kg⁻¹) meghaladta a 100 mg kg⁻¹ határértéket, ami 2012-re harmadrészére csökkent. Túlzott ólom (Pb) tartalomról megint csak nem beszélhetünk, a mért értékek jóval határérték alatt maradtak.

A króm (Cr) analízis eredménye a várakozásainknak megfelelően drasztikus különbséget mutatott a többi elemmel összehasonlítva. A KM.3 és KM.2 medencék talajának átlag króm koncentrációja (12722±5122 mg kg⁻¹) száznegyvenötször volt magasabb a KM.1 kontroll talajénál (88 mg kg⁻¹) és százhuszónhétyszer a legmagasabb megengedett határértéknél (100 mg kg⁻¹). A magas krómtartalom forrása kétségtelenül a bőr cserzésénél használt króm só adalékanyag, ami az ipari szennyvízzel jutott az ülepitő rendszerbe. Hasonlóan magas értékeket már többen mértek bőrgyárak területein, például Bini *et al.* 2008-ban 10594 mg kg⁻¹ krómot detektált egy olaszországi bőrgyár ülepitő medencéjének üledékéből. A KM.- terület krómtartalma alig változott az évek folyamán, a korábbi, beleértve legelsőket is, a mérési eredmények tartományai hasonlóak voltak (Simon *et al.*, 2000; Lakatos *et al.*, 2008; Csatári *et al.*, 2011), viszont a relatív króm koncentráció nagyon látványos különbségeket mutat az egyes minták között. Különösen a krómot, de az összes elemet vizsgálva is szembeűnik, hogy a KM. üledék rendkívüli mértékben heterogén. A heterogenitás több folyamatra és tényezőre vezethető vissza, mint például az időben és területileg változó diverz vegetáltságra, a növények különböző elemfelvevő vagy stabilizáló képessége, rizoszféra effektusra és egyéb fizikokémiai folyamatra. Köztudott, hogy az elemek csak egy része érhető el a növények számára és detektálható ICP-OES technikával. Másik része ásványokba és komplexekbe épül be, ami azonnal nem elérhető a növények illetve mérések számára, de idővel a fent említett folyamatok következtében, mint például fizikai aprózódás és kémiai mállás, felvehetővé válnak. Ha megvizsgáljuk a hosszú távú monitorozásunk során a növények rizoszférájából vett mintákat és összehasonlítjuk a növényzettel kevésbé borított mintákkal, azt tapasztaljuk, hogy a rizoszférában csökkent a pH, és 2-3-szorosára nőtt a krómkoncentráció (7. táblázat). Mivel az üledék szerkezete igen tömör, így a gyökernövekedés inkább a fizikai és kémiai mállást segíti elő, mintsem a talajszemcsék aggregálódását. A növények gyökeréről gyűjtött talajminták magas króm koncentrációját mi ezzel a jelenséggel magyarázzuk.

Az üledék víz és szerves savak által oldható króm és teljes króm koncentrációjának arányát a 2009-2010-es mintákon tanulmányoztuk (Lakatos *et al.*, 2011). Az előbbi mérését ICP-OES, az utóbbiét röntgenfluoreszcens spektrometriával (XRF) végeztük. Az összes mintát figyelembe véve a víz és szerves savak által oldható krómtartalom átlagosan 26.89 %-a (20.78-37.70 %) a teljes krómtartalomnak. A rizoszférából vett mintákra ez az érték 27.28 %, fél százalékkal több, mint a nem rizoszférából származóké (26.78 %). Természetesen ezek a számítások figyelmen kívül hagyják, hogy melyik növényfaj gyökerének mikrokörnyezetéből származik a minta. Például a kanadai betyárkóró (*Coryza canadensis*) rizoszférájában a talaj teljes krómtartalmának 37%-a volt szerves sav által oldható, amíg a keszegsaláta (*Lactuca serriola*) esetében ez az érték csak 22 % volt. Ezért javasoljuk, hogy hasonló kutatásokban érdemes vizsgálni ezeknek a folyamatoknak a növényfajoktól való függőségét. A KM.- mintavételi terület részletes elemtartalmának és vizsgálatának eredményeiről megjelent publikációinkban részletesen írtunk (Keresztúri *et al.*, 2008; Lakatos *et al.*, 2008, 2011; Csatóri *et al.*, 2009, 2011).

5.3.2 Kücükcekece

Vízminták

A Kücükcekecei eredmények ismertetését célszerűnek tartom a vízminőség bemutatásával kezdeni. Az eredmények értékelésénél az Amerikai Környezetvédelmi Hatóság (US EPA) javasolt és széles körben elfogadott vízminőség kritérium rendszerét (Recommended Water Quality Criteria) vettük alapul. Az irányelvben foglaltak szerint (mostantól 1. irányelvként hivatkozva), a foszfor, bór, vas és alumínium nem tekinthetők elsődleges szennyezőknek, nem úgy, mint a cink, nikkel, réz, króm, ólom és kadmium, amelyek elsődleges szennyező elemként vannak számon tartva. A foszfor nincs osztályozva e kategóriák alapján. A vízminták elemkoncentrációit a 8. táblázatban tüntettem fel.

8. táblázat. Vízminták elemkoncentráció ($\mu\text{g L}^{-1}$) értékei
(átlag \pm szórás), Küköckecmece, 2011- 2012

($\mu\text{g L}^{-1}$)		KC.1	KC.2	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
P	<i>Ő.</i>	779 \pm 24	968 \pm 16	1452 \pm 15	2102 \pm 32	2137 \pm 12	4008 \pm 23	167 \pm 3,40
	<i>Ny.</i>	2217 \pm 19	1787 \pm 18	1808 \pm 11	1717 \pm 25	1098 \pm 13	17 \pm 5,55	32 \pm 7,12
B	<i>Ő.</i>	1050 \pm 8,83	703 \pm 3,04	889 \pm 1,51	891 \pm 10	903 \pm 4,54	75 \pm 0,23	70 \pm 0,76
	<i>Ny.</i>	949 \pm 0,34	932 \pm 3,67	916 \pm 11	877 \pm 3,63	834 \pm 12	92 \pm 0,24	37 \pm 1,07
Fe	<i>Ő.</i>	335 \pm 3,09 ^a	30 \pm 0,27 ^a	127 \pm 1,91 ^a	24 \pm 0,21 ^a	113 \pm 0,48 ^a	440 \pm 3,09 ^a	226 \pm 0,74 ^a
	<i>Ny.**</i>	3,08 \pm 0,57 ^b	1,91 \pm 0,37 ^b	5,31 \pm 1,12 ^b	1,83 \pm 0,72 ^b	3,55 \pm 0,20 ^b	53 \pm 0,79 ^b	4,45 \pm 0,40 ^b
Al	<i>Ő.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	<i>Ny.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Mn	<i>Ő.</i>	62 \pm 0,33 ^a	38 \pm 0,19 ^a	73 \pm 0,46 ^a	45 \pm 0,07 ^a	50 \pm 0,25 ^a	208 \pm 0,30 ^a	76 \pm 0,39 ^a
	<i>NY.*</i>	2,43 \pm 0,50 ^b	0,67 \pm 0,04 ^b	3,01 \pm 0,01 ^b	0,48 \pm 0,02 ^b	1,30 \pm 0,08 ^b	180 \pm 7,23 ^b	0,078 \pm 0,02 ^b
Zn	<i>Ő.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	<i>Ny.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ni	<i>Ő.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	17 \pm 1,40	<0,01
	<i>Ny.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	10 \pm 0,82	<0,01
Cu	<i>Ő.</i>	3,37 \pm 0,19 ^a	2,16 \pm 0,39 ^a	2,31 \pm 0,24 ^a	1,86 \pm 0,10 ^a	2,53 \pm 0,18 ^a	5,47 \pm 0,24 ^a	2,08 \pm 0,33 ^a
	<i>Ny.*</i>	0,98 \pm 0,18 ^b	0,29 \pm 0,13 ^b	0,61 \pm 0,25 ^b	0,24 \pm 0,09 ^b	0,75 \pm 0,09 ^b	2,68 \pm 0,18 ^b	0,64 \pm 0,23 ^b
Cr	<i>Ő.</i>	2.21 \pm 0.23	0,36 \pm 0,08	2,72 \pm 0,13	0,06 \pm 0,11	0,45 \pm 0,07	13,8 \pm 0,23	<0,01
	<i>Ny.</i>	0,96 \pm 0,09	0,64 \pm 0,12	0,76 \pm 0,06	0,89 \pm 0,20	0,69 \pm 0,05	4,24 \pm 0,10	<0,01
Pb	<i>Ő.</i>	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	4,99 \pm 0,16	4,55 \pm 1,52
	<i>Ny.</i>	12 \pm 0,47	<0,01	7,47 \pm 0,36	<0,01	<0,01	12 \pm 0,33	<0,01
Cd	<i>Ő.</i>	0,50 \pm 0,03	0,02 \pm 0,01	0,15 \pm 0,02	<0,01	0,49 \pm 0,01	0,17 \pm 0,01	0,40 \pm 0,02
	<i>Ny.</i>	<0,01	0,23 \pm 0,10	0,42 \pm 0,16	<0,01	<0,01	<0,01	0,07 \pm 0,01

*p<0,05; **p<0,01; n=3

Foszforból (P) 2000 $\mu\text{g L}^{-1}$ meghaladó értékeket detektáltunk a KC.-mintavételi pontoknál és 4000 $\mu\text{g L}^{-1}$ felett a Szalidere-csatorna (továbbiakban SD.2) befolyás előtti szakaszán. Ezek az értékek igen kiemelkedőnek számítanak a más tanulmányokban publikáltakhoz képest (Campos *et al.*, 1995) és a Szalidere-csatorna kezdeti szakaszánál elhelyezkedő háttér terület (SD.1) vizének foszfor tartalmánál is jelentősen nagyobb. Publikált tanulmányunkban korábban részletesen foglalkoztunk a KC.-lagúna üledékének és litorális talajának összes-nitrogén (N) tartalmával, aminek eloszlása sok hasonlóságot mutat a vízminták szerves foszfor tartalmával (Csatári *et al.*, 2015a). Ezekből az eredményekből arra következtetünk, hogy a foszfor és nitrogén fő potenciális forrásai a kezeletlen kommunális szennyvíz (SD.2, KC.3, KC.5) és mezőgazdasági tevékenység (KC.4). Az említett források szoros kapcsolatban állhatnak az általunk tapasztalt 2012. évi intenzív nyári vízvirágzással. A lagúna

bór koncentrációja 703-1050 μgL^{-1} közé helyezhető a KC. területeken, viszont 10-20-szor kevesebb volt az SD. mintavételi pontoknál (38-93 μgL^{-1}). A bórkoncentráció (B) és vezetőképesség csökkenése között párhuzamot véltünk felfedezni, melyek egyébiránt fordított arányú trendet mutattak a Márvány-tengertől való távolsággal. Megfigyelésünk megerősíti az 1. irányelvben foglaltakat, mely szerint a bór nem önmagában, elemi formában fordul elő, hanem kalcium és nátrium-borát sóként. A méréseink folyamán regisztrált maximum bór koncentráció (1050 μgL^{-1}) magas, de lényegesen kisebb a tengervíz bórtartalmánál (45000 μgL^{-1}). A lagúna vizének maximum vas koncentrációja 440 μgL^{-1} volt, ami kevesebb, mint a fele az engedélyezett 1000 μgL^{-1} értéknek. Ennek ellenére ez az érték ötször-nyolcszor nagyobb, mint a Vazquez *et al.* (1999) által leírtak, aki hasonló lagúna vízminőségét vizsgálta. Az alumínium (Al) és cink (Zn) koncentrációi mindkét évben és minden mintavételi ponton a detektálási határérték alatt voltak. Hasonló eredményeket kaptunk a nikkelt mérésénél is, bár az SD.2 mintavételi ponton 11-18 μgL^{-1} volt a víz nikkelt koncentrációja, ami nem haladta meg az egészségügyi szempontból megítélt akut határértéket (74 μgL^{-1}), de a krónikus szintet (8,20 μgL^{-1}) túllépte. Az eredmények arra utalnak, hogy az SD.2 mintavételi pont a közlekedés, ipar és kommunális tevékenység következtében potenciális forrása lehet a nikkelt (Ni), ami szerencsére még nem okozta a nikkelt koncentráció megemelkedését a lagúna kiterjedt víztesteiben. Az SD.2 ponton mértük a legmagasabb mangán (Mn) koncentrációt is (180-280 μgL^{-1}), ami meghaladja az US EPA által sósvizekre előírt határértéket. Mivel a kagylók könnyen akkumulálják a mangánt, ezért az bekerülhet a táplálkozási hálózatokba és az emberi egészséget is veszélyeztetheti. US EPA vizsgálatok alapján a tengervíz mangán tartalmát 100 μgL^{-1} alatt kívánatos tartani. Eredményeink alapján nemcsak a mangán, hanem a réz (Cu) is meghaladta a krónikus (3,10 μgL^{-1}) és akut (4,80 μgL^{-1}) határértékeket a KC.1 és SD.2 mintavételi pontokon (max. 3,37 és 5,47 μgL^{-1}). Az általunk mért réz koncentrációk átlagosan duplája volt a Vazquez *et al.* (1999) által mérteknek. Ellenben a KC.-lagúna vizének ólom (Pb), króm (Cr), és kadmium (Cd) tartalma lényegesen kisebb volt a fent említett szerző által publikáltaknál, és a US EPA vonatkozó határértékeit sem haladták meg. Az elemek abundanciája a következő sorrendet követte: P > Fe > Mn > Pb > Ni > Cr > Cu > Zn.

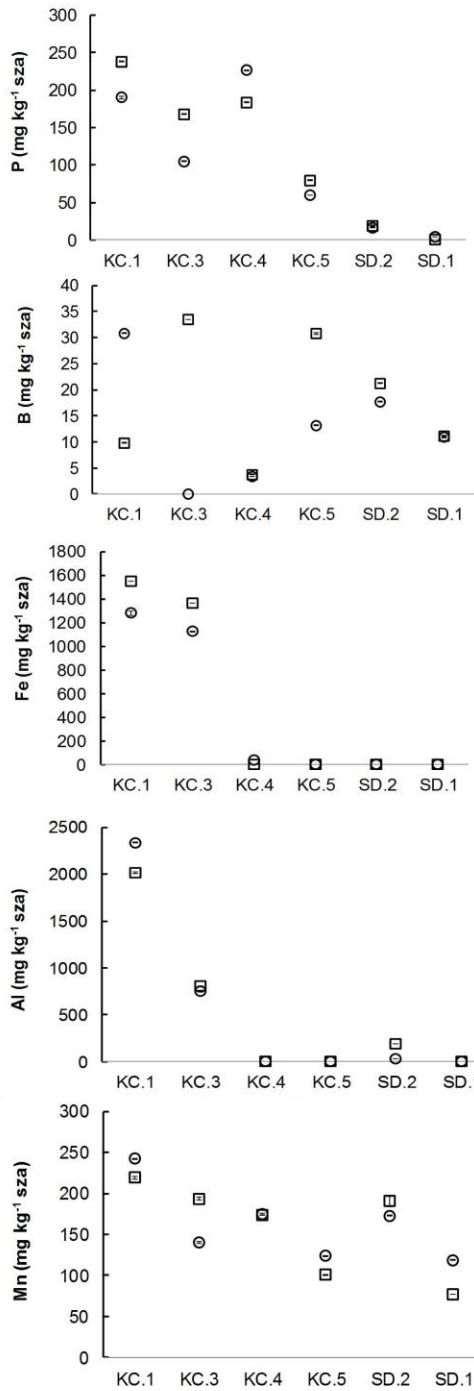
Időbeli változás egyedül a vas, mangán és réz esetében volt megfigyelhető, amelyek koncentrációi szignifikánsan alacsonyabbak voltak 2012. nyarán. A regisztrált csökkenés több okra is visszavezethető lehet, mint például a csekélyebb kibocsátás, szedimentáció illetve makrofita növények és algák intenzívebb elem felvétele a nyári időszakban. Az algák nehézfém felvételén kívül az első három lehetőség a dolgozat tárgyát képezi és az azokkal kapcsolatos eredményeket a későbbi bekezdésekben részletes közöljük.

Az kis mintaszám (több kimutatási határ alá eső adat) nem tette lehetővé az elemek korrelációjának statisztikai vizsgálatát. A vízminták mérési eredményinek összefoglalásaként megállapíthatjuk, hogy súlyos vízszennyezés nem áll fenn, habár a foszfor, vas, nikkel, mangán és réz több ponton mért magas koncentrációja ezeket az elemeket hosszú távon potenciális veszélyforrásnak minősíti. Az SD.2 mintavételi ponton mért eredmények feltárták a Szalidere-csatorna negatív hatását és potenciális nehézfém tartalom szerepét, ami a jövőben akár lényegesen is hozzájárulhat a KC.-lagúna vízminőségének leromlásához. Ruiz-Fernandez *et al.* (2006) szerint a lagúna vizének szennyezésében a legfontosabb tényező a kapcsolódó folyók rossz vízminősége, ami összességében a nem megfelelő vízgyűjtő terület kezelésének következménye.

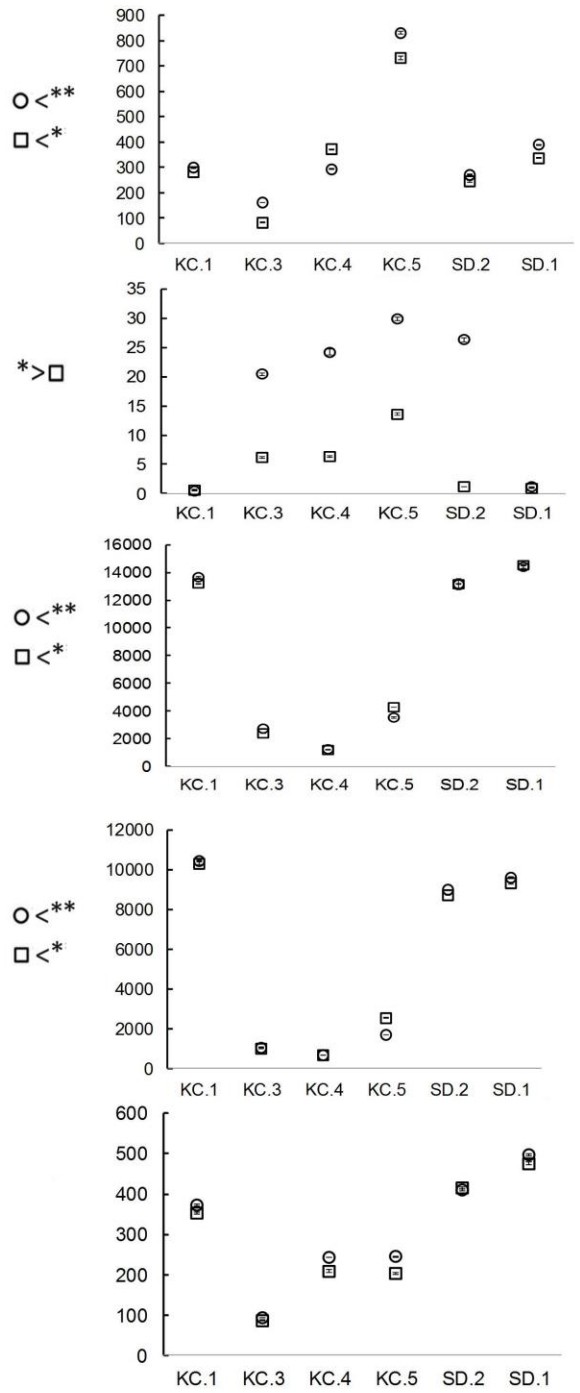
Talaj és üledékminták

A két mintavételi időpontban vett talaj és üledékminták elemkoncentrációit a 12.a-b ábra mutatja be. Az Új Holland Listát (Swatrjes, 1999) vettük alapul a talaj eredmények értékelésénél, amíg a KC.-lagúna üledékének eredményeit a részletesen áttanulmányozott nemzetközi irodalomban talált értékekkel vetettük össze (9. táblázat).

2011



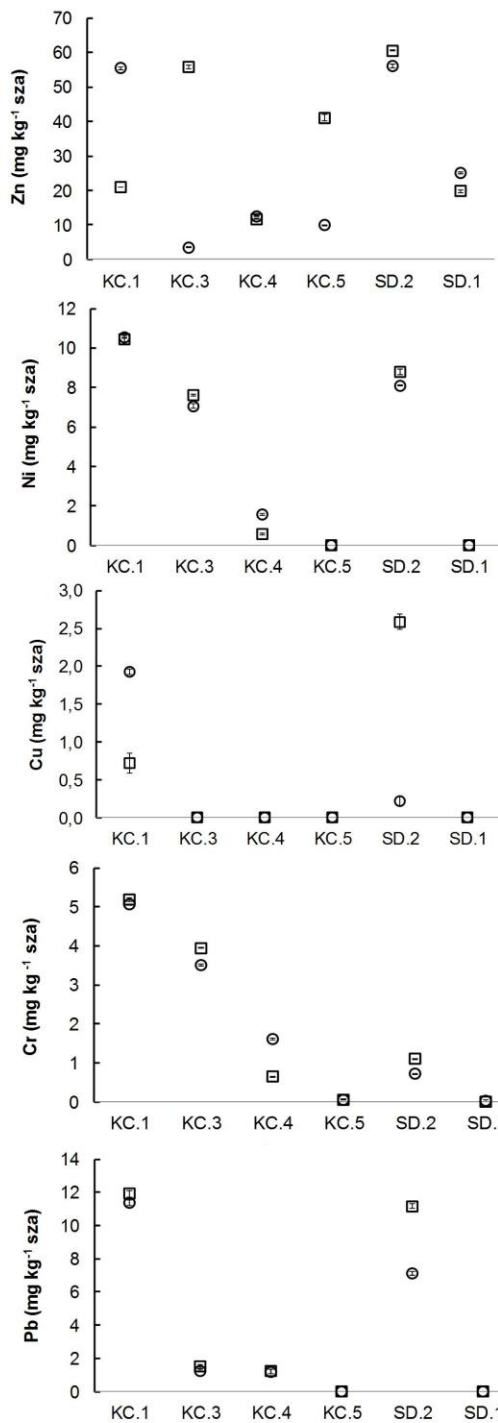
2012



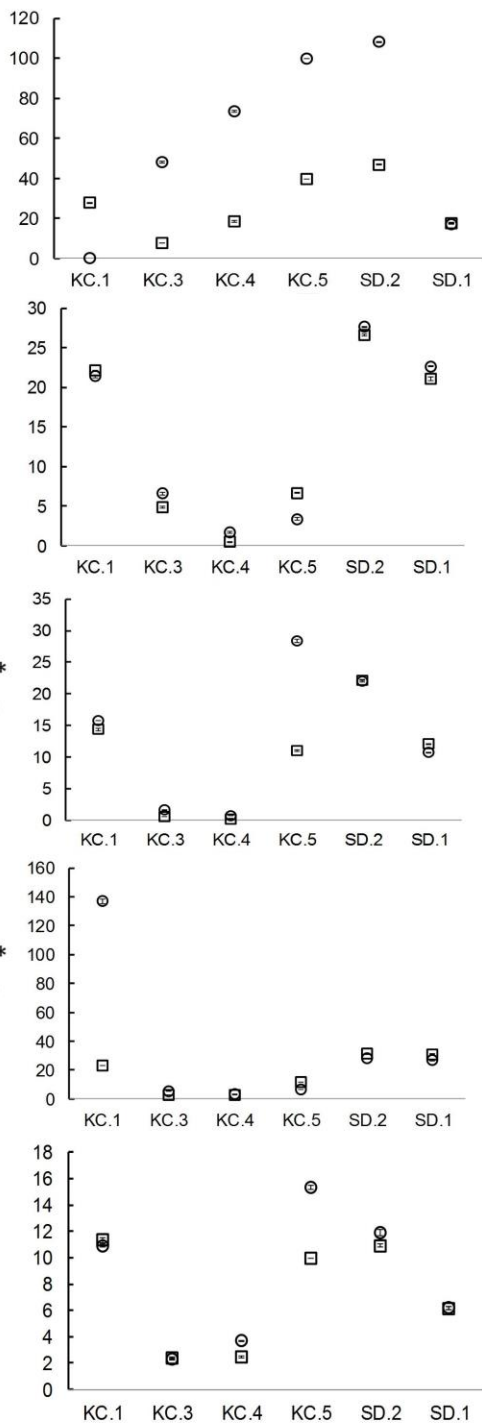
*p<0,05; **p<0,01; n=3 ○ Talaj 0-10 cm □ Talaj 10-20 cm

12.a. ábra. Talajminták elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei, Kűcűkcekmeece, 2011-2012

2011



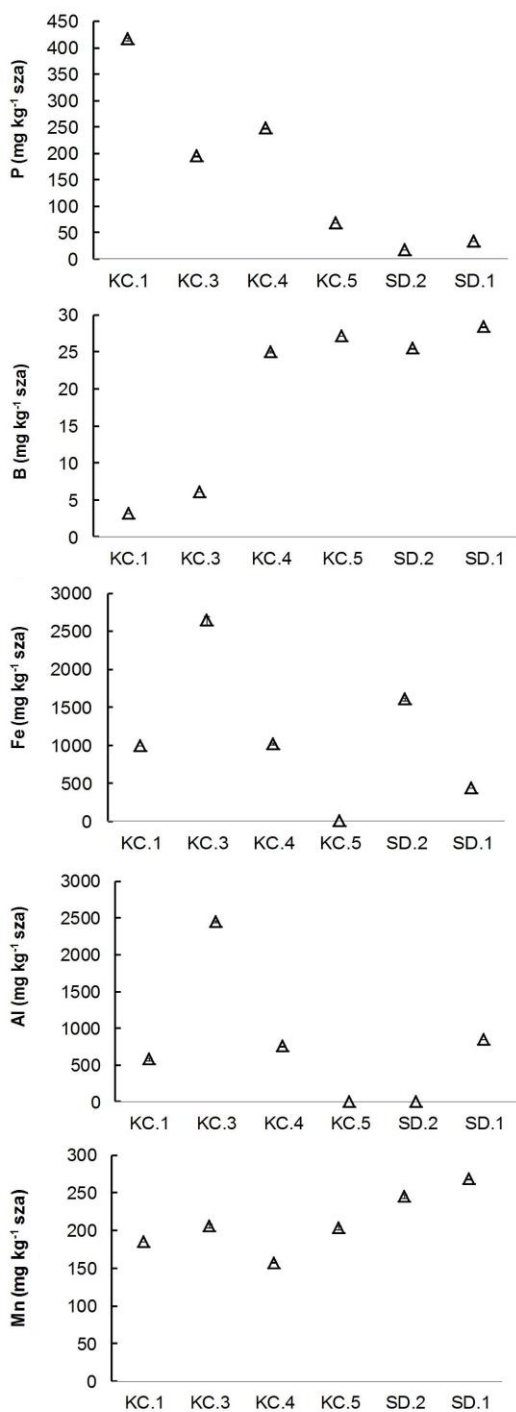
2012



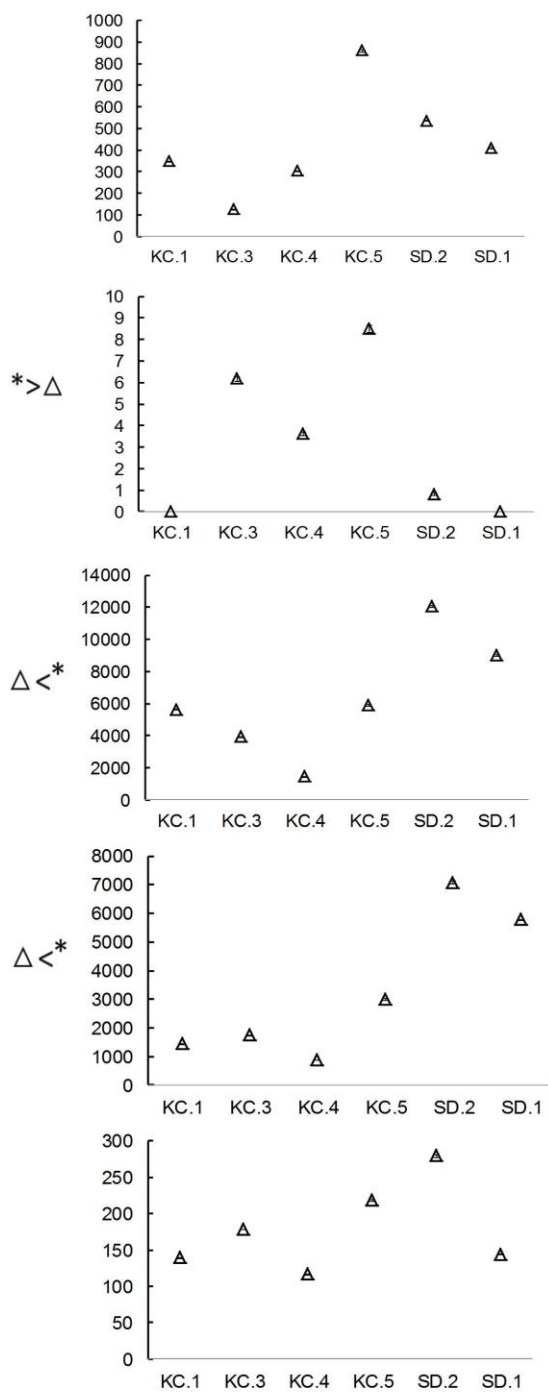
*p<0,05; **p<0,01; n=3 ○ Talaj 0-10 cm □ Talaj 10-20 cm

12.a. ábra. (folytatás)

2011



2012

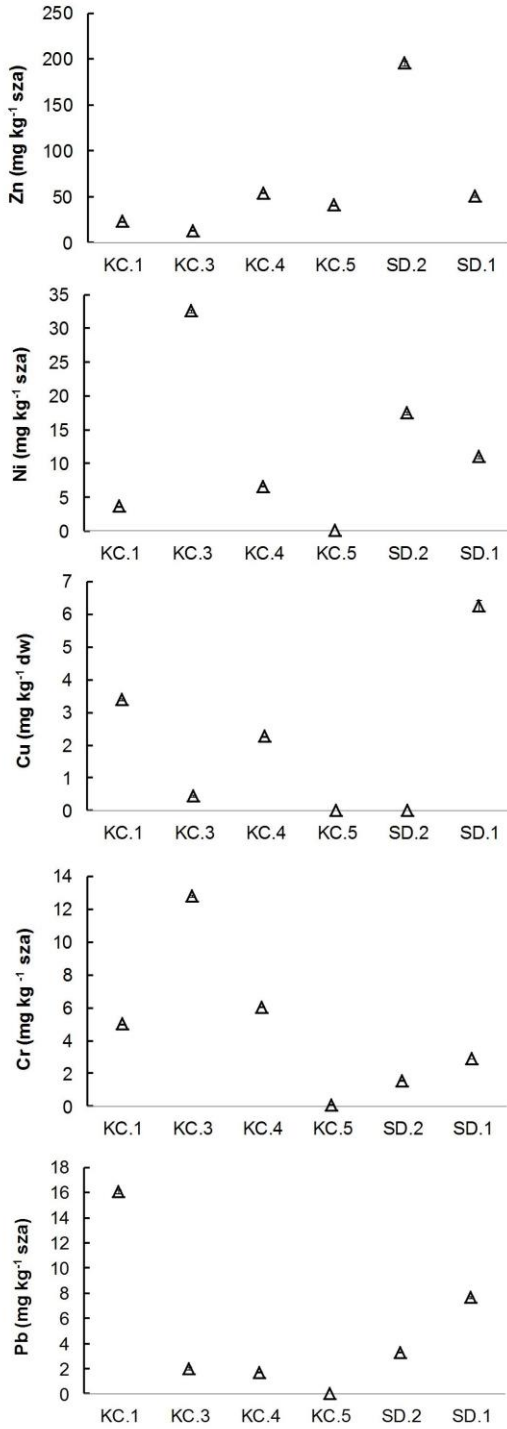


*p<0,05; **p<0,01; n=3

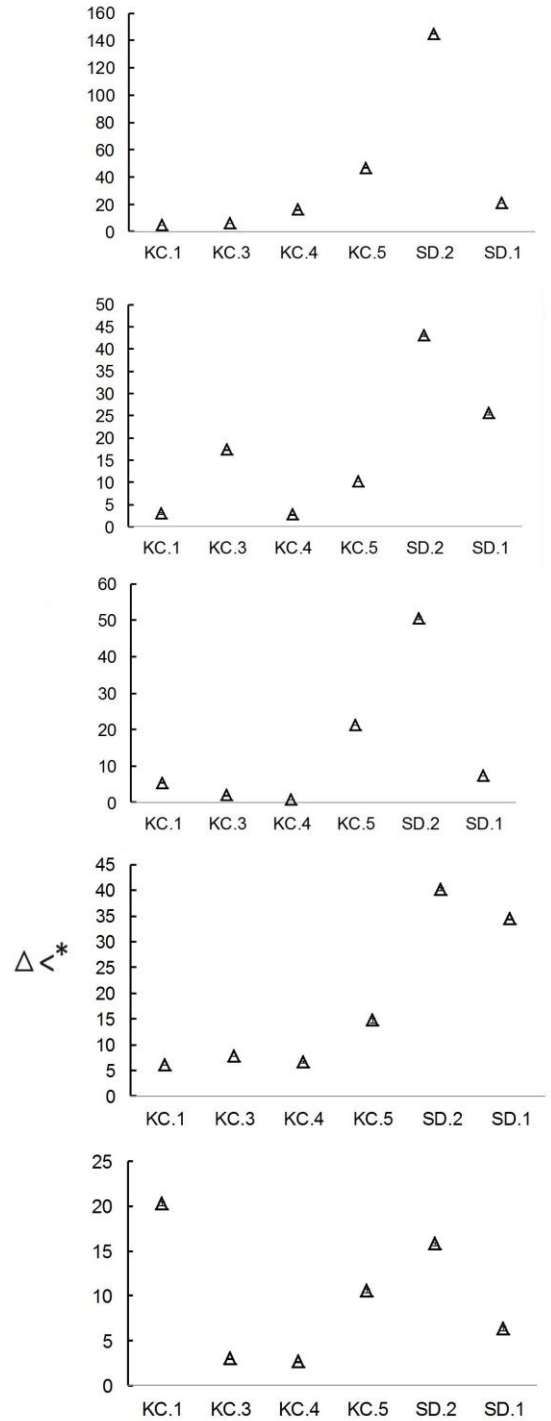
Δ Üledék

12.b. ábra. Üledékminták elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei, Kütükcekece, 2011-2012

2011



2012



*p<0,05; **p<0,01; n=3

Δ Üledék

12.b. ábra. (folytatás)

A vízmintákhoz hasonlóan, az üledék és talaj foszfor (P) koncentrációi igen jelentősek, a legnagyobb mért értékek az üledékben (KC.5, 2012) 861 mg kg^{-1} , a talajban (KC.5, 2012) 831 mg kg^{-1} voltak. A lagúna üledékekben felhalmozódott elemi foszforral kapcsolatos irodalmak számát meglehetősen limitálnak találtuk. Ahumada és Rudolph (2004) az általunk mért koncentrációk töredékét (12 mg kg^{-1}) mérték egy gleccser által táplált lagúna üledékében Dél-Csillében. A foszfor ilyen mértékű jelenléte a KC. üledékben és talajban egyértelműen az antropogén tevékenységre utal és leginkább a mezőgazdasági tevékenységgel és kommunális szennyvízkibocsátással hozható összefüggésbe. Ezt egy korábbi kapcsolódó tanulmányunkban is bizonyítottuk, amikor ugyanezen minták összes nitrogén értékét mértük, aminek mennyisége és eloszlása hasonló mintázatot mutatott a foszforéval (Csatári *et al.*, 2015a). Az üledékminták átlagos össznitrogén (N) koncentrációi 1 közötti értékeket vettek fel, ami átlagosan 62 % -al több mint egy hasonló lagúnáé (Jia *et al.*, 2012). A litorális zóna talajának össznitrogén tartalma átlagosan $1300\text{-}2900 \text{ mg kg}^{-1}$ volt, ami hasonló más tanulmányokban publikáltakhoz (Zhang és Liu, 2013). Doktori disszertációmban az említett publikációnk részleteit nem tárgyalom, de a releváns részekre többször hivatkozok. A bór (B) koncentrációja mind az üledékben (max. 28 mg kg^{-1}) és mind a talajban (34 mg kg^{-1}) csekélynek ítéhető meg. Az üledék és a 10-20 cm talajmélység bór koncentrációja szignifikánsan csökkent a második mintavételi évben. Ez a különbség a kisebb csapadékmennyiség és intenzívebb evaporáció következtében kialakult talaj koncentráció gradiens megváltozásával magyarázható, ami egyébiránt a feltalaj (0-10 cm) bórtartalmának megnövekedéséhez vezetett.

Túlzott alumínium (Al) és vas (Fe) koncentrációkat az üledék (max. 12100 mg kg^{-1}), és a talaj (max. 14500 mg kg^{-1}) sem tartalmazott. Vazquez *et al.* (1999) és Tuncel *et al.* (2007) hasonló értékeket írt le, de ahogy a 9. táblázat is mutatja, számos szerző munkájában ennél jóval magasabb számok jelennek meg (Glasby *et al.*, 2004; Maanan *et al.*, 2004; Maanan *et al.*, 2015). A nyári minták vas és alumínium koncentrációja szignifikánsan alacsonyabb volt az első mintavételi évhez képest, ami a minták heterogenitásával és a potenciális kommunális és ipari szennyvíz források diverzitásával magyarázható.

A mintáinkban, beleértve az SD.1 háttér területet is, kis mangán (Mn) koncentrációkat mértünk ($77\text{-}498 \text{ mg kg}^{-1}$), akárcsak Tuncel *et al.* (2007) ellentétben a Glasby *et al.* (2004) és Morrison *et al.* (2001) által publikált értékekkel. A talaj kicsi, de a víz relatív nagy mangán koncentrációja annak a litorális zónából történő bemosódására utal. A cink (Zn), ami elsődleges szennyezőként van számon tartva, különösen az SD.2 mintavételi pontnál mutatott megemelkedett értékeket (üledékben max. 195 mg kg^{-1} ; talajban max. 108 mg kg^{-1}). Egyébiránt az üledék cink koncentrációja meghaladta a kunszentmártoni mintákét. Az Új Holland Listában szereplő legnagyobb

elfogadható értéket (140 mg kg^{-1}) meghaladta a talaj cink koncentrációja, de nem közelítette meg a 720 mg kg^{-1} beavatkozási küszöbértéket. Nagyságrendileg megegyező értékeket közölt Szefer *et al.* (1999) ($76\text{-}137 \text{ mg kg}^{-1}$), Morrison *et al.* (2001) ($32\text{-}153 \text{ mg kg}^{-1}$) és Shumilin *et al.* (2001) ($2,70\text{-}125 \text{ mg kg}^{-1}$). Ahumada és Rudolph (2004) a 83 mg kg^{-1} cink koncentrációt jelentősnek ítélte meg hasonló lagúna esetében. Glasby *et al.* (2004) $166\text{-}1470 \text{ mg kg}^{-1}$ koncentrációkat mért és megalapozottan jelentette ki a lengyelországi Szczecin-lagúna súlyos szennyezettségét.

Nikkelből (Ni) a legmagasabb koncentrációkat mindkét évben az SD.2 mintákban mértük (43 mg kg^{-1}), ami nagyobb volt, mint a kívánatos koncentráció (35 mg kg^{-1}), de nem haladta meg a beavatkozási küszöbértéket (210 mg kg^{-1}). A detektált nikkel koncentrációk hasonlóak, vagy csekély mértékben meghaladják a kunszentmártoni értékeket. A 9. táblázatban feltüntetett irodalmakat áttekintve megállapíthatjuk, hogy csekély nikkelszennyezés lehetséges a KC.-lagúna területén, de komoly környezeti kockázat (még) nem áll fenn.

2011-ben nagyon kicsi réz (Cu) koncentrációkat mértünk ($<7 \text{ mg kg}^{-1}$), viszont 2012. nyarára az értékek ennek tízszeresét is elérték. A két év közötti különbség statisztikailag szignifikáns volt mind a 0-10 cm ($p<0,01$), mind pedig a 10-20 cm ($p<0,05$) talajrétegekre. Figyelembe véve, hogy az üledék nem mutatott szignifikáns különbséget, arra tudunk következtetni, hogy a litorális öv réz terhelése emelkedett meg. A króm (Cr) eredményei hasonlóságot mutatnak a réz értékeivel, és minden minta típusban (talaj 2 mélység, üledék) szignifikáns növekedést mutatott 2012-ben. A KC.1 mintavételi ponton mindkét évben jelentős volt a krómtartalom a többi ponttal összevetve, 2012-ben pedig a KC.1 talajban meghaladta a 100 mg kg^{-1} előírt határértéket.

Az ólom (Pb) analízis nem eredményezett kiemelkedő értékeket, a detektált koncentrációk $0\text{-}20 \text{ mg kg}^{-1}$ között változtak, ami jelentősen alacsonyabb a 100 mg kg^{-1} határértéknél. Az minták ólom koncentrációja és mintavételi helyek között viszont érdekes összefüggést fedeztünk fel. A legmagasabb értékeket minden mintatípusban és mindkét évben a KC.1 és SD.2 pontoknál mértük, amelyek mellett az Isztambulból nyugati irányba, Edirne és Bulgária felé vezető autóutak haladnak. Az ólom értékeinek évszakos ingadozása nem volt szignifikáns, ebből arra következtetünk, hogy a természetes határértékhez valószínűleg hozzáadódott a közlekedésből eredő hosszú távon akkumulálódott ólom a KC.1 és SD.2 mintavételi pontoknál.

9. táblázat. Lagúna üledékek elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékeinek (minimum-maximum; átlag) irodalmi áttekintése és globális összehasonlítása

	Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb	Konklúziók
Jelen doktori dolgozat (üledék)	<0,01- 12100	<0,01- 7100	116-280	4,70-195	<0,01-43	<0,1-50	0,1- 40	<0,01-20	Mn, Zn és Pb antropogén eredete bizonyított. Cinkkel mérsékelten szennyezett. Más nehézfémek által nem vagy csak csekély mértékben szennyezett.
Jelen doktori dolgozat (talaj)	<0,01- 14500	<0,01- 10050	77-498	<0,01-108	<0,01-27	<0,01-28	<0,01-136	<0,01-15	
<i>Küçükçekmece-lagúna, Isztambul, Törökország</i>									
Ahumada és Rudolph, 2004				83	23	24	60	6,75	Meglehetősen nagy Zn
<i>San Rafael-lagúna, Chile</i>									
Glasby et al., 2004	2-53000	27100- 42200	1140-4470	166-1470	14-56	20-133		40-180	Cd, Pb és Zn szennyezés
<i>Szczecin-lagúna, Gdansk, Lengyelország</i>									
Maanan et al., 2004	11200- 45000	29300- 120000		19-73	18-43	20-42	55-180		Mérsékelten szennyezett
<i>Sidi Moussa-lagúna, Marokkó</i>									
Maanan et al., 2014	46200- 79600	92000- 130000		173-326		20-97	29-116	30-145	Mérsékelten szennyezett
<i>Oualidia-lagúna, Marokkó</i>									
Maanan et al., 2015				55-1250	20-95	10-398	22-172	15-326	Szennyezett
<i>Nador-lagúna, Marokkó</i>									
Morrison et al., 2001			272-1850	32-153		23-93		3,32-13	Csekély mértékű, de kiterjedt szennyezés
<i>Laucala- öböl, Suva, Fidzsi-szigetek</i>									
Shumilin et al., 2001				2,7-125		2,51-30		23-89	Az antropogén eredetű szennyezőanyagok mennyisége elhanyagolható
<i>La Paz-lagúna, Mexikó</i>									
Szefer et al., 1999				76-137	27-47	17-25	68-191	24-80	Szennyezett
<i>Vistula-lagúna, Lengyelország</i>									
Tuncel et al., 2007	1800- 6700	1900-7500	80-209	10-24		5,02-9,21	21-56	5,41-10	Szennyező nehézfémek antropogén eredete igazolt
<i>Ölüdeniz-lagúna, Törökország</i>									
Vazquez et al., 1999	9600- 25900			19-74	36-116	1,17-5,88	13-125	10-23	Szennyező nehézfémek antropogén eredete igazolt
<i>Pom-Atasta-lagúna, Mexikó</i>									

Az elemek abundanciája az üledékben $Fe > Al > P > Mn > Zn > Ni > Cr > B > Cu > Pb$ és a talajban $Fe > Al > P > Mn > Zn > Cr > B > Ni > Cu > Pb$ közel azonos sorrenddel írható le. Bonanno (2013) az alumínium, mangán és cink mennyiségét találta a legbőségesebbnek az általa tanulmányozott, náddal betelepült üledékben. Az elemek vassal és alumíniummal való korrelációját vizsgálva tudtuk megállapítani, hogy melyik elem tekinthető antropogén eredetűnek, mivel az alumínium és vas a leginkább természetes eredetű elemek (10. táblázat). Ezt megerősítette a két elem egymással való szoros pozitív korrelációja az üledékben ($r=0,87$ $p<0,01$) és talajban ($r=0,94$ $p<0,01$) egyaránt. A króm és réz is inkább természetes eredetű a KC.-lagúna üledékében és litorális sávjának talajában, mivel az pozitívan korrelált a vassal és alumíniummal. A mangán egyedül a talaj mintákban mutatott pozitív korrelációt a referencia elemekkel (Mn-Fe, $r=0,68$, $p<0,05$; Mn-Al, $r=0,75$, $p<0,01$), viszont az üledék mintákban egyikkel sem korrelált. Az ólom egyedül a talaj mintákban korrelált a vassal és alumíniummal (Pb-Fe, $r=0,63$, $p<0,05$; Pb-Al, $r=0,75$, $p<0,01$), az üledék mintákban viszont nem, ami annak egyértelmű antropogén eredetére utal. Az ólom köztudottan könnyen felhalmozódik akvatikus élőhelyek üledékében. A mangán és cink korrelációja (Mn-Zn, $r=0,67$, $p<0,05$) az üledék mintákban azok közös eredetére utal. Green-Ruiz és Osuna (2001) tanulmánya szerint is a mangán, cink és ólom voltak a fő kémiai szennyezőanyagok hasonló lagúna üledékében, és a szerző szerint leginkább a mezőgazdasági tevékenység áll a terhelés hátterében.

10. táblázat. A talaj- és üledékminták fiziko-kémiai paramétereinek korreláció (Spearman) értékei (r érték), Kucukcekmece, 2011-2012

	P	B	Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb	EC	pH
P	0	-0,69*	0,59*	0,62*	-0,14	-0,10	0,06	0,73**	0,69*	0,56	-0,27	-0,05
B	-0,14	0	-0,67*	-0,59*	0,46	0,49	-0,18	-0,43	-0,65*	-0,52	0,45	0,17
Fe	0,77**	-0,41	0	0,87**	0,01	-0,13	0,60*	0,59*	0,87**	0,44	-0,26	-0,54
Al	0,68*	-0,30	0,94**	0	0,05	-0,24	0,60*	0,69*	0,97**	0,33	-0,43	-0,36
Mn	0,75**	-0,24	0,68*	0,75**	0	0,67*	0,52	0,18	-0,03	0,15	-0,01	0,04
Zn	0,15	0,64*	0,02	0,13	0,17	0	0,24	0,12	-0,22	-0,04	0,21	-0,18
Ni	0,43	-0,27	0,76**	0,87**	0,77**	0,24	0	0,31	0,58*	0,13	-0,27	-0,41
Cu	0,62*	-0,08	0,74**	0,80**	0,73**	0,46	0,76**	0	0,63*	0,70*	-0,56	-0,27
Cr	0,76**	-0,31	0,97**	0,97**	0,74**	0,13	0,82**	0,81**	0	0,27	-0,31	-0,40
Pb	0,64*	0,15	0,63*	0,75**	0,70*	0,56	0,69*	0,88**	0,75**	0	-0,57	-0,09
EC	0,35	0,59*	-0,14	-0,18	0,20	0,46	-0,17	0,22	-0,08	0,25	0	-0,13
pH	-0,39	0,04	-0,62*	-0,54	-0,27	-0,22	-0,36	-0,62*	-0,55	-0,37	-0,17	0
Talaj (átlag)												

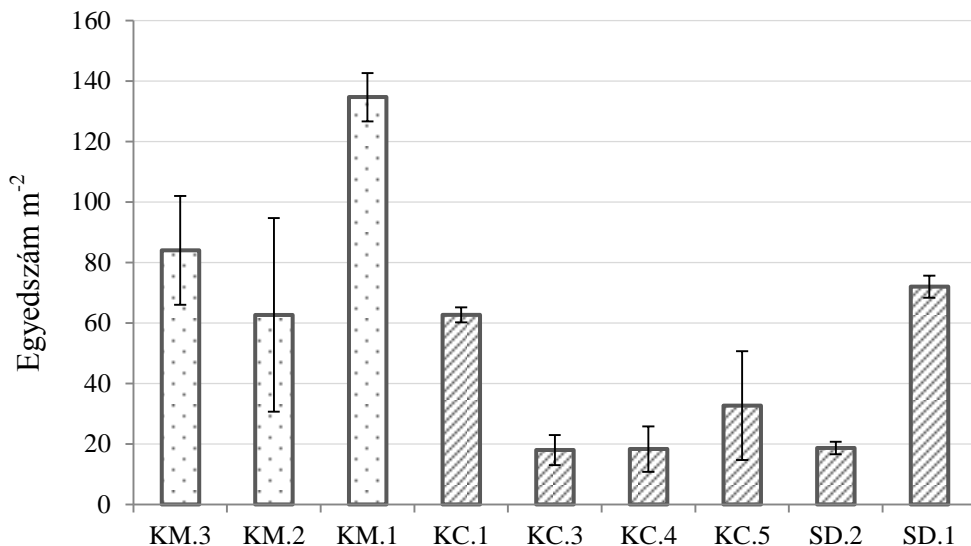
* $p<0,05$; ** $p<0,01$; felső diagonális (üledék); alsó diagonális: (talaj átlag)

A pH és elektromos vezetőképesség hatása, illetve a KC.-lagúna üledékének elemtartalma között összefüggést nem véltünk felfedezni. Fontos eredménynek tartjuk, hogy igazolni tudtuk a bór és vezetőképesség kapcsolatát, amit a dolgozatban található korábbi diszkusszióinkban is feltételeztünk. A KC.- talaj bór koncentrációjának és vezetőképességnek pozitív korrelációja (B-pH, $r=0,59$, $p<0,05$) egyértelművé tette, hogy a bór sók formájában van jelen. A KC.-lagúna legfelsőbb üledék rétegének elemi összetételéről nem találtunk eredményeket korábbi tanulmányokban, így azok hosszú távú változását nem tudjuk elemezni.

5.4 *A nád biomasszájával kapcsolatos eredmények*

A kunszentmártoni mintavételi terület és a Kükükcekece-lagúna nád állományainak biomasszájával kapcsolatos eredményeket párhuzamosan tárgyaljuk ebben a fejezetben.

Az állományok denzitása 18-135 egyed m^{-2} között változott 13. ábra. Szembetűnő eredmény, hogy a KM.1 kontroll (135 egyed m^{-2}), és SD.1 háttérterületeken (72 egyed m^{-2}) számoltuk a vonatkozó mintavételi helyekhez tartozó legnagyobb értékeket. Ebből arra következtetünk, hogy mind a KM3.-KM.2 és KC.1-SD.2 mintavételi pontokon valamilyen környezeti stresszhatás érte az állományokat. A szakirodalom áttekintése segítségünkre volt a lehetséges stressz faktorok feltárásában és végül arra a következtetésre jutottunk, hogy a kisebb hozam leginkább a jelentős sótartalommal lehet összefüggésben. Ezt alátámasztja az a megfigyelésünk is, hogy a KC.1 és KM.2 mintavételi helyek talajának vezetőképessége közel megegyezik, és a nádállomány sűrűsége is hasonló. Ez nem mondható el a KC.3-SD.2 mintavételi pontokról, amelyek esetében a vezetőképesség jelentősen nőtt és ezzel együtt a négyzetméterenkénti egyedszám (18-33) csökkent.

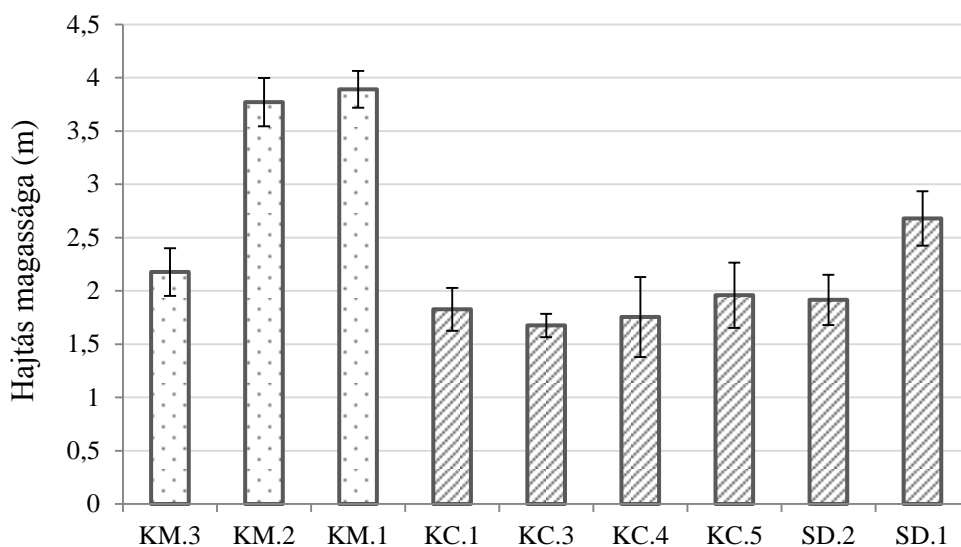


13. ábra. Nád állományok sűrűsége (egyedszám m^{-2}) a különböző mintavételi helyeken 2012-ben; $n=3$

Vymazal és Kropfelova (2005) tizenhárom csehországi létesített vizes élőhely állományait vizsgálva megállapította, hogy az átlagos nád sűrűség 114-332 egyed m^{-2} . Batty és Younger (2004) bányavíz tisztítására létrehozott törendszerében négyzetméterenként átlagosan 112-250 egyedet regisztrált. A mi eredményeink az említett tanulmányokból jóval elmaradnak, egyedül a KM.1 kontroll terület nádsűrűsége esik a fent említett tartományokba, viszont Gessner (2001) által publikáltakénál nagyobbak. Azonban nem szabad figyelmen kívül hagynunk azt a fontos tény, hogy a nád köztudottan jobban kedveli a vizes élőhelyeket. A KC.-lagúnához hasonló környezeti adottságú tengerparti területek vizsgálata során Mauchamp és Mesleard (2001) megállapították, hogy a magas sótartalom negatívan hat a nádállományok sűrűségére.

A tanulmányozott nád állományaink egyedeinek magassága hasonló mintázatot mutatott a sűrűséggel (14. ábra). A KM.1 kontroll és SD.1 háttér területen található egyedek magasabbak voltak a releváns mintavételi területekhez képest, viszont a különbség kisebb mértékű, mint a sűrűség esetében. Vymazal és Kropfelova (2005) a már említett tanulmányukban 1,85-2,81 m. Hanganau *et al.* (1999) a magas sótartalmú Duna deltában 0,55-1,86 m, Batty és Younger (2004) 1.12-2.5 m értékeket mértek. Kunszentmárton esetében elmondhatjuk, hogy a nád állományok magassága az irodalomban talált értékeket is meghaladta, és az nem indikálta a terület nagy króm koncentrációjának esetleges negatív hatását. Az SD.1 háttér területen mért

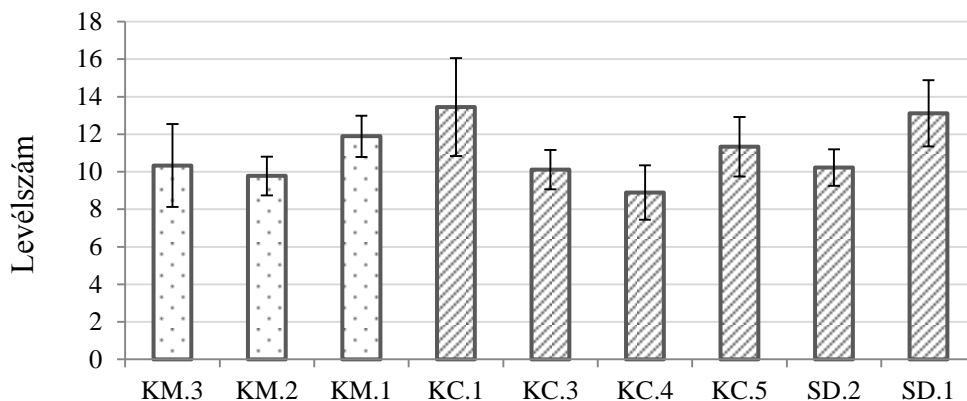
értékek teljesen átlagosnak, míg a KC.1-KC.5 területeken jegyzettek a litorális zóna nagy sótartalma miatt alacsonynak mondhatóak.



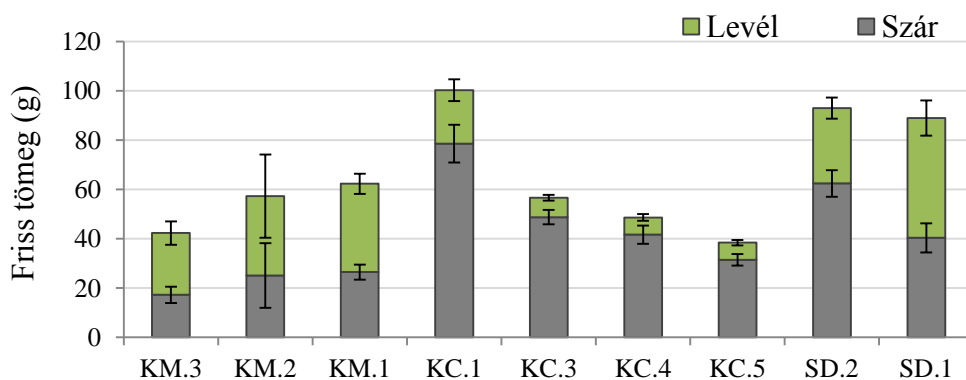
14. ábra. Nád egyedek hajtásának átlagos magassága (méter) a különböző mintavételi helyeken 2012-ben; n=3

A nád egyedek levélszámában is különbséget fedeztünk fel a kontroll területek és a többi mintavételi pont között, habár ez a különbség még az egyedek magasságában mutatkozó különbségnél is kisebb volt. Az összes mért paraméter közül a levélszám ingadozott legkevésbé (9-13 egyed⁻¹) a környezeti paraméterek függvényében (15. ábra).

A KM. minták esetében az egyedek friss tömege (42-62 g) leginkább a hajtás magasságával mutat összefüggést (16. ábra). A KC.-lagúna területén a KC.3-KC.5 mintavételi pontokon mértük a legkisebb egyedtömegeket (38-57 g). A kunszentmártoni mintaterület és küköckecmecei háttérterület nád egyedeinek levelei jelentősebb tömeggel rendelkeznek a szár tömegével összevetve, amíg a KC.1-SD.2 pontokon a szár tömege dominált. Véleményünk szerint a különböző frakciók tömege szoros összefüggésben áll azok víztartalmával, a szövetek elemkoncentrációjával (nehézfémek, makroelemek) illetve térbeli kiterjedésükkel. Meggyőződésünk, hogy környezeti adottságok komplex fiziológiai folyamatokon keresztül befolyásolják az adott növényi frakció biomasszáját. Kutatásunknak nem volt célja a környezeti paraméterek növényi friss biomassza produkcóra gyakorolt hatásának mechanizmusait vizsgálni.

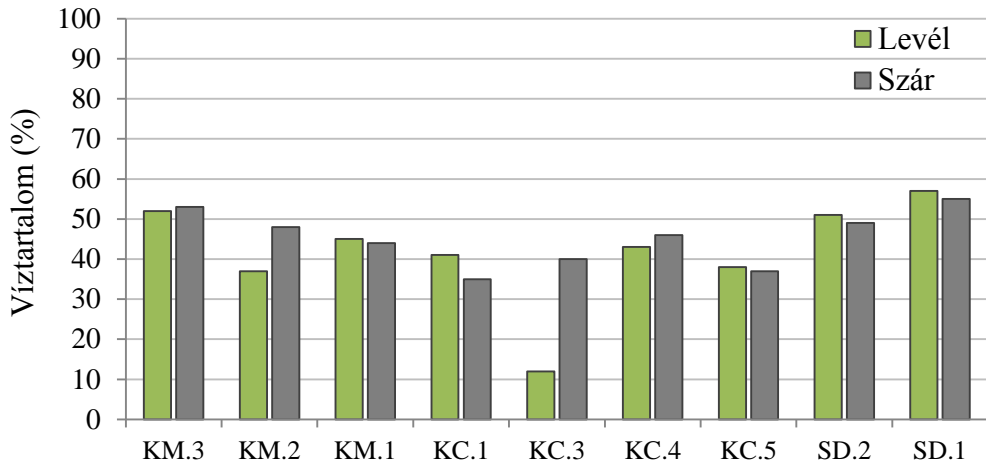


15. ábra. Nád egyedek átlagos levélszáma a különböző mintavételi helyeken 2012-ben; n=3



16. ábra. Nád egyedek hajtásának friss tömege (gramm) a levél és szár arány figyelembevételével a különböző mintavételi helyeken 2012-ben; n=3

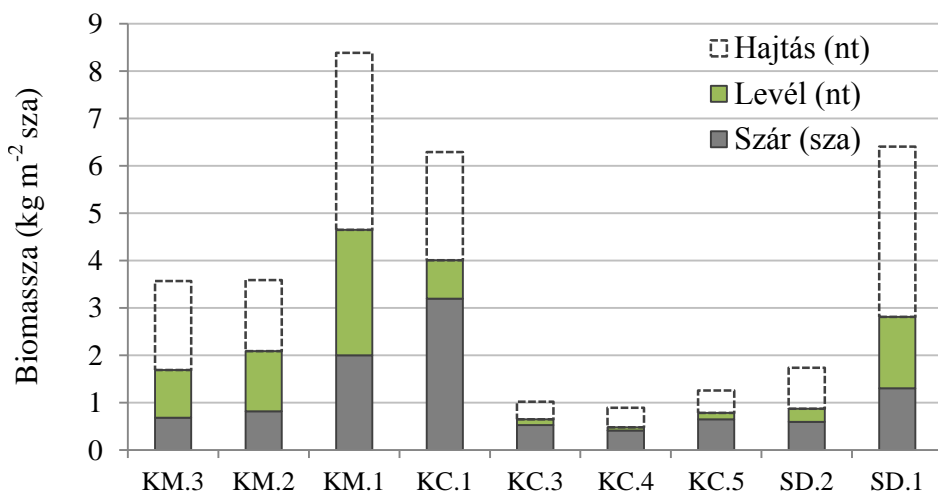
A minták víztartalma (17. ábra) legtöbb esetben 50 % alatti érték, de a KC.1-KC.5 mintavételi helyeken ennél jóval kevesebbet is mértünk, ami az irodalomban található átlagértékeknél (75-84 %) sokkal kisebb (Zhao *et al.*, 1999). Gorai *et al.* (2010) kutatása alapján a só stressz hatására leginkább a levelek víztartalma csökken, ami együtt jár a kálium és nátrium levélben történő akkumulálódásával, így az ozmotikus potenciál növelésével a növények képesek elviselni a só stresszt és esetleges vízhiányt.



17. ábra. Nád levelének és szárának víztartalma (%) a különböző mintavételi helyeken 2012-ben (mérés előtt átlagmintát képeztünk 3 egyed felhasználásával)

A KM. és KC. mintavételi területeken vizsgált egyéb növényfajok víztartalma jelentősen nagyobb volt a nád víztartalmánál (Függelék 1. táblázat). Kivételt képeznek a szürke tamariska (*Tamarix ramosissima*), kanadai betyárkóró (*Coryza canadensis*) és keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*).

Az előző bekezdésekben bemutatott értékekből lehetőségünk volt kiszámolni a nád egységnyi területen termelt biomasszáját nedves tömegben (nt) és száraz anyag tömegben (sza) megadva (18. ábra).



18. ábra. A nád egységnyi területen jelenlévő biomasszája (kg m^{-2} száraz anyag) a különböző mintavételi pontokon 2012-ben

A legszembetűnőbb eredmény a KM.3 és KM.2 ($2,57 \text{ kgm}^{-2} \text{ nt}$) valamint KC.3-SD.2 ($0,89\text{-}1,74 \text{ kgm}^{-2} \text{ nt}$) jelentősen kisebb értékei a vonatkozó háttérterületekhez képest (KM.1 kontroll $8,39 \text{ kgm}^{-2} \text{ nt}$); SD.1 háttér $6,41 \text{ kgm}^{-2} \text{ nt}$). Az eredmények nagyon jól szemléltetik, hogy a különböző mért paraméterek (sűrűség, hajtás magassága, levélszám, friss tömeg és víztartalom) többszörösen összeadódnak és együtthatásuk eredményezi egy adott állomány egységnyi területen termelt biomassza mennyiségét. A mi állományaink esetében az alábbi sorrendet tudtuk felállítani a száraz biomassza mennyiségének területenkénti különbségeit meghatározó paraméterek között: sűrűség > hajtás magassága > levélszám ~ víztartalom. A kontroll területeinken friss és száraz tömegre mért értékek az irodalomban jegyzettek ($1,65\text{-}5,07 \text{ kgm}^{-2} \text{ nt}$) jelentősen felülmúlják (Vymazal és Kropfelova, 2005; Asaeda *et al.*, 2006). A KC.1 pont kivételével a többi kucukcekececi mintavételi terület nádállományának biomasszája kevesebb az irodalomban közölt értékeknél, aminek kiváltó okaként elsősorban a magas sótartalmat tudjuk kiemelni. A KM.2 és KM.3-as pontok kontrollhoz viszonyított kisebb értékeit a nehézfémek (elsősorban króm) jelenléte és kedvezőtlen talajtulajdonságok együttesen eredményezhetik.

5.5 A vizsgált növények elemtartalma

A vizsgált növények elemtartalmát öt fő szempontot követve mutatjuk be. Akkumuláltak-e valamelyik kémiai szennyezőt fitotoxikus koncentrációban, történt-e hiperakkumuláció, melyik növényi részekben halmozódott fel az adott elem a legnagyobb koncentrációban, detektálható-e eltérés a kontroll területek vegetációjának elemtartalmától, és hogy az adott növény fitoremediációban történő alkalmazását tudjuk-e, illetve milyen formában lehet javasolni. Az egyes kémiai elemek fitotoxikus koncentrációit illetve hiperakkumuláció kritériumait a részletesen tanulmányozott szakirodalom alapján vettük az összehasonlítás alapjául (Baker és Brooks, 1989; Kabata-Pendias és Pendias 1992; Prasad és Freitas, 2003; Prasad, 2008; Kramer, 2010; van der Ent *et al.*, 2013). A szakirodalom által bemutatott fitotoxikus koncentrációk értékei $1000\text{-}3000 \text{ mg kg}^{-1}$ vasra, $> 500 \text{ mg kg}^{-1}$ mangánra, $100\text{-}400 \text{ mg kg}^{-1}$ cinkre, $10\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$ nikkelle, $20\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ rézre, $5\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ krómra és $10\text{-}30 \text{ mg kg}^{-1}$ ólomra. Hiperakkumuláció akkor áll fenn, ha legalább 10000 mg kg^{-1} vasat vagy mangánt, 1000 mg kg^{-1} nikkelt, krómot vagy ólmot, $300\text{-}1000 \text{ mg kg}^{-1}$ rezet vagy $3000\text{-}10000 \text{ mg kg}^{-1}$ cinket tartalmaz a növény valamely felszín feletti frakciója, ideális esetben a levele.

5.5.1 Nád elem tartalma

Kunszentmárton

Az talaj nagy vaskoncentrációjából (Fe) jelentős mennyiséget vett fel a nád és raktározott el gyökerében mind a kontroll (1870 mg kg⁻¹) és mind a KM.3 (4259 mg kg⁻¹) -KM.2 (2836 mg kg⁻¹) mintavételi egységeken (11. táblázat). Ezek az értékek az általánosan leírt fitotoxikus tartományba esnek, de az eredményeink azt mutatják, hogy a nád állományaink esetében a toxicitási határérték bizonyosan meghaladja a 4000 mg kg⁻¹ értéket. A felszín feletti frakciókban a gyökér koncentrációjának csak töredékét mértük, viszont a rizómáéval hasonló tartományba esnek. Alumíniumot (Al) a gyökér (310 mg kg⁻¹ -521 mg kg⁻¹) minden esetben nagyobb koncentrációban tartalmazott, mint a levél (29-38 mg kg⁻¹) vagy a szár (25-49 mg kg⁻¹). A kontroll területen mért alumínium koncentrációk több esetben meghaladják a KM.3-KM.2 értékeit, így túlzott alumínium felvételt nem lehet jegyezni. A kontroll nád mangán (Mn) koncentrációja (21-96 mg kg⁻¹) nem indikálja, hogy a kontroll üledék több mangánt tartalmazott, mint a KM.3-KM.2 üledékek. A mangán akkumulációja és transzlokációja jelentéktelennek tűnik fitoremediációs szempontból, ellentétben a cink (Zn) gyökérbe történő felvételével és raktározásával, ami igen jelentős volt a KM.3 (111 mg kg⁻¹; BAF 1108) -KM.2 (118 mg kg⁻¹; BAF 1176) mintavételi pontokon. Mivel a talaj cink koncentrációja kimutatási határérték alatt volt, így lehetséges, hogy a BAF értékek ilyen nagyok ebben az esetben. Cinkből a felszín feletti részekbe nagyon kis mennyiség helyeződött át, amit az alacsony transzlokációs faktorok indikálnak. A legkevesebb cinket minden esetben, a levélben mértük. A kontroll terület nád állományának cink koncentrációja összességében kisebb volt a másik két mintavételi területen mérteknél. Ugyanez a megállapítás elmondható a nikkellről (Ni) is. A KM.2 nád levél gyökér nikkell koncentrációi meghaladták az irodalom által javasolt fitotoxikus értéket. A BAF és TF változatos mintázatot mutatott, de azoknak egy fölötti értékei mindenképpen arra utalnak, hogy számottevő interakció van jelen a talaj, földalatti és földfeletti frakciók között. A réz (Cu) koncentrációk kisebbek a kontroll nád frakcióiban, mint a másik két területről gyűjtött nádéban (kivéve a rizómát) és annak eloszlása konzekvens mintázatot mutat. A gyökér tartalmaz a legtöbb rezet (11-33 mg kg⁻¹), ezt követi a levél (4,76-6,45 mg kg⁻¹) majd a szár (3,50-4,22 mg kg⁻¹). A KM.2 gyökér réz koncentrációja túllép a fitotoxikus értéken, viszont a BAF és TF sem a KM.1 kontroll, sem a KM.3 és KM.2 területeken nem utal jelentős fitoremediációs potenciálra. Az ólom esetében a relatív koncentrációk, a BAF és TF értékek csekélynek nyilváníthatóak.

11. táblázat. A nádminták elemkoncentráció (mg kg^{-1} száraz anyag) értékei (átlag \pm szórás), illetve az elemek bioakkumulációs és transzlokációs faktorai, Kunszentmárton, 2012

		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb
KM.3									
<i>P. australis</i>	levél	95 \pm 1,71	29 \pm 0,29	60 \pm 1,52	12 \pm 0,19	12 \pm 0,31	6,45 \pm 0,09	4,06 \pm 0,11	1,69 \pm 0,41
	szár	303 \pm 3,04	25 \pm 0,27	22 \pm 0,35	18 \pm 0,11	21 \pm 0,96	3,51 \pm 0,08	1,45 \pm 0,05	1,16 \pm 0,26
	gyökér	4259 \pm 43	310 \pm 5,61	268 \pm 5,35	111 \pm 0,03	28 \pm 0,55	15 \pm 0,41	227 \pm 3,32	2,53 \pm 0,18
	rizóma	140 \pm 2,21	18 \pm 0,12	33 \pm 0,16	22 \pm 1,05	19 \pm 0,81	4,79 \pm 4,84	28 \pm 0,04	0,84 \pm 0,25
	BAF	0,24	0,03	0,70	1108	1,54	0,36	0,03	0,24
	TF	0,05	0,09	0,15	0,14	0,58	0,32	0,01	0,56
KM.2									
<i>P. australis</i>	levél	183 \pm 1,13	38 \pm 0,18	104 \pm 0,51	6,57 \pm 0,25	114 \pm 0,03	7,07 \pm 0,12	2,01 \pm 0,04	0,73 \pm 0,29
	szár	104 \pm 6,24	49 \pm 0,32	39 \pm 0,19	19 \pm 0,66	20 \pm 0,77	4,22 \pm 0,02	1,51 \pm 0,06	1,31 \pm 0,18
	gyökér	2836 \pm 21	700 \pm 7,56	295 \pm 1,14	118 \pm 0,11	56 \pm 0,68	33 \pm 0,31	1325 \pm 24	2,91 \pm 0,14
	rizóma	74 \pm 0,46	18 \pm 0,23	37 \pm 0,51	14 \pm 0,21	4,86 \pm 0,08	5,91 \pm 0,03	22 \pm 0,31	2,08 \pm 0,45
	BAF	0,17	0,06	0,82	1176	2,91	0,50	0,08	0,28
	TF	0,05	0,06	0,24	0,11	1,19	0,17	0,00	0,35
KM.1									
<i>P. australis</i>	levél	84 \pm 0,39	36 \pm 0,06	36 \pm 0,27	4,38 \pm 0,05	11 \pm 0,03	4,76 \pm 0,01	0,59 \pm 0,07	0,59 \pm 0,24
	szár	61 \pm 0,32	50 \pm 0,135	21 \pm 0,19	29 \pm 0,16	12 \pm 0,15	3,76 \pm 0,05	0,99 \pm 0,08	0,99 \pm 0,46
	gyökér	1870 \pm 32	521 \pm 4,97	66 \pm 0,49	37 \pm 0,21	9,06 \pm 0,35	11 \pm 0,041	5,71 \pm 0,17	5,71 \pm 0,23
	rizóma	234 \pm 0,19	1086 \pm 1,35	96 \pm 0,79	42 \pm 0,16	15 \pm 0,12	11 \pm 0,11	0,74 \pm 0,08	0,74 \pm 0,34
	BAF	0,08	0,04	0,06	368	0,38	0,12	0,30	0,30
	TF	0,04	0,08	0,43	0,45	1,26	0,37	3,11	0,14

A legélesebb különbség a KM.1 kontroll és KM.2-3 mintavételi területek között a króm (Cr) esetében mutatkozik, ahogy arra számítani lehetett. A két töegység nádmintáinak króm tartalma a kontrollénak több százszorosát is elérték. A króm abszolút konzekvens mintázatot vett fel a frakciók tekintetében: gyökér (227-1325 mg kg^{-1}) > rizóma > 22-28 mg kg^{-1}) > levél (2,00- 4,06 mg kg^{-1}) > szár (1,45-1,50 mg kg^{-1}). Korábbi kutatásaink eredményeit figyelembe véve megállapíthatjuk, hogy a nád frakcióinak króm koncentrációja időben és térben igen változónak tekinthető, annak értéke a néhány tíz ppm-től egészen a több ezer ppm-ig megvalósulhat (Keresztúri *et al.*, 2008; Lakatos *et al.*, 2008; Csatári *et al.*, 2011) A gyökér króm koncentrációja messze meghaladja a fitotoxikus értéket. Mivel a $\text{TF} < \text{BAF}$ valósult meg minden esetben, szakirodalom alapján a kutatásunk vizsgált nádat sem akkumulátor sem extraktor fajnak nem nevezhetnénk. Ha a relatív krómkoncentrációkat vesszük csak figyelembe, akkor egyértelműen gyökérakkumuláló fajként tüntethetjük fel a nádat. A relatív koncentráció, BAF és TF együttes vizsgálata az esetünkben komoly dilemmához vezet. Felvetődik a kérdés, hogy mennyire tekinthető sikeres akkumulátornak a nád a kunszentmártoni mintaterületen, aminek talajbéli króm koncentrációja olyan nagy, amilyen koncentráltan csak ritkán fordul elő, akkor is leginkább börgyarak szennyvíz ülepitő törendszerében. A BAF vagy $\text{TF} > 1$ akkor teljesülhetne a KM. mintavételi területen, ha a nád a

krómra vonatkozó 1000 mg kg^{-1} hiperakkumulációs kritérium öt-tizennyolcszorosát teljesítené. Véleményünk szerint a nád óriási potenciállal rendelkezik krómmal mérsékelten és közepesen szennyezett területek intenzív kármentesítésére. Extrém mértékben szennyezett területeken tolerancia kapacitása miatt a defláció megelőzésének gyors megoldása lehet a nád alkalmazása, ami akár hosszú távra is megoldást jelenthet, mint ahogy azt a kutatásunkban is megfigyeltük. A króm kérdésével ellentétes dilemma merül fel a cink esetében, amit a $\text{BAF}, \text{TF} > 1$ több százszoros túllépése, viszont átlagos relatív koncentrációja jellemez. Úgy gondoljuk, hogy a nád alkalmas lehet cinkkel enyhén vagy mérsékelten szennyezett területek fitostabilizációjára. Eredményeink megerősítik, hogy a cink transzlokációja szinte teljesen elhanyagolható. A KM.2 mintavételi területről gyűjtött nád tartalmazta a legnagyobb koncentrációkat az egyes elemekből, öt elem esetében (Fe, Zn, Ni, Cu, Cr) pedig fitotoxikus határértéket meghaladó koncentrációkat mértünk.

Eredményeinkből azt a következtetést tudjuk levonni, hogy a nád a kémiai szennyezőket leginkább a gyökérben akkumulálja, így azok biomagnifikációjával nem kell számolnunk. Több nemzetközi tanulmány foglalkozott már ezzel a kérdéskörrel és fogalmazott meg hasonló következtetéseket (Lee és Scholz 2007; Vymazal *et al.*, 2009), amíg más szerzők a nehézfémek nád talaj feletti biomasszájával történő eltávolítását támogatják (Batty és Young 2004; Bragato *et al.*, 2006).

Küçükcekece

A nád frakcióinak elem koncentrációit, illetve azok térbeli és időbeli változásait a 12.a-c táblázatok mutatják be. A 14. táblázatban összefoglaljuk a felszín alatti és felszín feletti részek koncentrációit és összehasonlítjuk a szakirodalomban publikált eredményekkel. Továbbá a 14. táblázat a fitotoxikus értékeket és hiperakkumuláció kritériumait is magában foglalja.

A foszfor (P) koncentrációit nagynak találtuk mindkét évben. A felszín alatti ($61-1659 \text{ mg kg}^{-1}$) és felszín feletti ($54-1547 \text{ mg kg}^{-1}$) részek foszfor koncentrációja hasonlóságot mutat, továbbá meglehetősen nagyobbak a hasonló lagúnákat tanulmányozó szakirodalmakban jegyzett értékeknél, sok esetben megközelítve a fitotoxikus koncentrációt (Bragato *et al.*, 2006; Marchland *et al.*, 2014). Minden frakció foszfor tartalma nagyobb volt összfel (kivéve a bugáé), ami az évszakos fluktuáció és szenescencia következtében alakulhatott ki (12.a táblázat). A bioakkumulációs faktor (BAF) >1 értékei is támogatják ezt a magyarázatot, mivel az őszi időszakban minden mintavételi ponton meghaladta a $\text{BAF} >1$ küszöbértéket (13. táblázat). A levél foszfor koncentrációja szignifikánsan nagyobb, mint a száré. A foszfor időbeli és térbeli mintázata hasonlóságot mutat az össz-nitrogén (N) értékekkel, amelyek korábban publikált

tanulmányunkban részletes bemutatásra kerültek (Csatári *et al.*, 2015a). Mintáink össz-nitrogén tartalma is a szakirodalom által bemutatott, jelentősen nagy értékek közé tartozik. A nagy foszfor illetve nitrogén tartalom arra enged következtetni, hogy a lagúna litorális zónájában diffúz forrású kommunális szennyvíz van jelen, illetve a KC.5 mintavételi ponton a mezőgazdaság által használt műtrágyák jelentős mértékben kimosódhatnak. Kutatásunk ezen eredményei összhangban állnak Fertig *et al.* (2013) kéziratában foglaltakkal, miszerint a lagúnák litorális régiói általában nagyfokú nitrogén és foszforterhelést kapnak, és azok mintázata követi a földhasználat típusát.

A legnagyobb bór (B) koncentrációkat a levélben (87 mg kg^{-1}), gyökérben (92 mg kg^{-1}) és a rizómában (49 mg kg^{-1}) mértük. Turker *et al.* (2013) egy törökországi létesített vizes élőhely nád állományának bórtartalmát vizsgálta, mivel a vizes élőhely a világ legnagyobb bór bányájából elfolyó csurgalékvíz tisztítását szolgálja. A szerző maximum 38 mg kg^{-1} bór koncentrációt detektált, amit az általunk mért értékek felülmúlnak. Mivel a KC. talaj, üledék és víz nem minősül bórral szennyezettnek, ezért a nád szövetek nagy bór koncentrációját a folyamatos akkumulációval (continuous phytoextraction) tudjuk indokolni. Ezek értelmében a KC. nád igen nagy mennyiségű bór felvételére képes, így főleg olyan szennyezett területek fitoremediációjára javasoljuk, ahol a magas bórtartalom nehézfémek jelenlétével párosul. Javaslatunkat alátámasztják a $\text{BAF} > 1$ és $\text{TF} > 1$ értékei is. A foszforhoz hasonlóan a bór koncentrációja is szignifikánsan nőtt ősszel, ami a szenescenciával hozható összefüggésbe (12.a táblázat).

A vas (Fe) koncentrációja $54\text{-}311 \text{ mg kg}^{-1}$ és $72\text{-}6197 \text{ mg kg}^{-1}$ közötti értékeket képvisel a nád föld feletti és alatti részeiben, ami többször a fitotoxikus $1000\text{-}3000 \text{ mg kg}^{-1}$ értéktartományba tartozik. A nád és talaj nyáron mért vas koncentrációi között egyenes párhuzamosságot vélünk felfedezni. Hasonló összefüggés igaz az alumíniumra (Al) is, ami a nád gyökerében elérte a 4999 mg kg^{-1} értéket az SD.2 mintavételi ponton. Az 2011. őszi levélminták vas és alumínium koncentrációi szignifikánsan nagyobbak a 2012. nyári mintákénál. Ennek ellenére a gyökér alumínium és vas koncentrációja mindkét évben meghaladja a levélben mért értékeket. A nád egyes frakcióinak vas és alumínium koncentrációi között szignifikáns különbség nem áll fenn, de a nagy BAF és kicsi TF értékek is megerősítik a megállapításunkat, miszerint a vas és alumínium leginkább a nád gyökerében raktározódik, levélbe történő transzportja nem mondható fitoremediációs szempontból jelentősnek. Az alumínium transzlokációja ősszel szignifikánsan nagyobb volt, mint nyáron (12.a táblázat)

12.a. táblázat. A nádminták elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei (átlag±szórás), Kükükekece, 2011-2012

	P	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	1196±16	2685±4,32	-	1895±13	-	1694±9,25
	Ny.	180±2,13	-	-	209±2,14	281±3,26	-
levél	Ő.	927±12 ^a	2080±17 ^a	1450±2,95 ^a	1252±19 ^a	1980±59 ^a	879±3,71 ^a
	Ny. **	81±0,75 ^b	132±1,05 ^b	115±0,86 ^b	102±0,98 ^b	183±1,56 ^b	99±1,12 ^b
szár	Ő.	384±4,23 ^a	1014±11 ^a	579±5,41 ^a	629±6,63 ^a	488±16 ^a	213±2,81 ^a
	Ny. **	26±0,29 ^b	27±0,18 ^b	53±0,39 ^b	43±0,28 ^b	79±0,72 ^b	23±0,13 ^b
rizóma	Ő.	357±3,47 ^a	1054±12 ^a	826±1,36 ^a	1368±12 ^a	994±5,92 ^a	605±4,72 ^a
	Ny. *	61±0,54 ^b	67±0,63 ^b	44±0,22 ^b	119±0,97 ^b	72±1,03 ^b	109±0,68 ^b
gyökér	Ő.	419±3,01 ^a	935±20 ^a	1910±14 ^a	1702±2,31 ^a	2324±16 ^a	1189±11 ^a
	Ny. *	78±0,48 ^b	54±0,26 ^b	162±1,36 ^b	234±2,05 ^b	228±1,84 ^b	89±1,07 ^b

	Fe	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	511±10	278±0,69	-	274±1,99	218±1,73	214±1,66
	Ny.	126±0,62	-	-	93±0,52	290±3,31	-
levél	Ő.	245±1,14 ^a	238±1,09 ^a	107±0,91 ^a	178±6,97 ^a	505±7,36 ^a	194±3,82 ^a
	Ny. *	145±1,78 ^b	92±1,32 ^b	75±0,39 ^b	61±0,39 ^b	111±0,61 ^b	151±1,89 ^b
szár	Ő.	77±1,07	95±3,26	32±0,36	43±0,54	116±1,82	60±0,59
	Ny.	39±0,22	201±2,45	92±1,09	48±0,33	37±0,31	151±1,48
rizóma	Ő.	86±0,38	40±0,46	127±2,27	191±0,11	724±5,15	37±0,19
	Ny.	186±1,58	153±1,39	80±4,58	46±0,26	872±7,85	61±0,73
gyökér	Ő.	290±2,54	707±1,17	770±7,43	2256±11	11670±145	341±2,16
	Ny.	4290±73	885±3,78	3269±42	642±5,94	642±17	83±1,21

*p<0,05; **p<0,01; n=3

	B	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	33±0,24	145±0,61	-	18±0,06	161±1,24	16±0,16
	Ny.	7,91±0,04	-	-	0,41±0,43	13±0,08	-
levél	Ő.	14±0,09 ^a	54±0,07 ^a	61±0,13 ^a	18±0,11 ^a	87±0,63 ^a	56±0,26 ^a
	Ny. **	1,36±0,82 ^b	6,55±0,07 ^b	4,22±0,09 ^b	5,35±0,05 ^b	1,49±0,05 ^b	0,68±0,17 ^b
szár	Ő.	14±0,15	6,65±0,06	4,11±0,05	11±0,06	16±0,12	44±0,12
	Ny.	8,91±0,08	5,76±0,04	9,33±0,12	8,06±0,08	2,94±0,01	5,38±0,08
rizóma	Ő.	49±0,73 ^a	58±0,08 ^a	8,12±0,03 ^a	4,64±0,06 ^a	42±0,11 ^a	38±0,09 ^a
	Ny. *	1,34±0,14 ^b	5,95±0,09 ^b	10±0,16 ^b	3,65±0,15 ^b	13±0,06 ^b	4,36±0,04 ^b
gyökér	Ő.	4,94±0,09 ^a	7,31±0,18 ^a	22±0,15 ^a	77±0,79 ^a	92±0,41 ^a	72±0,25 ^a
	Ny. *	3,73±1,06 ^b	0,25±0,02 ^b	12±0,51 ^b	3,76±0,03 ^b	9,92±0,16 ^b	1,69±0,13 ^b

	Al	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	252±6,58	191±2,07	-	160±2,03	97±0,78	46±0,61
	Ny.	5,81±0,37	-	-	19±0,98	44±0,96	-
levél	Ő.	74±1,42 ^a	140±0,73 ^a	30±0,45 ^a	40±0,88 ^a	322±5,36 ^a	25±0,57 ^a
	Ny. **	3,97±0,67 ^b	5,41±0,28 ^b	31±0,33 ^b	10±0,31 ^b	14±0,72 ^b	14±1,26 ^b
szár	Ő.	23±0,31	42±0,21	6,06±0,22	9,23±0,24	63±1,45	17±0,95
	Ny.	18±0,41	9,88±0,32	13±0,41	20±0,21	17±0,15	12±0,17
rizóma	Ő.	35±0,79	16±0,21	76±0,83	79±0,78	531±9,17	28±0,24
	Ny.	0,18±0,38	5,12±0,19	30±0,79	17±0,11	267±0,97	30±0,41
gyökér	Ő.	119±0,88	437±0,68	575±11	1089±6,91	3807±28	80±0,92
	Ny.	897±1,79	472±0,72	2426±30	1287±5,45	4992±46	198±3,68

Meglepően nagy mangán (Mn) koncentrációkat mértünk a KC. nád talaj alatti (max. 4564 mg kg⁻¹) és talaj feletti (915 mg kg⁻¹) részeiben (12.b táblázat). Ezek az értékek meglehetősen nagyobbak a vonatkozó szakirodalomban közltekénél, és a javasolt fitotoxikus határértéket is meghaladják (Bonanno és Giudice, 2010; Almeida *et al.*, 2011). Érdekes jelenségként regisztráljuk a levélből rizómába történő transzlokáció gátlását, amit a levél rizómával szembeni szignifikánsan nagyobb ($p < 0,01$) mangán (Mn) koncentrációja indikál a nyári időszakban. A KC.4 és KC.5 mintavételi pontokon található nád állományok mangán koncentrációját találtuk a legnagyobbak.

A nád minden frakciójában nagy cink (Zn) koncentrációkat detektáltunk (8,40-162 mgkg⁻¹ a talaj alatti részekre; 1,70-105 mg kg⁻¹ a talaj feletti részekre), amelyek bár extrém magas értékeknek nem tekinthetők a szakirodalom alapján, de indikálják a KC.- lagúna litorális zónájának az antropogén eredetű cink terhelését (Laing *et al.*, 2009; Bonanno és Guidice, 2010; Almeida *et al.*, 2011). A levél cink koncentrációja a KC.3 és SD.2 mintavételi pontokon (118-160 mg kg⁻¹) csekély mértékben meghaladta a fitotoxikus limit alsó 100 mg kg⁻¹ értékét. Évszakos különbség a levél, szár és rizóma esetében áll fenn, melyek szignifikánsan nagyobb értékeket vettek fel ősszel, a vegetációs periódus végéhez közeledve (12.b táblázat). A KC.-lagúna litorális nád állományainak cink koncentrációja a korábbi, Sahmurova *et al.*, (2013) által mérteknek több százszorosát is elérte. Sahmurova 0,55-1,02 mg kg⁻¹ cinket detektált a litorális zóna talajában és 0,34- 1,01 mg kg⁻¹-ot a nád frakcióiban. A nagy BAF és kis TF értékek egyértelműen indikálják a cink gyökérben történő raktározását és transzlokációjának korlátoltságát.

A levél nikkell (Ni) koncentrációja (1,21-18 mg kg⁻¹) néhány esetben meghaladja a fitotoxikus határérték alsó tartományát és a szakirodalom által publikált értékek öt-tízszeresét is eléri (Laing *et al.*, 2009; Marchand *et al.* (2014).

Ahogy azt a nagy BAF és alacsony TF értékek is mutatják, a gyökér szignifikánsan ($p < 0,01$) több nikkelt tartalmaz, mint a levél, szár és rizóma. A cinkkel ellentétben, nikkellből szignifikánsan nagyobb értékeket mértünk a nyári periódusban. A nád gyökere a rezes (Cu) is szignifikánsan ($p < 0,01$) nagyobb koncentrációban tartalmazta, mint a többi frakció, kivéve a bugát, amit a kis mintaszámra való tekintettel kihagytunk a statisztikai elemzésből (12.b táblázat). Az általunk mért réz (Cu) koncentrációk nem mutatnak jelentős különbséget az Almeida *et al.* (2011) tanulmányában publikált eredményektől, aki 186 mg kg⁻¹ réz koncentrációt mért a nád hajtásában és azt potenciális fitoextraktornak jelöli meg.

12.b. táblázat. A nádminták elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei (átlag±szórás), Küküccekmece, 2011-2012

	Mn	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	74±0,54	83±0,51	-	192±0,92	153±1,36	138±1,23
	Ny.	61±0,93	-	-	86±0,73	102±2,44	-
levél	Ő.	86±0,79	42±1,35	144±0,18	915±9,27	395±2,04	330±0,99
	Ny.	99±0,22	216±2,13	145±0,67	137±0,34	83±0,78	209±2,14
szár	Ő.	63±0,17	25±0,76	214±0,53	148±1,61	74±1,64	80±0,52
	Ny.	43±0,31	52±0,45	65±0,52	57±0,73	52±0,46	208±1,59
rizóma	Ő.	33±0,19	7,54±0,12	38±0,79	77±0,51	159±1,86	25±0,11
	Ny.	28±0,15	18±0,01	46±0,31	8,71±0,05	28±0,11	15±0,04
gyökér	Ő.	82±0,78	63±0,38	285±0,26	1148±3,81	455±3,27	183±0,92
	Ny.	399±2,61	135±1,53	4564±13	1865±5,71	500±3,45	374±1,77

	Ni	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	16±0,11	11±0,09	-	9,44±0,05	41±0,19	6,76±0,13
	Ny.	5,16±0,04	-	-	4,99±0,12	3,61±0,42	-
levél	Ő.	18±0,06	3,39±0,05	2,59±0,04	2,35±0,01	4,49±0,25	1,34±0,23
	Ny.	7,56±0,09	3,31±0,16	2,53±0,15	1,21±0,11	6,76±0,12	5,48±0,13
szár	Ő.	11±0,04	7,65±0,11	1,58±0,02	2,55±0,02	1,91±0,07	1,75±0,12
	Ny.	3,02±0,08	14±0,09	6,42±0,14	4,12±0,09	3,62±0,11	9,08±0,09
rizóma	Ő.	1,93±0,01 ^a	2,33±0,08 ^a	2,73±0,07 ^a	4,68±0,07 ^a	3,29±0,12 ^a	1,39±0,16 ^a
	Ny.	8,71±0,22 ^b	30±0,18 ^b	5,65±0,27 ^b	3,73±0,05 ^b	12±0,09 ^b	6,61±0,02 ^b
gyökér	Ő.	4,48±0,01 ^a	8,86±0,07 ^a	33±0,19 ^a	16±0,13 ^a	22±0,14 ^a	2,41±0,08 ^a
	Ny.	33±0,22 ^b	26±0,16 ^b	39±0,24 ^b	35±0,21 ^b	50±0,33 ^b	19±0,18 ^b

*p<0,05; **p<0,01; n=3

	Zn	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	81±0,92	524±3,82	-	61±0,22	807±4,97	159±2,32
	Ny.	25±0,44	-	-	28±0,56	36±2,96	-
levél	Ő.	19±0,08 ^a	118±0,15 ^a	61±0,31 ^a	37±0,12 ^a	160±1,61 ^a	147±1,13 ^a
	Ny.	0,78±0,29 ^b	10±0,09 ^b	1,98±0,16 ^b	7,77±0,17 ^b	19±0,12 ^b	11±0,31 ^b
szár	Ő.	26±0,19 ^a	37±0,22 ^a	16±0,12 ^a	26±0,16 ^a	38±0,36 ^a	63±0,42 ^a
	Ny.	2,51±0,15 ^b	18±0,16 ^b	5,21±0,12 ^b	11±0,12 ^b	18±0,17 ^b	5,01±0,05 ^b
rizóma	Ő.	85±0,41 ^a	123±0,14 ^a	22±0,09 ^a	21±0,29 ^a	89±1,04 ^a	63±0,78 ^a
	Ny.	5,73±0,12 ^b	11±0,08 ^b	2,43±0,21 ^b	0,21±0,09 ^b	5,83±0,13 ^b	10±0,23 ^b
gyökér	Ő.	26±0,15	42±0,29	59±0,19	217±4,06	235±1,22	92±0,91
	Ny.	58±1,01	46±0,17	94±1,39	17±0,21	99±0,13	10±0,06

	Cu	KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	14±0,09	9,26±0,09	-	10±0,08	39±0,16	5,46±0,04
	Ny.	3,31±0,04	-	-	5,08±0,12	3,48±0,18	-
levél	Ő.	4,17±0,02	7,08±0,03	2,59±0,03	2,35±0,05	1,48±0,05	1,34±0,07
	Ny.	0,89±0,03	2,17±0,05	2,53±0,04	1,21±0,06	6,76±0,09	5,48±0,01
szár	Ő.	1,79±0,02	5,48±0,03	1,58±0,03	2,55±0,02	1,91±0,04	1,75±0,3
	Ny.	0,78±0,02	1,56±0,02	6,42±0,05	4,12±0,04	3,62±0,02	9,08±0,02
rizóma	Ő.	2,97±0,03	4,89±0,01	2,73±0,01	4,68±0,01	3,29±0,05	1,39±0,06
	Ny.	0,69±0,08	1,47±0,02	5,65±0,06	3,73±0,04	12±0,11	6,61±0,02
gyökér	Ő.	6,37±0,08	10±0,11	33±0,14	16±0,06	22±0,11	2,41±0,04
	Ny.	28±0,13	8,61±0,09	39±0,23	32±0,18	50±0,19	19±0,05

Króm (Cr) esetében is a maximum koncentrációt a gyökérben mértük (772 mg kg⁻¹). Párhuzamosan a talaj és üledékminták króm koncentrációival, a rizóma és gyökér esetében is szignifikáns növekedést tapasztaltunk a második mintavételi időpontban. Ezt igen fontos összefüggésnek tartjuk, ami statisztikai adatokra építve rámutat a nád alkalmazhatóságára a krómmal szennyezett területek biomonitorozásában és fitostabilizációjában. A legnagyobb ólom (Pb) koncentrációkat a KC.1 (9,90 mg kg⁻¹) és SD.2 (17 mg kg⁻¹) mintavételi területen a nád gyökerében mértük, akárcsak a talaj és üledék minták esetében (12.c táblázat). Így a nádminták elemanalízise megerősíti azt a következtetésünket, miszerint ezeken a mintavételi helyeken a közlekedésből származó ólmot tudtuk detektálni. Mintáink ólom koncentrációi nagyobbak, mint a Laing *et al.* (2009) és Marchand *et al.* (2014) publikációiban közzétettek.

12.c. táblázat. táblázat. A nádminták elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei (átlag±szórás), Küköckecmece, 2011-2012

Cr		KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	4,01±0,05	1,76±0,02	-	12±0,08	4,63±0,09	1,13±0,04
	Ny.	16±0,09	-	-	14±0,06	15,5±0,11	-
levél	Ő.	2,26±0,01	3,36±0,02	2,62±0,04	4,41±0,03	8,54±0,08	1,37±0,02
	Ny.	27±0,09	14±0,11	10±0,06	13±0,08	13,5±0,06	1,19±0,01
szár	Ő.	1,96±0,03	1,21±0,02	1,69±0,01	2,65±0,03	3,24±0,01	5,01±0,06
	S.	14±0,08	0,91±0,01	10±0,05	4,81±0,04	8,56±0,03	8,12±0,06
rizóma	Ő.	1,59±0,01 ^a	1,42±0,03 ^a	3,69±0,03 ^a	5,43±0,06 ^a	5,33±0,02 ^a	0,61±0,07 ^a
	Ny.*	10±0,07 ^b	4,68±0,06 ^b	19±0,09 ^b	8,78±0,09 ^b	77±0,26 ^b	2,59±0,02 ^b
gyökér	Ő.	3,61±0,01 ^a	4,3±0,04 ^a	6,46±0,05 ^a	11±0,13 ^a	14±0,11 ^a	0,67±0,01 ^a
	Ny.**	91±0,09 ^b	132±0,27 ^b	549±1,24 ^b	14±0,08 ^b	772±2,18 ^b	18±0,05 ^b

Pb		KC.1	KC.3	KC.4	KC.5	SD.2	SD.1
buga	Ő.	5,41±0,05	1,99±0,45	-	4,01±0,07	1,92±0,12	2,52±0,29
	Ny.	2,04±0,15	-	-	1,45±0,11	13±0,23	-
levél	Ő.	1,95±0,09	2,23±0,15	1,81±0,09	2,92±0,29	4,19±0,13	0,71±0,11
	Ny.	1,05±0,09	5,6±0,26	0,11±0,01	0,09±0,01	0,99±0,02	1,52±0,16
szár	Ő.	1,66±0,13	1,81±0,09	1,22±0,07	1,86±0,06	1,62±0,14	1,64±0,18
	Ny.	0,53±0,02	2,01±0,11	2,07±0,12	1,34±0,09	0,62±0,05	0,66±0,09
rizóma	Ő.	1,51±0,07	1,38±0,06	1,35±0,07	1,64±0,22	2,16±0,16	0,32±0,05
	Ny.	1,71±0,05	0,46±0,02	0,94±0,06	0,87±0,06	8,53±0,21	0,99±0,09
gyökér	Ő.	1,73±0,19	1,75±0,08	3,17±0,12	5,33±0,11	15±0,26	0,46±0,06
	Ny.	9,87±0,23	0,56±0,01	5,09±0,9	9,34±0,36	17±0,37	0,62±0,11

*p<0,05; **p<0,01; n=3

A vizsgált nehézfémek maximum koncentrációi egyik mintánkban sem haladták meg a hiperakkumulációhoz szükséges határértékeket. A bioakkumulációs faktorok áttekintésével (13. táblázat) azt a következtetést tudjuk levonni, hogy a nád képes a foszfor, bór és nehézfémek jelentős arányú felvételére a KC.-lagúna kis víztartó kapacitású, mérsékeltén sós, illetve helyenként sós talajából. A nagy bioakkumulációs faktor értékek, de többnyire kicsi transzlokációs faktor értékek arra utalnak, hogy jelentős transzlokáció a bór kivételével nem valósul meg, így a KC. nád állományait alkalmasnak találjuk fitostabilizációs és fitofiltrációs szerepre, illetve lagúnák litorális zónájában található kémiai szennyezők bioindikációjára (Csatári *et al.*, 2015b).

13. táblázat. A nád bioakkumulációs (BAF) és transzlokációs faktora (TF) a különböző elemekre, Kükükcsece, 2011-2012

		P		B		Fe		Al		Mn	
		BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF
KC.1	Ő.	1,96	1,56	0,24	2,89	0,21	0,55	0,05	0,41	0,36	0,90
	Ny.	<0,01	0,68	6,78	1,37	0,32	0,02	3,11	0,01	1,09	0,18
KC.3	Ő.	6,85	1,65	0,44	4,17	0,57	0,24	0,56	0,21	0,37	0,54
	Ny.	0,45	1,28	0,02	25	0,35	0,17	3,88	0,02	1,51	0,99
KC.4	Ő.	7,73	0,53	0,89	1,46	0,76	0,09	0,77	0,03	1,82	0,63
	Ny.	0,54	0,52	3,31	0,57	2,29	0,03	8,03	0,01	40	0,02
KC.5	Ő.	25	0,55	2,85	0,19	-	0,05	1089	0,02	5,65	0,46
	Ny.	2,27	0,31	0,44	1,78	0,11	0,08	0,43	0,01	8,55	0,05
SD.2	Ő.	130	0,53	4,74	0,56	11760	0,03	34	0,05	2,51	0,52
	Ny.	0,88	0,57	0,72	0,22	0,05	0,12	19	<0,01	1,21	0,13
SD.1	Ő.	35	0,46	2,55	0,70	0,78	0,37	0,09	0,27	0,68	1,13
	Ny.	0,22	0,68	1,69	1,78	0,01	1,82	0,48	0,06	2,61	0,56
Szign.		(Ő.>Ny.)**		-	-	-	-	(Ő.>Ny.)*	-	-	-

		Zn		Ni		Cu		Cr		Pb	
		BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF	BAF	TF
KC.1	Ő.	0,69	0,85	0,43	3,24	4,81	0,47	0,71	0,59	0,15	1,05
	Ny.	4,17	0,03	1,52	0,16	1,83	0,03	1,13	0,23	0,89	0,08
KC.3	Ő.	1,43	1,83	1,21	0,62	10	0,62	1,15	0,53	1,28	1,15
	Ny.	1,64	0,31	4,44	0,35	8,09	0,22	32,00	0,06	0,24	6,81
KC.4	Ő.	1,09	0,65	5,11	0,06	15	0,06	1,07	0,33	1,86	0,48
	Ny.	5,84	0,04	14	0,12	56	0,12	83	0,02	1,92	0,21
KC.5	Ő.	5,37	0,14	16	0,15	16	0,15	139	0,32	5,33	0,45
	Ny.	0,35	0,56	3,41	0,09	1,53	0,08	0,93	0,65	0,88	0,08
SD.2	Ő.	4,03	0,42	2,61	0,14	16	0,08	15	0,43	1,63	0,19
	Ny.	1,28	0,19	1,84	0,11	2,26	0,09	26	0,01	2,19	0,03
SD.1	Ő.	1,81	1,15	0,22	0,64	0,39	0,64	0,23	4,76	0,06	2,57
	Ny.	0,48	0,43	0,73	0,39	2,54	0,39	0,53	0,25	0,09	1,76
Szign.		-	-	-	-	-	-	(Ő.>Ny.)*	-	-	-

*p<0.05; **p<0.01; az őszi értékek szignifikánsan nagyobbak (Ő.>Ny); a félkövérén szedett értékek a BAF vagy TF >1 értékeket jelölik

14. táblázat. Hasonló mintavételi területekről gyűjtött nádminták elemtartalmának irodalmi áttekintése

	P	Fe	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb	Konklúziók
Jelen doktori dolgozat	61-1,66 ^{bg}	72-6,19 ^{bg}	35-2,30 ^{bg}	8,40-162 ^{bg}	1,92-30 ^{bg}	1,92-31 ^{bg}	0,64-425 ^{bg}	0,42-13 ^{bg}	Intenzív gyökér akkumuláció; Fitostabilizációs potenciál; Szennyezőanyagok kiszűrése, bemosódásuk csökkentése
<i>Küçükcekmece-lagúna, Iztambul, Törökország</i>	54-1,55 ^{ag}	54-311 ^{ag}	34-532 ^{ag}	1,71-105 ^{ag}	1,60-15 ^{ag}	0,80-7,32 ^{ag}	2,10-20 ^{ag}	0,72-3,80 ^{ag}	
	82-2,08 ^{levél}	61-505 ^{levél}	42-914 ^{levél}	0,78-160 ^{levél}	1,21-18 ^{levél}	0,89-7,10 ^{levél}	1,19-27 ^{levél}	0,09-5,60 ^{levél}	
Almeida et al., 2011		2,41 ^{bg}	0,08 ^{bg}	540 ^{bg}	11 ^{bg}	164 ^{bg}	14 ^{bg}	156 ^{bg}	Potenciális fito-extraktor
<i>Lima torkolat, NW Portugália</i>		3,38 ^{ag}	0,49 ^{ag}	1,12 ^{ag}	34 ^{ag}	186 ^{ag}	50 ^{ag}	98 ^{ag}	
Bonanno és Giudice, 2010			513 ^{bg}		10 ^{bg}	9,66 ^{bg}	4,25 ^{bg}	16 ^{bg}	Biomonitorozásban és fitoremediációban alkalmazható
<i>Imera Meridionale folyó torkolata, Olaszország</i>			336 ^{ag}		1,09 ^{ag}	3,22 ^{ag}	0,55 ^{ag}	11 ^{ag}	
Bragato et al., 2006									Króm és nikkelt intenzív transzlokációja
<i>Venice-lagúna vízgyűjtője, Olaszország</i>	300-520 ^{ag}			7,51-14 ^{ag}	0,52-60 ^{ag}	4,00-18 ^{ag}	2,00-120 ^{ag}		
Galletti et al., 2010				66 ^{bg}	4,21 ^{bg}	17 ^{bg}			Effektív elemfelvétel
<i>HSSF- létesített vizes élőhely, Olaszország</i>				56 ^{ag}	2,00 ^{ag}	5,70 ^{ag}			
Laing et al., 2009									Alacsony nehézfém koncentrációk
<i>Sheldt torkolatának mocsaras vidéke, Belgium</i>				11-137 ^{levél}	0,22-5,88 ^{levél}	0,53-8,62 ^{levél}	0,28-1,21 ^{levél}	0,21-7,09 ^{levél}	
Marchand et al., 2014									Biomonitorozásban alkalmazható
<i>Jalle d'Eysines folyó, Franciaország</i>	1,52-250 ^{levél}	101-143 ^{levél}		24-43 ^{levél}	0,59-1,39 ^{levél}	10-19 ^{levél}	0,62-0,92 ^{levél}	0,93-1,30 ^{levél}	
Fitotoxikus koncentrációk *	1000-3000	1000-3000	>500	100-400	10-50	20-30	5-30	10-30	
Hiperakkumuláció kritériuma*		>10000	>10000	3000-10000	1000	300-1000	1000	1000	

Az koncentrációk mg kg⁻¹ száraz anyag értékben vannak megadva. Az önálló értékek a mérések átlagait tüntetik fel, a tartományok pedig a minimum és maximum értékeket. Rövidítések: föld felett elhelyezkedő növényi részek (ag- above ground); föld alatt elhelyezkedő növényi részek (bg- below ground)

*(Baker és Brooks, 1989; Kabata Pendias és Pendias, 1992; Prasad és Oliveira Freitas, 2003; Prasad, 2008; Kramer, 2010; van der Ent *et al.*, 2013)

Ahogy az a 15. táblázatban is látható, a legfőbb talaj paraméterek (pH, EC) sem negatív sem pozitív korrelációt nem mutattak az elemek felvételével (BAF), kivéve a mangán (Mn) esetében, ahol csekély mértékű pozitív korrelációt véltünk felfedezni az EC és BAF között ($r=0,51$). A vezetőképesség negatívan korrelált a foszfor ($r=-0,71$), bór ($r=-0,53$), nikkel ($r=-0,67$) és króm ($r=-0,51$) transzlokációs faktorával, tehát a nagy sótartalom következtében kevesebb mennyiség szállítódott ezekből az elemekből a nád talaj feletti frakcióiba (Csatári *et al.*, 2015b). Hasonló eredményeket publikált Laing *et al.* (2009), akik szerint a talaj nagy sótartalma fokozza a nád gyökerének nehézfém felvételét. Eredményeink alapján a nagyobb pH a foszfor felvételét segíti elő, a többi elem akkumulációjára illetve transzlokációjára nem volt hatással a vizsgált nád állományok esetében.

5.5.2 Elemek korrelációja a nád frakcióiban

A nád egyes frakcióiban egymással korreláló elemeket a 16. táblázatban mutatjuk be. A legszembetűnőbb eredmény, hogy sokkal több pozitív korrelációt fedeztünk fel, mint negatívát. A nád gyökerében korrelált a legtöbb elem egymással (19 korreláció), míg levélben és rizómában a korrelációk száma megegyezett (10-10 korreláció). A szárban mindössze három pozitív korrelációt fedeztünk fel a P-Zn ($r=0,63$; $p<0,05$) B-Zn ($r=0,52$) és Fe-Ni ($r=0,63$; $p<0,05$) korrelációit. Ezekből az eredményekből első körben arra tudunk következtetni, hogy az elemek felvétele kevésbé elem specifikus úton történik a talajoldatból, tehát a legtöbb elem képes bejutni a gyökér szöveteibe, ahonnan egy sokkal elem specifikusabb transzportációval jutnak a levélbe. A bór a cinkkel (B-Zn) a nád minden részében pozitívan korrelált (rizóma $r=0,77$, $p<0,01$; gyökér $r=0,79$, $p<0,01$; szár $r=0,52$; levél $r=0,82$, $p<0,01$), a foszfor és a cink (P-Zn) egyedül a gyökérben nem korreláltak pozitívan (rizóma $r=0,74$, $p<0,01$; szár $r=0,63$, $p<0,05$; levél $r=0,85$, $p<0,01$). Mivel a króm a foszforral (Cr-P) és a cinkkel (Cr-Zn) a nád legtöbb frakciójában negatívan korrelált, ezért azt feltételezzük, hogy a talaj és gyökér nagy foszfor tartalma különösen akkor gátolhatja a króm felvételét, ha a talajban jelentős cink is jelen van. Úgy gondoljuk, hogy mivel a 16. táblázat két év hét mintavételi pontjának eredményeinek összefüggéseit mutatja be, megbízható adatokkal szolgálhat a Küköckecmece és más hasonló lagúnák litorális zónájának fitoremediációs tervezéséhez is. Bár statisztikai elemzéssel nem tudjuk alátámasztani, de az előbbivel, hasonló gondolatmenettel lehet magyarázni a kunszentmártoni nád hajtásában található kis mennyiségű cinket, miközben annak mennyisége a gyökérben a $BAF>1$ összefüggést is teljesíti. Mivel a króm és a cink nem korrelál negatívan a gyökérben, ezért azok együtt akkumulálódhatnak, de komplex folyamatoknak köszönhetően sem a króm, sem a cink nem helyeződik át nagy mennyiségben a nád talaj feletti részeibe.

15. táblázat. A talaj pH és vezetőképesség (EC) kapcsolata az egyes elemek bioakkumulációs és transzlokációs faktorával a vizsgált nád állományban, Kükükcsece, 2011-2012

	P_BAF	B_BAF	Fe_BAF	Al_BAF	Mn_BAF	Zn_BAF	Ni_BAF	Cu_BAF	Cr_BAF	Pb_BAF
EC_Talaj	0,15	0,14	-0,13	0,25	0,51	0,01	0,39	0,35	0,21	0,33
pH_Talaj	0,56	0,26	0,31	0	-0,31	0,22	-0,08	0,19	-0,05	0,12
	P_TF	B_TF	Fe_TF	Al_TF	Mn_TF	Zn_TF	Ni_TF	Cu_TF	Cr_TF	Pb_TF
EC_Talaj	-0,71	-0,53	-0,32	-0,26	-0,34	-0,21	-0,67	-0,37	-0,51	-0,33
pH_Talaj	0,23	-0,04	-0,19	0,47	0,05	0,31	0,26	-0,01	-0,41	-0,12

16. táblázat. Az elemek korreláció (Spearman) értékei (r érték) a nád különböző frakcióiban, Kükükcsece, 2011-2012

	Rizóma				Gyökér					Szár		Levél				
(+) korreláció	P-Zn	0,74**	Fe-Al	0,52	P-B	0,86**	Al-Mn	0,79**	Mn-Ni	0,59*	P-Zn	0,63*	P-B	0,87**	B-Al	0,65*
	B-Zn	0,77**	Fe-Mn	0,64*	B-Zn	0,79**	Al-Zn	0,54*	Mn-Cu	0,71*	B-Zn	0,52	P-Fe	0,59*	B-Zn	0,82**
	Cr-Ni	0,69*	Fe-Ni	0,54	Fe-Al	0,59*	Al-Ni	0,75**	Mn-Cr	0,56*	Fe-Ni	0,63*	P-Al	0,81**	Fe-Al	0,68*
	Al-Mn	0,75**	Fe-Cr	0,62*	Fe-Zn	0,61*	Al-Cu	0,80**	Mn-Pb	0,65*			P-Zn	0,85**	Fe-Zn	0,68*
	Al-Pb	0,55	Fe-Pb	0,77**	Fe-Pb	0,52*	Al-Cr	0,66*	Ni-Cu	0,93**			P-Pb	0,55	Al-Zn	0,66*
					Cu-Pb	0,73**	Al-Pb	0,89**	Ni-Cr	0,80**						
								Ni-Pb	0,61**							
(-) korreláció	P-Ni	-0,65*	Zn-Ni	-0,65*		P-Cr	-0,67*				Al-Mn	-0,52	Zn-Cr	-0,52		
	P-Cr	-0,52	Zn-Cr	-0,74**							Cr-Zn	-0,52	Al-Cr	-0,51		
	B-Ni	-0,59*														

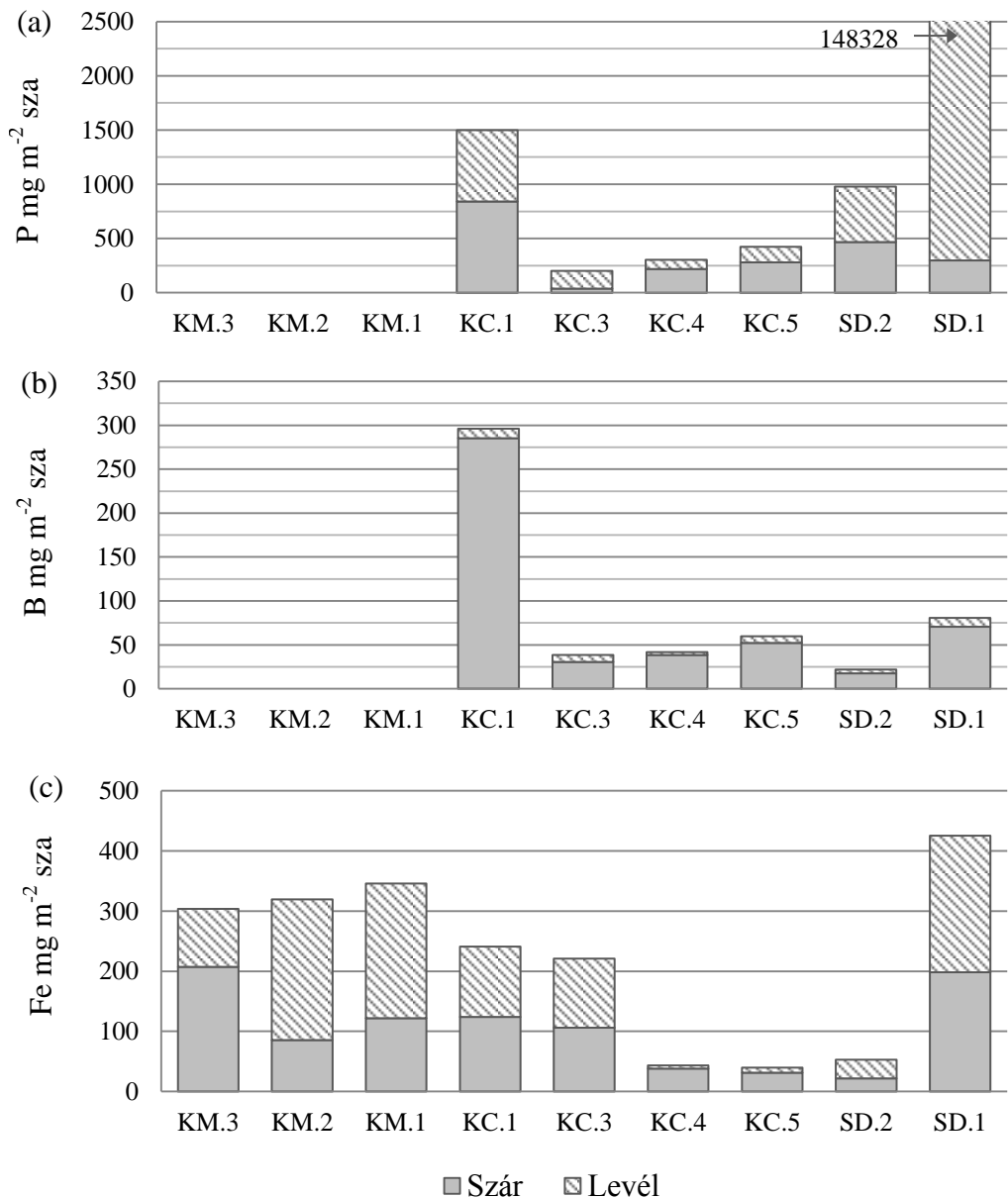
* p<0,05 ** p<0,01

5.5.3 Kémiai szennyezők mennyisége a nád négyzetméterenkénti száraz biomasszájában

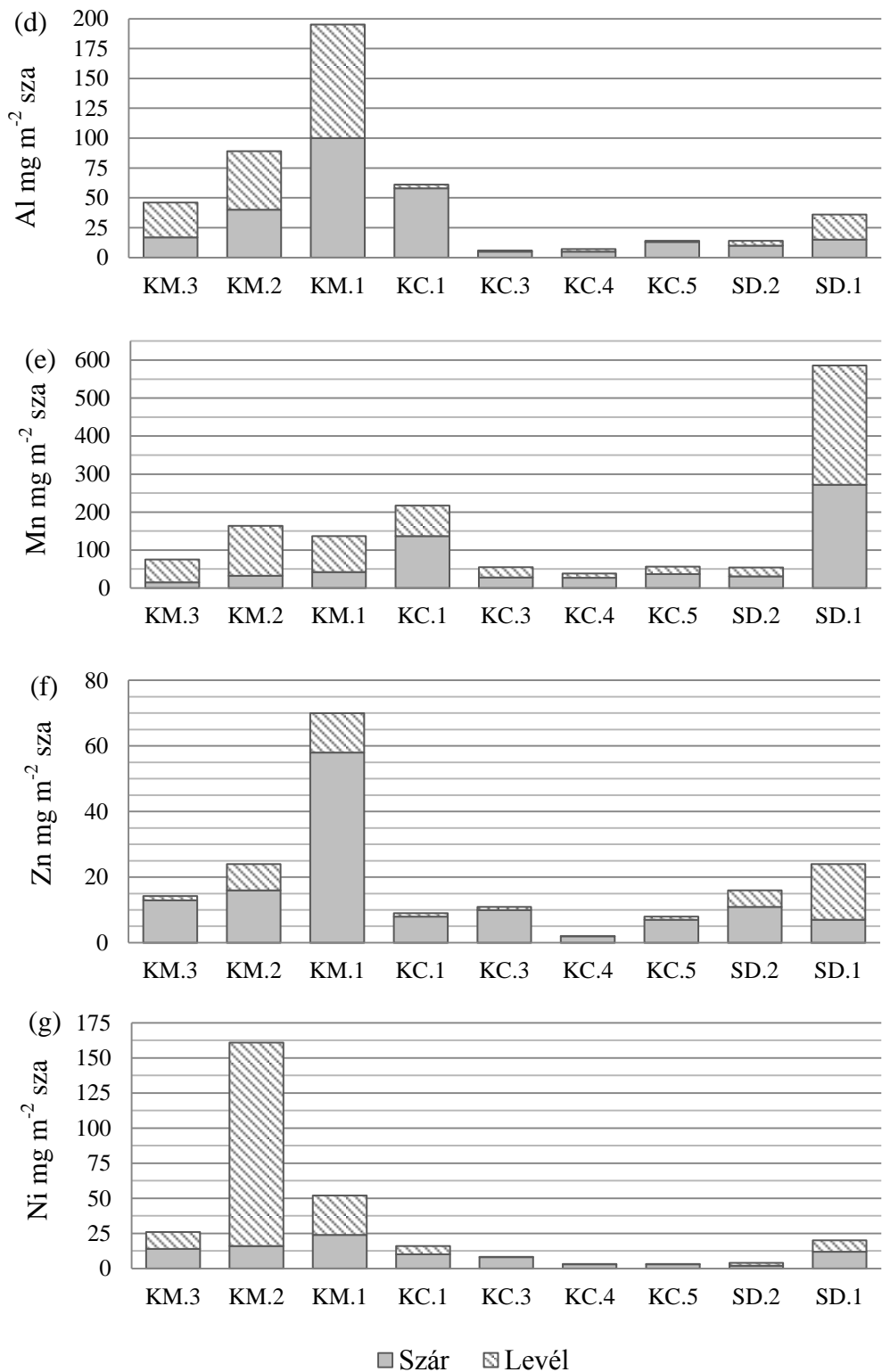
A vegetációval illetve nád elem koncentrációinak eredményeiből az Anyag és módszer fejezetben leírtak szerint kiszámoltuk a mintavételi pontok egy négyzetméternyi területéről nád által eltávolított elemek mennyiségét mg m^{-2} értékben megadva. Az eredményeket a 19. ábra mutatja be, ami ábrázolja a levél és szár által tartalmazott mennyiségek arányait is.

Foszforból (P) a legtöbb mennyiséget (148328 mg m^{-2}) az SD.1 nád állomány tartalmazott, ezt követte a KC.1 mintavételi pont állománya (1500 mg m^{-2}), majd a KC.3-SD.2 mintavételi pontoké ($203-98 \text{ mg m}^{-2}$) (19.a ábra). A legtöbb foszfort a kevésbé sós talajon megtelepedett állományok levelei tartalmazták. A KC.1 pont állománya tartalmazott a legtöbbet bórból (B) (296 mg m^{-2}), a többi mintavételi pont között jelentős különbséget nem lehet felfedezni (19.b ábra). A bór egyértelműen a nád szárában akkumulálódott. A legtöbb vasat (Fe) az SD.1 pont állománya vett fel (425 mg m^{-2}). A kunszentmártoni nád állományok a kűcükcekecei állományok által tartalmazott értékek többszörösét vették fel (19.c ábra). Alumíniumra (Al) is igaz a fenti megállapítás, viszont alumíniumból a KM.1 kontroll állomány tartalmazott a legtöbbet (195 mg m^{-2}) (19.d ábra). A mangán (Mn) értékei $75-164 \text{ mg m}^{-2}$ között változtak a Kunszentmártonban és $38-586 \text{ mg m}^{-2}$ Kűcükcekececében (19.e ábra). A legnagyobb értéket az SD.1 ponton lehetett mérni. A mangánál lényegesen kevesebb cinket (Zn) tartalmaztak a mintáink, a maximum mérhető cink 70 mg m^{-2} értéket vett fel a KM.1 kontroll állományban (19.f ábra). Itt vissza kell, hogy utaljunk a relatív cink koncentráció értékekre, amelyek a nád gyökerére voltak a legnagyobbak, így lehetséges, hogy a kontroll terület hajtása több cinket tartalmaz, mint a KM.2-3 területeké. Ezek az eredmények megerősítik a javaslatunkat, mely szerint a nád kiválóan alkalmazható cinkkel szennyezett területek fitostabilizációjára. A KM. mintáink valamivel több nikkelt (Ni) vettek fel, mint cinket (19.g ábra). A KM.2 pont állománya magasan a legtöbb nikkelt akkumulálta a hajtásban 166 mg m^{-2} . A KC állományok hajtása csekély mennyiségű nikkelt tartalmazott. A KM. kontroll és KC. háttér területek állománya hasonló mennyiségű rézet (Cu) vett fel, (21 és 20 mg m^{-2}), ami összevethető a cink mennyiségeivel, de a többi mintavételi pont állománya jóval elmaradt ezektől az értékektől (19.h ábra). A 19.i ábra nagyon szemléletesen mutatja be, hogy a króm abszolút fitostabilizációja ment végbe a területen, hiszen $4-5 \text{ mg m}^{-2}$ krómot tartalmaztak a KM.2-3 állományok, ami elenyésző a gyökérben mért több ezer mg kg^{-1} relatív króm koncentrációkkal összevetve. Az ólom jelentéktelen mértékű felhalmozódását figyeltük meg mind a KM. és KC. mintavételi területeken (19.j ábra).

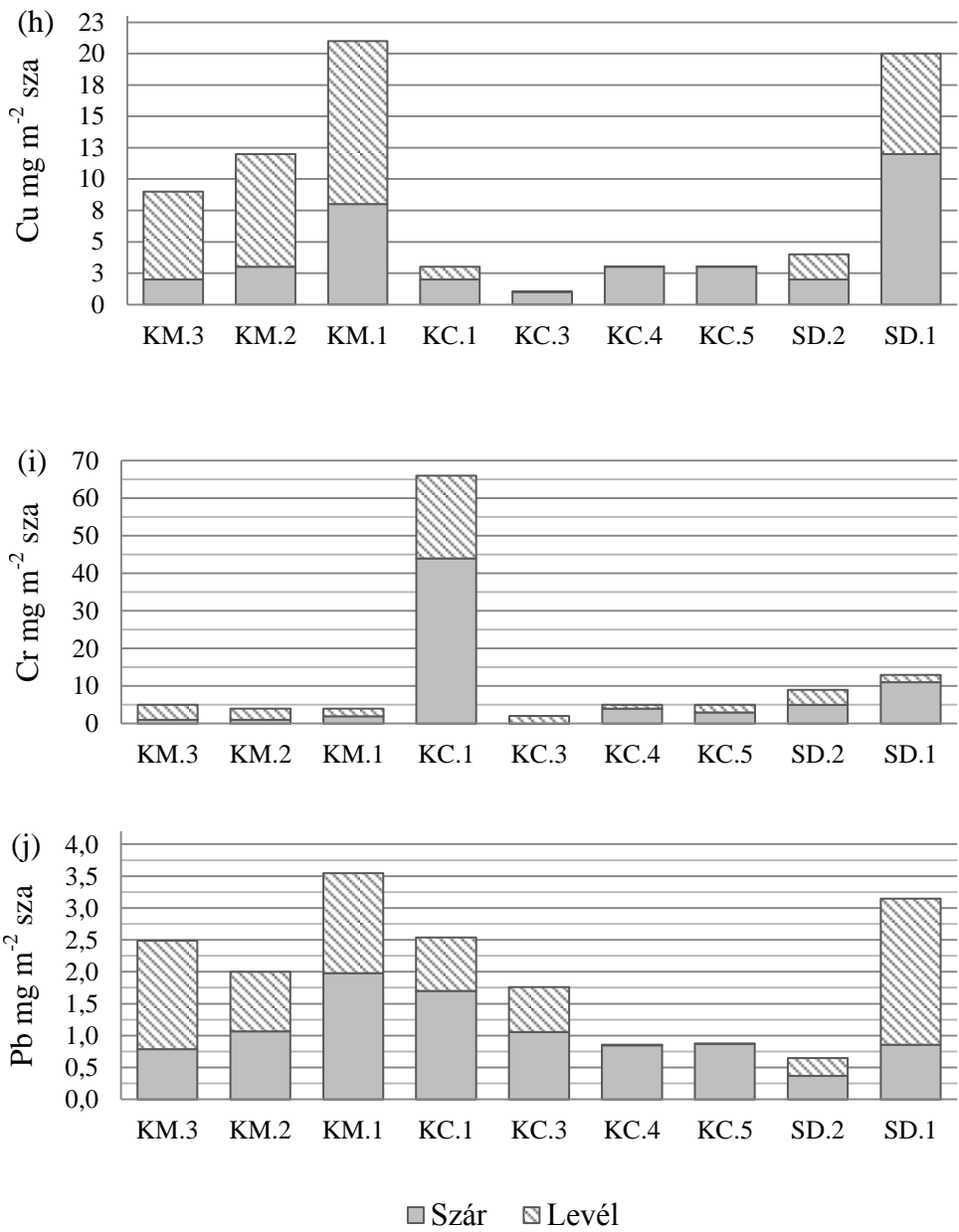
A legtöbb elem esetében a KM. mintavételi terület állománya tartalmazta a legnagyobb mennyiségeket, azok közül is a kontroll illetve KM.2. Ahol az elem a szárban akumulálódott ott nem kell tartani az adott elem talajba történő visszajutására a szeneszcencia időszakában, így a nád hosszú távon megoldást jelenthet ezen elemek litorális zónából történő kiszűrésére és tárolására. A nád kivételesen alkalmas lehet Cr és Zn fitostabilizációjára.



19.a-c. ábra. A vizsgált nád állományok egy négyzetméternyi száraz biomasszájának becslött foszfor, bór és vas tartalma (mg m⁻² száraz anyag)



19. d-g. ábra. A vizsgált nád állományok egy négyzetméternyi száraz biomasszájának becsült alumínium, mangán, cink és nikkel tartalma (mg m^{-2} száraz anyag)



19. h-j ábra. A vizsgált nád állományok egy négyzetméternyi száraz biomaszájának becsült réz, króm és ólom tartalma (mg m^{-2} száraz anyag)

5.5.4 Egyéb növények elemtartalma

Kunszentmárton

A nád mellett vizsgált egyéb növények elemkoncentrációját a Függelék 2. táblázata mutatja be, ami a következő csoportosításokat foglalja magába: 2.a táblázat-süntök (*Echinocystis lobata*), vetési tüskemag (*Torilis arvensis*), kamilla (*Matricaria chamomilla*) és keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*); 2.b táblázat- dárdás laboda (*Atriplex hastata*), kerti laboda (*Atriplex hortensis*) és fényes laboda (*Atriplex sagittata*); 2.c táblázat- fehér libatop (*Chenopodium album*) és fodros lórom (*Rumex crispus*).

A fent említett növények vas (Fe) koncentrációit vizsgálva azt állapíthatjuk meg, hogy azok értékei rendre kisebbek, mint a nád esetében, és a keskenylevelű gyékény gyökerén kívül (5073 mg kg^{-1}) egyikben sem regisztráltunk 1000 mg kg^{-1} feletti koncentrációt. A legtöbb vas a növények gyökerében raktározódott, kivéve a vetési tüskemagot, amely $3,24$ transzlokációs faktorial rendelkezik. Az alumínium (Al) relatív koncentrációi a vizsgált növények hajtásában magasabb értéket mutatott, mint azt a nádnál tapasztaltuk. A keskenylevelű gyékény gyökerében jelentős alumíniumot akkumulált (1247 mg kg^{-1}). Az alumínium transzlokációjára a következő növényfajok voltak képesek: süntök (TF 2,55), laboda fajok kivétel nélkül (TF 1,01-2,81), fehér libatop (TF 4,79) és a fodros lórom (TF 1,66-4,67). Fontos viszont megjegyezni, hogy a nagy transzlokációs faktorok nem párosultak fitoextrakció szempontjából jelentős relatív koncentrációkkal. Mangán (Mn) esetében nagyobb relatív koncentrációkat mértünk, mint a kontroll nádban, a BAF értékek a rendszerint kicsik, a TF értékek néhány faj esetében meghaladják az egyet (vetési tüskemag, laboda fajok, fehér libatop és fodros lórom). Figyelemreméltó relatív mangán koncentrációt a fodros lórom gyökerében mértünk a KM.2 mintavételi helyen (1602 mg kg^{-1}), ami messze felülmúlja a többi faj, beleértve a nád relatív koncentrációit, ezért azt érdemesnek tartjuk további fitostabilizációs vizsgálatokra. A cink (Zn) relatív koncentrációit jóval nagyobbak találtuk, mint a nádet és a legtöbb növényfajnál jelentős BAF és TF értékeket is regisztráltunk. Amíg a keskenylevelű gyékény a nádhoz hasonlóan egyértelműen a gyökérben raktározta a legtöbb cinket, a laboda fajok annak számottevő részét a levélbe szállították ($55\text{-}170 \text{ mg kg}^{-1}$; TF 1,12-1,88). A legtekintélyesebb koncentrációkat a fehér libatop levelében detektáltuk ($218\text{-}323 \text{ mg kg}^{-1}$; TF 1,58-3,92), ezért azt cink fitoextrakciós vizsgálatokra javasoljuk. Nikkelből (Ni) több esetben is mértünk fitotoxikus értékeket, amelyek tekintetében a fehér libatop és fodros lórom prominensnek tűnnek, habár a nád esetében többször 100 mg kg^{-1} -ot meghaladó értékeket nem érték el meg. A réz (Cu) analízis kis koncentrációkat eredményezett, a 10 mg kg^{-1} -ot csak a keskenylevelű gyékény gyökerében és kerti laboda levelében és a süntök gyökerében (106 mg kg^{-1}) mért értékek

múlták felül. A süntök elhanyagolható mennyiségű rezet transzlokált ($0,83 \text{ mg kg}^{-1}$; TF 0,01) így azt rézakkumuláló tulajdonságai miatt javasolni tudjuk további fitostabilizációs vizsgálatokra, bár azt meg kell jegyezzük, hogy tetemes mértékű megtelepedésének számos korlátja van, mint például más társulás alkotó növények jelenléte. A terület növényzetét nem találtuk összehasonlíthatónak a náddal krómfelvétel (Cr) szempontjából. Bár találtunk fitotoxikus koncentrációkat (süntök, keskenylevelű gyékény, dárdás laboda, kerti laboda, fehér libatop), a relatív koncentrációk nem tűnnek kimagaslónak. Kivételt képez a gyékény, amelynek gyökeréből 1208 mg kg^{-1} krómot regisztráltunk a szárban és levélben pedig $11-0,28 \text{ mg kg}^{-1}$ értékeket, így joggal állíthatjuk, hogy a nád mellett a gyékény is kiválóan alkalmazható lehet mérsékelt és akár extrém mértékben krómmal szennyezett területek biztonságos fitostabilizációjára. A növényzet ólom koncentrációja a nádénak a két-háromszorosát is elérte, azonban a meglehetősen alacsony relatív koncentrációk és mintaszám a fitoremediációs potenciál megítélését nem tették lehetővé ólom esetében.

A fejezet talán legfontosabb eredménye, hogy a bőrgyár ülepítő tórendszerén megtelepedett növényfajok az elkerülés stratégiáját választva képesek az üledék esetenként 10000 mg kg^{-1} feletti króm koncentrációját elviselni, ezért azok fontos szerepet játszanak a közeg fitostabilizációjában és a terület természetes regenerálódásában. A keskenylevelű gyékényt javasolni tudjuk az alumínium, cink és króm fitostabilizációjára. A fodros lórom a mangán, a süntök pedig a réz fitostabilizációjára alkalmas. A laboda fajok és fehér libatop a cink fitoextrakciójára lehetnek alkalmasak.

Küçükcekece

A dolgozat terjedelmi korlátaira való tekintettel ebben a fejezetben csak a legfontosabb eredményeket mutatjuk be. Az összes eredmény részletes feltüntetésre került a Függelék 3. a-f táblázatokban. A laboda (*Atriplex sp.*) frakcióiban nem mértünk nagy mangán (Mn), réz (Cu) és ólom (Pb) koncentrációkat (3.a táblázat). A réz és ólom koncentrációi hasonló értékeket vettek fel mint a kunszentmártoni mintavételi terület laboda állományai illetve a küçükcekecei nád állományok. Jelentős értékeket a nikkell koncentrációk kapcsán fedeztünk fel, ami a KC. labodában nagyobb értékeket mutat (max. 25 mg kg^{-1}), mint a KC. nádban. A nikkell nagy része transzlokálódott a hajtásba (TF 0,19-5,22; minden esetben TF>1). A mért ólom koncentrációk is általánosan kisebbek voltak, mint a nádban. A BAF és TF értékek a legtöbb elemre jelentősek voltak, így arra következtethetünk, hogy a laboda alkalmas lehet egyszerre több kémiai szennyezővel terhelt közeg biomonitorozására. Az őszirózsa (*Aster sp.*) legtöbb frakciója számottevő cinket (Zn) tartalmazott, a maximum értékek az egyes részekben többször elérték az elméleti fitotoxikus

koncentrációkat: virág 172 mg kg^{-1} ; levél 174 mg kg^{-1} ; szár 101 mg kg^{-1} ; gyökér 58 mg kg^{-1} (3.b táblázat) A cink BAF és TF értékei évszaktól és mintavételi ponttól függetlenül figyelemre méltóak. A nikkelt (Ni) minden mintát megvizsgálva a virágban halmozódott fel ($1,73\text{-}17 \text{ mg kg}^{-1}$), viszont a BAF értékek így is sokszor nagyobbak egynél. Rézből (Cu) is a legnagyobb értékeket a virágból detektáltunk ($8,43\text{-}17 \text{ mg kg}^{-1}$) habár a maximum értéket egy alkalommal (KC.3) a gyökérben mértük (26 mg kg^{-1}). A bór (B) raktározásában a levél kapott a legnagyobb szerepet ($57\text{-}160 \text{ mg kg}^{-1}$) ezzel nagy TF értékeket létrehozva. A sás (*Carex sp.*) analízisével kapott eredmények a mangán (Mn), cink (Zn), nikkelt (Ni) és réz (Cu) esetében mindkét évben jelentős bioakkumulációra utalnak, amit a BAF értékeinek áttekintésével állapítottunk meg (3.c táblázat). Összesen a bór (B) és ólom (Pb) bioakkumulációját sem szabad figyelmen kívül hagyni. A vas (Fe) a gyökérben ($868\text{-}1333 \text{ mg kg}^{-1}$), a mangán (Mn) pedig minden frakcióban mutatott kimagasló értékeket a többi növényfajhoz képest. Nagy cink (Zn) koncentrációkat a hajtásban és a bugában, az őszi időszakban mértünk (127 mg kg^{-1} , 133 mg kg^{-1}). A szittyó (*Juncus sp.*) hajtása a KC.1 mintavételi területen jelentősen nagy koncentrációkban tartalmazta a vasat (Fe 1852 mg kg^{-1}), alumíniumot (Al 1721 mg kg^{-1}), mangánt (Mn 157 mg kg^{-1}), cinket (Zn 100 mg kg^{-1}) és a nikkelt (Ni 46 mg kg^{-1}) így annak alkalmazását a lagúnák litorális zónájának monitorozásában alkalmasnak találtuk (3.c táblázat). Szembetűnő, hogy amíg a KC.1 területen a TF a bór kivételével jelentős, addig a KC.3 mintavételi területen a TF minden elemre egy alatti értéket mutat. Ennek hátterében nagy valószínűséggel az áll, hogy a KC.1 mintavételi terület talajában az adott elemek koncentrációja nagyobb a KC.3 területen mérteknél. A szabdalt kányazsásza (*Diplotaxis tenuifolia*) mintákban kiemelkedő értéket kizárólag a virágban mértünk a nikkelt (Ni) esetében (65.8 mg kg^{-1}), a többi érték csekélynek mondható fitoremediációs szempontból (3.d táblázat). Ellenben a kanadai betyárkóró (*Coryza canadensis*) szárában meghatározó koncentrációkat mértünk vasból (Fe 1125 mg kg^{-1}), alumíniumból (Al 849 mg kg^{-1}), mangánból (Mn 134 mg kg^{-1}), cinkből (Zn 189 mg kg^{-1}) és bórból (B 106 mg kg^{-1}). A nagy őszi TF és relatív koncentráció értékek az elemek transzlokációja és szenescencia közötti kapcsolatra utalnak. A fent bemutatott viszonylag nagy relatív koncentrációk az SD.2 mintavételi terület potenciális szennyezettségével állhat kapcsolatban. A KC.-lagúna litorális zónájában található összes növény közül a lórom (*Rumex sp.*) vett fel a legtöbb cinket (Zn) és transzlokálta azt a felszín feletti frakciókba (3.e táblázat). A KC.1 szárból mértük a legnagyobb koncentrációt (491 mg kg^{-1}), amit a KC.4 virágban és KC.1 virágban detektált 186 mg kg^{-1} és 166 mg kg^{-1} koncentrációk követték. Lenyűgöző eredményre lettünk figyelmesek az ólom (Pb) esetében, mivel a gyökér és szár ólom koncentrációja detektálási határérték alatt volt, viszont a virágban $1,40\text{-}2,89 \text{ mg kg}^{-1}$ koncentrációkat mértünk. Így arra a következtetésre jutottunk, hogy a lórom sós talajon akár az ólom növényen belüli extrém

mértékű transzlokációra is képes. A lóromban detektált cink (Zn) koncentrációk megerősítik, hogy a cink antropogén eredetű forrásból származik. A sűrű tamariska (*Tamarix ramosissima*) elemanalíziséből származó adatok rendkívül hasonlóak a lórommal kapcsolatban említettekhez, mivel az hajtásában igen nagy koncentrációkban halmozta fel a cinket (Zn 48-199 mg kg⁻¹), illetve az ólom (Pb) transzlokációja is kimagasló. A tófonal (*Zanichellia palustris*) cink koncentrációja is kiemelendő, de a mangán (Mn) koncentrációja még annál is szignifikánsabb (1632 mg kg⁻¹). Az SD.1 káka (*Scirpus sp.*) és keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*) nagy mangán (Mn) és cink (Zn) koncentrációi felvetik az SD.1 háttér terület üledékének mérsékelt szennyezettségét, ami a duzzasztó műtárgy építésével lehet kapcsolatban, továbbá az SD.2 és KC.1 mintavételi pontokon mért értékek ezeknek a pontoknak a mangán és cink terhelésére is utalnak (3.f táblázat). Méréseink alapján mindkét növényfaj nagy mennyiségű vasat és alumíniumot képes raktározni a gyökérben.

5.6 Ökotoxikológiai tesztek eredményei

5.6.1 Kunszentmárton

A KM. ülepítő tórendszer toxikológiai monitorozására több évben is sor került, amelyek közül részletesen a legutóbbi, 2012-es eredményeket közlöm, illetve hasonlítjuk össze a korábban már publikált eredményekkel. A legutóbbi tesztjeink alkalmával egyik minta sem került a közepesen mérgező, vagy annál súlyosabb kategóriákba, viszont a KM.2 egység üledékmintái esetében három a gyengén toxikus kategóriába sorolható (17. táblázat). 2008-ban is a KM.2 egység mintáinál tapasztaltunk három esetben gyengén toxikus hatást, viszont ennél magasabb toxikológiai kategóriába egy minta sem tartozott (Csatári *et al.*, 2011). A 2009-es és 2010-es tesztek vagy stimuláló, vagy nem toxikus hatást indikáltak, viszont a 2010-es vízmintákkal kezelt csoportok vizsgálatánál gyengén toxikus hatást regisztráltunk (Lakatos *et al.*, 2011). Az üledékmintákban detektált nehézfémek közül egyedül a króm (Cr) okozhatna súlyos toxicitást, mivel annak koncentrációja elérte a 18690 mg kg⁻¹ értéket. Mivel ilyen nagy króm koncentrációk mellett sem a növények, sem a toxikológiai tesztek nem utaltak fennálló toxicitásra, ebből egyértelműen arra lehet következtetni, hogy az erősen toxikus Cr⁶⁺ redukálódott Cr³⁺ formává. A Cr³⁺ nehezen felvehető a növények által, illetve a növény szervezetébe történő bejutás esetében is csak kevésbé mérgező. Ez tette lehetővé, hogy a króm különösen a nád gyökerében extrém koncentrációkban akkumulálódott. Korábban Keresztúri (2004) bizonyította, hogy a mintavételi területünk üledékében a hat vegyértékű króm három vegyértékű formává alakult, a toxikológiai tesztek pedig ennek a pozitív folyamatnak a gyors és költség-hatékony monitorozását tették lehetővé.

17. táblázat. A *Sinapis alba* csíranövény teszt eredményei (gyökérnövekedés kontroll %-ban kifejezve), Kunszentmárton, 2012

	Minta	%	Toxikológiai kategória
KM.3	Üledék	124	stimuláló
	<i>Atriplex hastata</i> rizoszféra	95	nem t.
	<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	111	nem t.
	<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	109	nem t.
KM.2	Üledék	84	gyengén t.
	<i>Atriplex sagitata</i> rizoszféra	73	gyengén t.
	<i>Chenopodium album</i> rizoszféra	63	gyengén t.
	<i>Phragmites australis</i> rizoszféra	98	nem t.
	<i>Rumex crispus</i> rizoszféra	101	nem t.
	<i>Typha angustifolia</i> rizoszféra	111	nem t.
KM.1 kontroll	Üledék	85	nem t.

5.6.2 Kűcükcekmece

A víz-, talaj- és üledékminták közül a vízminták több esetben is gyengén vagy közepesen toxikus hatást fejtettek ki a csíranövényekre (18. táblázat). 2011-ben nem regisztráltunk közepesen toxikus hatást. Ezzel szemben a 2012-es vízminták közül a KC.2-KC.5 minták közepesen toxikus kategóriákba tartoznak. Mivel a sótartalom (lásd vezetőképesség) a nyári időszakban szignifikánsan nagyobb értékeket vett fel a KC.-lagúna vizében, így ennek eredménye lehet a csíranövények gyökérnövekedésére gyakorolt fokozott negatív hatás. A kadmium (Cd) és ólom (Pb) koncentrációjának megemelkedése is hozzájárulhatott ezekhez az eredményekhez a nyári időszakban.

18. táblázat. A *Sinapis alba* csíranövény teszt eredményei (gyökérnövekedés kontrol %-ban kifejezve), Kűcükcekmece, 2011- 2012

	2011			2012		
	Víz	Talaj	Üledék	Víz	Talaj	Üledék
KC.1	69 gyengén	122 stimuláló	108 nem t.	68 gyengén t.	146 stimuláló	162 stimuláló
KC.2	75 gyengén t.	-	-	56 közepesen t.	-	-
KC.3	107 nem t.	109 nem t.	112 nem t.	52 közepesen t.	90 nem t.	122 stimuláló
KC.4	77 gyengén t.	110 nem t.	87 nem t.	50 közepesen t.	119 stimuláló	71 közepesen t.
KC.5	86 nem t.	139 stimuláló	117 stimuláló	35 közepesen t.	194 stimuláló	97 nem t.
SD.2	123 stimuláló	77 gyengén t.	70 gyengén t.	119 stimuláló	74 közepesen t.	76 közepesen t.
SD.1	128 stimuláló	142 stimuláló	122 stimuláló	72 gyengén	114 nem t.	109 nem t.

Egyedül az SD.2 mintavételi hely üledék-és talajmintáiból készített kivonatok voltak gyengén toxikus hatással a csíranövényeink gyökérnövekedésére 2011-ben. Eredményeink alapján a következő évben a KC.4 üledék és SD.2 talaj és üledék eggyel súlyosabb toxikológiai kategóriákba voltak besorolhatók, aminek háttérében a réz és króm koncentrációinak megemelkedése állhat. Az általunk kapott eredményekből arra tudunk következtetni, hogy komoly akut toxicitás nem áll fenn a KC.-lagúna vize, üledéke és litorális talaja esetében, viszont a nyári leromlás a terület érzékenységre utal.

6 Új tudományos eredmények összefoglalása

A vizsgálataink során megállapítottuk, hogy...

1. A krómmal nagymértékben szennyezett, változékony környezeti paraméterekkel rendelkező területek in-situ fitoremediációjára (zöld borítás) leginkább a fészekvirágzatúak (Asteraceae), pászitfűvek (Poaceae), libatopfélék (Chenopodiaceae), keserűfűfélék (Polygonaceae), ajakosok (Lamiaceae) és ernyősök (Apiaceae) növénycsaládokba tartozó fajok lehetnek alkalmasak.
 - A bőrgyár ülepítő tórendszerének üledéke tömör, mégis jelentős detritusz tartalmú, jelenleg savas-gyengén savas, kis sótartalmú üledék, aminek króm koncentrációja a 18000 mg kg^{-1} értéket is eléri. A terület növényzetének faji diverzitása nagy, tizenegy mintavételi év alatt 97 növényfajt írtunk le, amiket 33 növénycsaládba lehetett sorolni. A legtöbb növény kis mennyiségű krómot vett fel, illetve transzlokált a hajtásba, így azok az elkerülés stratégiáját választva képesek voltak az üledék stabilizálására. A jelentős zöld borítás a defláció megakadályozásában is fontos szerepet játszott az évek alatt.
2. A krómmal szennyezett területek természetes regenerálódásában fontos szerepe van a vízborításnak, mivel az, pozitívan hat a növénytársulás természetes összetételére.
 - A 2004-ben kialakult vízborítás tartósságával az ülepítő tórendszeren a gyomfajok száma 2006-ban a korábbi 25 fajról négyre csökkent. 2004-ben a kísérő fajok száma már meghaladta a gyomfajok számát és a kettő közötti különbség a vízborítás tartósságával párhuzamosan nőtt. A vizes élőhely jellegű időszakokban a társulást 50-67 %-ban alkották természetes fajok, amíg ez az érték száraz időszakokban 20-39 % volt.
3. A nád (*Phragmites australis*) alkalmas a krómmal (Cr) extrém mértékben szennyezett területek in-situ fitostabilizációjára.
 - A növény nem az elkerülés stratégiáját használja, hanem a krómot nagy mennyiségben akkumulálja gyökerében, de annak hajtásba történő transzlokációja ICP-OES méréseink által bizonyítottan elhanyagolható.
 - A króm eloszlása a különböző frakciókban abszolút konzekvens mintázatot mutatott: gyökér ($227\text{-}1325 \text{ mg kg}^{-1}$) > rizóma ($22\text{-}28 \text{ mg kg}^{-1}$) > levél ($2,00\text{-}4,06 \text{ mg kg}^{-1}$) > szár ($1,45\text{-}1,50 \text{ mg kg}^{-1}$). A króm a kúccukcekecei minták esetében is a gyökérben halmozódott fel, a különbség a gyökér és többi frakció között szignifikáns volt.

4. A nád alkalmazható a lagúnák litorális zónáját veszélyeztető kémiai szennyezők fitostabilizációjára és biomonitorozására.
 - Az elemek korrelációját vizsgálva megállapítottuk, hogy nád elemfelvétele a nagy sótartalmú talajokból nem szelektív módon történik, ami lehetővé teszi, hogy a legtöbb kémiai szennyezőt, különösen a (Fe, Al, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb) akkumulálja a gyökérben.

5. A nád javasolható a bór (B) folyamatos fitoextrakciójára. Különösen olyan területek lehetnek érintettek, ahol a magas bórtartalom más nehézfémek jelenlétével is párosul.
 - A bór és a vezetőképesség között párhuzamot véltünk felfedezni, ami igazolja, hogy a bór sók formájában van jelen a KC.-lagúna területén. A víz nagy bór koncentrációjával ($703-1050 \mu\text{g L}^{-1}$) szemben a talaj (33 mg kg^{-1}) és üledék (28 mg kg^{-1}) koncentrációi elhanyagolhatóak voltak, viszont a nád hajtásában (87 mg kg^{-1} levél; 92 mg kg^{-1} gyökér; 49 mg kg^{-1} rizóma) jelentős bór koncentrációkat detektáltunk. A legtöbb esetben teljesült a transzlokációs faktor (TF) >1 . Az említett értékek a világ legnagyobb bórbányájának közelében megtelepedett nád állományokban mért koncentrációk több mint kétszerese. Az őszi időszakban szignifikánsan több bór halmozódott fel a nád hajtásában, így párhuzamot lehet vonni a folyamatos akkumuláció és szenescencia között.

6. A Küköckmece lagúna nagy sóartalma nincs negatív hatással a nád nehézfém felvételére (relatív koncentrációk, bioakkumulációs faktor, transzlokációs faktor), viszont a növekedésére, egyedszámra, levélszámára, víztartalmára és ez által, az állományok száraz biomasszájára igen.
 - A kevésbé sós (KM.1-2., KM.1 kontroll, SD.1) és sós (KC.3-KC.5) területeken megjelent állományok esetében a következő különbségeket állapítottuk meg: állomány denzitása (kevesbé sós $72-135 \text{ egyed m}^{-1}$, sós $18-33 \text{ egyed m}^{-1}$); egyedek magassága (kevesbé sós $2,18-3,89 \text{ m}$, sós $1,68-1,96 \text{ m}$); levélszám (kevesbé ingadozott: $9-13 \text{ egyed}^{-1}$) nedves tömeg (kevesbé sós $2,57-8,39 \text{ kg m}^{-2}$, sós $0,89-1,70 \text{ kg m}^{-2}$); víztartalom (kevesbé sós $37-57 \%$, sós $12-46 \%$). A száraz biomassza számításánál az előzőekben bemutatott eredmények közötti különbségek többszörösen összeadódnak (kevesbé sós $1,69-4,65 \text{ kg m}^{-2}$, sós $0,48-0,88 \text{ kg m}^{-2}$).

7. A közeg nagy sóartalma csökkenti a foszfor (P), nikkelt (Ni) és króm (Cr) transzlokációját a küköckmecei nád állományok egyedeiben.
 - Az eredményeket a vezetőképesség és transzlokációs faktorok (TF) közötti korrelációs vizsgálatokra alapozzuk.

8. Az ICP-OES berendezéssel mért relatív koncentrációk méréseit és a bioakkumulációs illetve transzlokációs faktorok számításait figyelembe véve a következő növényeket érdemes a továbbiakban is vizsgálni fitoremediációs szempontból.

- Keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*: Fe, Al, Zn és Cr fitostabilizációja); lórom (*Rumex sp.* - Mn fitostabilizációja, Zn, Pb fitoextrakciója); laboda fajok (*Atriplex sp.* - Zn fitoextrakciója és a legtöbb vizsgált kémiai szennyező fitostabilizációja, biomonitorozása); fehér libatop (*Chenopodium album* - Zn fitoextrakciója); süntök (*Echinocystis lobata*-Cu fitostabilizációja); kamilla (*Matricaria chamomilla* - Pb fitostabilizációja); őszirózsa fajok (*Aster sp.* - B, Zn, Ni fitoextrakciója); sás (*Carex sp.* - Mn, Ni, Cu fitostabilizációja, Zn fitoextrakciója); szittyó (*Juncus sp.* - Fe, Al, Mn, Zn, Ni szennyezés biomonitorozására alkalmas lagúnák litorális zónájában); szürke tamariska (*Tamarix ramosissima* - Zn fitoextrakciója); kanadai betyárkóró (*Coryza canadensis* - Fe, Al, Mn, Zn, B fitoextrakciója és biomonitorozása); tócsagaz (*Zanichellia palustris* - Zn, Mn nagymértékű felvétele, biomonitorozása).

9. A Kücükcekece-lagúna litorális zónája csekély mértékben szennyezett, a víz P, Fe, Mn, Cu és Ni több ponton mért nagy koncentrációja figyelmeztet, hogy a kémiai szennyezők hosszú távon komoly következményeket okozhatnak. A szennyező anyagok eloszlása szoros kapcsolatban áll a földhasználat típusával és ez a növénytípusokból mért koncentrációkkal is nyomon követhető.

- A litorális zóna talaja nagy homoktartalmú, ezáltal kis víztartó kapacitású sós talaj, amin keresztül a potenciális kémiai szennyező anyagok könnyen bemosódhatnak a lagúna vizébe. A víz szervesanyag-tartalma nagy és ez a talaj és üledék minták esetében is igaz. Legnagyobb koncentrációkat a KC.3-5. mintavételi pontoknál mértük, ami a mezőgazdasági és kommunális szennyezésre utal.

- Részletes elemanalízissel és az elemek egymással való korreláltatásával egyértelművé vált, hogy a Mn, Zn és Pb antropogén eredetűek. Ólomból egyértelműen a KC.1 és SD.2 (fontos közlekedési útvonalak) mintavételi pontoknál mértük a nagyobb koncentrációkat mind a talaj-, üledék- és növénytípusok esetében. A nád gyökerének Zn koncentrációja a korábban más szerzők által leírt értékek több százszorosát is eléri. A szennyező anyagok forrásaiként egyértelműen az ipari, közlekedési és mezőgazdasági tevékenységet, de leginkább a kommunális szennyvizet tudjuk megnevezni.

7 Összefoglalás

A Debreceni Egyetem korábbi Alkalmazott Ökológia Tanszékén 2005-ben kapcsolódtam be a kunszentmártoni bőrgyár nagy króm-tartalmú ülepítő-tórendszerét benépesítő növényfajok fitoremediációs vizsgálataiba, majd 2010-től Törökországban folytattam ilyen irányú kutatásaimat a Küçükçekmece lagúna környezeti állapotfelmérésével kapcsolatban. A vizsgálatok fő céljaként a mintavételi területek környezeti állapotfelmérését, illetve az azokon megtelepedő növényfajok (különös tekintettel a nádra) lehetséges fitoremediációs szerepének feltárását tűztük ki. A fitoremediáció során a természetben előforduló vagy génebeszeti úton előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztíthatjuk meg a természeti környezetünket a szerves vagy szerves kémiai szennyező anyagoktól. Magyarországon és Törökországban a fitoremediációs projektek R&D (kutatás és fejlesztés) fázisban tartanak, ezért is nagyon izgalmasnak találtam ezt a szakterületet. A Pannónia Rt. kunszentmártoni egykori bőrkikészítő és bőrfeldolgozó gyáranak szennyvíz-ülepítő-tórendszere kiválóan alkalmas fitoremediációs tanulmányokra, amit annak magas króm-tartalma tesz lehetővé.

A Küçükçekmece-lagúna Isztambul Avcılar és Küçükçekmece kerületei között elhelyezkedő, mintegy 16,5 km² vízfelülettel, illetve 5600 hektár közvetlen vízgyűjtő területtel rendelkező vizes élőhely. Számos korábbi kutatás eredményei alátámasztják, hogy a megváltozott földhasználat a vízgyűjtő terület szennyezését okozta, ami szoros kapcsolatban áll a lagúna vízminőségének rohamos romlásával, azonban több kémiai szennyező anyag együttes, átfogó vizsgálatára a vízben, üledékben, talajban és parti növényzetben korábban még nem került sor. A kutatásunkban kiemelt szerepet kapott a komplex, multidiszciplináris megközelítésmód.

A kunszentmártoni területen a három mintavételi pontot a hármas és kettős tőegységeken (KM.3 és KM.2), illetve egy háttér területen jelöltük ki (KM.1 kontroll). A kunszentmártoni terület növényzetének hosszú távú monitorozása lehetővé tette, hogy 11 év vegetáció-elemzésének eredményeit ismertessem a dolgozatban, a 2012-ben gyűjtött minták vizsgálatai pedig részletes elemzésre kerültek. A Küçükçekmece-lagúna környékén a mintavételi pontokat a területhasználati szempontból érdekes, karakterisztikus helyeken jelöltük ki, mivel célkitűzéseink között szerepelt a lehetséges nehézfém-források felderítése. Összesen hét mintavételi pontot határoztunk meg, ebből öt közvetlenül a Küçükçekmece lagúna területére esett (KC.1-KC.5), kettő pedig a Szaliderecsatorna mentén található (SD.1-SD.2). Ezeket a mintákat 2011 őszén és 2012 nyarán gyűjtöttük. A mintavétel mindkét területen a vegetáció-felméréssel kezdődött. Összeírtuk a fajlistát, amit később felhasználtunk a fajok

növénycsaládokba történő besorolásánál illetve a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák alapján történő elemzésnél.

A nád esetében részletes biomassza felmérés történt, amire a kvadrát módszert alkalmaztuk. Vizsgáltuk a nád egyedeinek magasságát, levélszámát, tömegét, víztartalmát, az állományok sűrűségét és végül meghatároztuk az egységnyi területen található biomassza mennyiségét. Az üledék- és talajminták szemcseméret szerinti besorolását hidrométer módszerrel végeztük. A víz, üledék és talajminták vezetőképességét és pH-ját terepi illetve laboratóriumi műszerekkel mértük. A laboratóriumban sor került a növényminták frakcionálására illetve szárítására, amit azok homogenizálása követett. Az így kapott mintákat analitikai tisztaságú salétromsav hozzáadásával roncsoltuk BERGHOF-MWS4 zárt roncsolóban, majd a kémiai szennyezők koncentrációit (P, B, Fe, Al, Mn, Cu, Ni, Cr, Pb) ICP-OES berendezéssel mértük. A Kükükcekecece lagúnából vett vízmintákat nem roncsoltuk és a fent említett elemeken kívül a kadmiumot (Cd) is mértük. A kapott eredményekből kiszámoltuk minden egyes elemre a nád bioakkumulációs faktorát (BAF) és transzlokációs faktorát (TF). A vizsgált paraméterek komplex elemzéséből tudtunk következtetni növényfajok fitoremediációs szerepére. *Sinapis alba* csíranövény teszttel vizsgáltuk a víz, üledék és talajminták esetleges toxikus hatását.

A kunszentmártoni mintavételi terület esetében megállapítottuk, hogy annak üledéke tömör, mégis jelentős detritusz tartalmú, jelenleg savas-gyengén savas, kis sótartalmú üledék, aminek króm koncentrációja a 18000 mg kg^{-1} értéket is elérte. A terület növényzetének faji diverzitása nagy volt, tizenegy mintavételi év alatt 97 növényfajt írtunk le, amiket 33 növénycsaládba lehetett sorolni. A legtöbb növény kis mennyiségű krómot vett fel illetve transzlokált a hajtásba, így azok az elkerülés stratégiáját választva képesek voltak az üledék stabilizálására. A vizes élőhely jellegű időszakokban a társulást 50-67 %-ban alkották természetes fajok, amíg ez az érték száraz időszakokban 20-39 %-ra csökkent. Ebből arra következtetünk, hogy krómmal szennyezett területek természetes regenerálódásában fontos szerepe van vízborításnak, mivel, az pozitívan hat a növénytársulás természetes összetételére. A legnagyobb króm koncentrációkat a nádban mértük. A króm eloszlása a különböző frakciókban abszolút konzekvens mintázatot mutatott: gyökér ($227-1325 \text{ mg kg}^{-1}$) > rizóma ($22-28 \text{ mg kg}^{-1}$) > levél ($2,00-4,06 \text{ mg kg}^{-1}$) > szár ($1,45-1,50 \text{ mg kg}^{-1}$). A nádat (*Phragmites australis*) alkalmasnak találtuk a krómmal (Cr) extrém mértékben szennyezett területek in-situ fitostabilizációjára. Mivel ilyen nagy króm koncentrációk mellett sem a növények, sem a toxikológiai tesztek nem utaltak fennálló toxicitásra, ebből egyértelműen arra lehet következtetni, hogy az erősen toxikus Cr^{6+} redukálódott Cr^{3+} formává.

A Kükükcekece-lagúna litorális zónájának talaja nagy homoktartalmú, ezáltal kis víztartó kapacitású sós talaj, amin keresztül a potenciális kémiai szennyezők könnyen bemosódhatnak a lagúna vizébe. A Kükükcekece lagúna litorális zónája csekély mértékben szennyezett, a víz több ponton mért nagy P, Fe, Mn, Cu és Ni koncentrációja figyelmeztet, hogy a kémiai szennyezők hosszú távon komoly következményeket okozhatnak. Ezt a megállapításunkat a *Sinapis alba* toxikológiai teszt eredményei is alátámasztották, mivel több esetben is gyengén toxikus kategóriákba lehetett sorolni a mintáinkat. A szennyező anyagok eloszlása szoros kapcsolatban állt a földhasználat típusával és ezt a növénymintákból mért koncentrációkkal is nyomon lehetett követni. A szennyező anyagok forrásaiként egyértelműen az ipari, közlekedési és mezőgazdasági tevékenységet, de leginkább a kommunális szennyvizet tudjuk megnevezni. A lagúna nagy sótartalma nem volt negatív hatással a nád nehézfém felvételére (relatív koncentrációk, bioakkumulációs faktor, transzlokációs faktor), viszont a növekedésére, egyedszámra, levélszámára, víztartalmára és ez által, az állományok száraz biomasszájára igen. Az elemek korrelációját vizsgálva megállapítottuk, hogy nád elemfelvétele a nagy sótartalmú talajokból nem szelektív módon történik, ami lehetővé teszi, hogy a legtöbb kémiai szennyezőt, különösen a (Fe, Al, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb) akkumulálja a gyökérben. Eredményeink azt mutatták, hogy a közeg nagy sótartalma csökkenti a foszfor (P), nikkelt (Ni) és króm (Cr) transzlokációját a kükükcekecei nád állományok egyedeiben.

A kutatás során mértük a kémiai szennyezők koncentrációit az összes begyűjtött növényfaj egyedeinke frakcióiból és az eredményeket alapos elemzésnek vetettük alá. Így tudtuk kiválasztani az általunk fitoremediációra, vagy legalábbis ilyen irányú kutatásokra javasolt növényfajokat: keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia* - Fe, Al, Zn és Cr fitostabilizációja); lórom (*Rumex sp.* - Mn fitostabilizációja, Zn, Pb fitoextrakciója); laboda fajok (*Atriplex sp.* - Zn fitoextrakciója és a legtöbb vizsgált kémiai szennyező fitostabilizációja, biomonitorozása); fehér libatop (*Chenopodium album* - Zn fitoextrakciója); süntök (*Echinocystis lobata* - Cu fitostabilizációja); Kamilla (*Matricaria chamomilla* - Pb fitostabilizációja); őszirózsa fajok (*Aster sp.* - B, Zn, Ni fitoextrakciója); sás (*Carex sp.* - Mn, Ni, Cu fitostabilizációja, Zn fitoextrakciója); szittyó (*Juncus sp.* - Fe, Al, Mn, Zn, Ni szennyezés biomonitorozására alkalmas lagúnák litorális zónájában); szürke tamariska (*Tamarix ramosissima*- Zn fitoextrakciója); kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis*- Fe, Al, Mn, Zn, B fitoextrakciója és biomonitorozása); tócsagaz (*Zanichellia palustris*-Zn, Mn nagymértékű felvétele, biomonitorozása).

8 Summary

The purpose of this research was to explore the phytoremediation potential of various plant species growing on a Hungarian and a Turkish polluted areas. Phytoremediation is a cost effective environmental clean-up strategy in which capable plant species are employed to remove toxic contaminants or reduce the dangers caused by their harmful impacts. The phytoremediation projects are still in R&D phase both in Hungary and Turkey, therefore the exploration of new ways of possible applications is very important. The secondary sedimentation pond system of the former leather factory (Pannónia Rt.) located near the Hungarian town Kunszentmárton was the first research area. It is an excellent reference area for phytoremediation studies, since it has been highly contaminated by chromium. The second sampling area was the Küçükçekmece Lagoon, which is the second largest lagoon of Istanbul, Turkey, and located between Küçükçekmece and Avcılar districts on the European side of the city. We aimed to evaluate the present environmental condition of the lagoon and the potential role of its littoral vegetation in the phytofiltration and bioretention of inorganic pollutants (P, B, Fe, Al, Mn, Zn, Ni, Cu, Cr, Pb). Special attention was payed to the stands of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (common reed). Complex study with similar aims to ours has never been carried out about Küçükçekmece lagoon.

Three sampling sites have been selected in Kunszentmárton, two on the contaminated ponds (KM.2, KM.3) and one control site (KM.1 control) located nearby the sedimentation ponds. Long term monitoring of the plant cover including eleven sampling years has been carried out on these sites, and data of the sediment and plant samples collected in 2012 are presented in details. Seven sampling locations were selected altogether at various distances from Marmara Sea; five sites at the littoral region of KC. (KC.1-5) and two sites at Sazlıdere Stream (SD.1-2). Sampling sites of Küçükçekmece Lagoon were appointed by considering the land use type, thus littoral zone of the lagoon was studied close to traffic routes (KC.1 and SD.2), industrial (KC.3) agricultural (KC.4) and domestic (KC.5) areas, respectively. The pH, EC and elemental concentrations of water, sediment and littoral soil samples (depth of 0-10 cm and 10-20 cm) were measured in both sampling years (2011 autumn-2012 summer) In addition, elements in all organs of *P. australis* (rhizome, root, stem, leaf, panicle) were studied separately and their distributions are presented in this dissertation. We applied several statistical analyses to discover correlations, differences and linkages among the investigated parameters.

Scientific protocols were consequently applied for all sample types in both areas. Species lists have been described and species were classified by using the

Simon-Nature Conservational Values (TVK). The random quadrat method provided the grounds for the biomass studies of *P. australis* (height-, leaf number-, weight-, water content of individuals; density of the stands, dry biomass m⁻²). Hydrometer method was applied to investigate the texture of the soil and sediment samples. The electrolytic conductivity (EC) and pH of the samples were measured with portable and laboratory devices. Extra pure nitric-acid was added to all samples (except water) which were processed through wet digestion in BERGHOF MWS-4 closed microwave oven. The elemental composition of the samples was measured by ICP-OES instrument. Bioaccumulation factors (BAF) and translocation factors (TF) were calculated for each element. The phytoremediation potential of the investigated plant species was evaluated by using a multidisciplinary mind-set. *Sinapis alba* germination tests were set up in order to evaluate the toxic effect of water samples, soil-and sediment extracts. The sediments of the sampling sites of Kunszentmárton are aggregated, however contained high amount of detritus. The pH was found slightly acidic and based on the EC values these can be described as non-salty sediments. The chromium concentrations of many of these samples raised above 10000 mg kg⁻¹ with a maximum value 18000 mg kg⁻¹. The diverse species composition referred to the adaptation strategies of the described species. Altogether 97 plant species were identified during the eleven years of sampling, which refer to the presence of 33 plant families.

Most of the plants accumulated and translocated low amount of chromium, thus they were able to stabilize the sediment by using the strategy of exclusion. The plant association was mainly composed by natural species during the wet periods (50-67 %), but their presences were considerably dropped in the drought years (20-39 %). From these results it can be concluded, that water abundance is beneficial for the natural composition of the plant associations growing on chromium contaminated areas. The highest chromium concentrations were detected in the organs of *P. australis*. The distribution of chromium among the plant parts were consequent: root (227-1325 mg kg⁻¹) > rhizome (22-29 mg kg⁻¹) > leaf (2,00-4,06 mg kg⁻¹) > stem (1,45-1,50 mg kg⁻¹). In our opinion, the common reed is highly applicable in the in-situ phytostabilization of areas with heavy pollution of chromium. Since neither the studied plants, nor the *Sinapis alba* test plants did not show toxic symptoms, it can be concluded, that the strongly toxic Cr⁶⁺ form has been reduced to the non-toxic Cr³⁺ form.

Küçükcekmece Lagoon is slightly polluted by heavy metals but their accumulation in the sediment reveals the existence of continuous inputs. Anthropogenic origin of Mn, Zn, Cu and Pb was proven by statistical analyses, however high concentration of the most of the other elements in the organs of *P. australis* suggesting their anthropogenic origin too. The massive increase of Zn within few years reveals the trend that urban lagoons are still posed to

continuous inputs of heavy metals. High P concentrations of the samples appoint linkages between heavy metals and domestic wastewater discharge. Traffic and domestic activities are thought to be the major sources of inorganic chemical pollutants. The *P. australis* stand of Küçükçekmece Lagoon area was able to take up and accumulate the heavy metals in high concentrations, thus our results clearly revealed the importance of the extensive littoral reed stands in the phytofiltration and bioretention of inorganic pollutants. *P. australis* found to be meaningful root accumulator for Al, Mn, Zn, Cu and Ni, which are important from the point of view of long term retention and in situ phytostabilization. This research extends our knowledge of the uptake and distribution of heavy metals in the organs of *P. australis* growing under saline environmental conditions.

Based on our study we can recommend several plant species for various phytoremediation strategies: *Typha angustifolia* (phytostabilization of Fe, Al, Zn and Cr); *Rumex sp.* (phytostabilization of Mn and phytoextraction of Zn and Pb); *Atriplex sp.* (phytoextraction of Zn, phytostabilization of most of the observed elements); *Chenopodium album* (phytoextraction of Zn); *Echinocistys lobata* (phytostabilization of Cu); *Matricaria chamomilla* (phytostabilization of Pb); *Aster sp.* (phytoextraction of B, Zn, Ni); *Carex sp.* (phytostabilization of Mn, Ni and Cu); *Juncus sp.* (biomonitoring of Fe, Al, Mn, Zn and Ni); *Tamarix ramosissima* (phytoextraction of Zn); *Conyza canadensis* (phytoextraction and biomonitoring of Fe, Al, Mn, Zn, B); *Zanichellia palustris* (considerable uptake and biomonitoring of Zn and Mn).

9 Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőimnek *Dr.habil. Lakatos Gyulának* és *Dr. Gülriz Baycu*-nak a doktori kutatásomban nyújtott segítségüket, ami nélkül a jelen dolgozat nem valósulhatott volna meg. *Dr.habil. Lakatos Gyula* 2005-óta koordinálta tudományos tevékenységemet és támogatásának, illetve felkészítésének köszönhetően számos diákköri konferencián sikereket értünk el, ami talán a legfontosabb ösztönző erő volt a doktori kutatás és PhD ösztöndíj elkezdéséhez. Ez alatt a tíz év alatt Tanár úrra bármikor számíthattam, hozzá szakmai és magánéleti témákban egyaránt fordulhattam. Tanár úr példa értékű szakmai tevékenysége, hozzáállása inspiráció volt számomra. Egy olyan „útravalót” kaptam Tanár úrtól, ami szakmai jövőmet és sikereimet alapozta meg. Mindezért hálás köszönettel tartozom *Dr. Gülriz Baycu*-nak köszönhetem „életem újrakezdését” Isztambulban. *Gülriz* támogatásának köszönhetem, hogy az Erasmus ösztöndíj után a török kutatói konzulátus külföldi ösztöndíjasa lehettem, ami keretén belül a doktori dolgozatomhoz szükséges új kutatásokat végeztük. Neki köszönhetem, hogy szeretetével és szakmai tudásomba vetett hitével elérte, hogy külföldiként jelenleg az Isztambuli Egyetem kutatóként alkalmaz. Szakmai segítsége nélkül ez a doktori dolgozat nem jöhetett volna létre.

Köszönet illeti *Prof. Dr. Szabó Szilárdot* aki nemcsak a dolgozat illetve publikációink statisztikai elemzéseiben segített, de akivel bármilyen szakmai és szakmán kívüli témáról kötetlenül el tudtam beszélgetni.

Köszönettel tartozok a Debreceni Egyetem egykori Alkalmazott Ökológiai Tanszék munkatársainak szakmai támogatásukért. *Kovácsné Gábor Anikónak*, aki sokat segített a laboratóriumban a kunszentmártoni minták feldolgozásában. *Keresztúri Péternek*, *Gyulai Istvánnak*, *Czudar Anitának*, *Igaz Titusznak*, *Veres Zoltánnak*, *Kundrát Tamásnak*, akik a kunszentmártoni kutatásban, különösen a mintavételekben segítettek, illetve akikkel egy csapatot alkottunk. *Krátki Zsolt* barátomnak köszönöm, hogy segített a mintavételekben, végig motivált engem, és még a laborban is velem éjszakázott annak ellenére, hogy nem szakmabeli. *Hatala Teodórának*, *Bota Klaudiának* és *Oláh Csaba* barátomnak köszönöm, hogy mindig segítettek az ügyintézésben, így távollétem ellenére sem okozott gondot a doktori fokozatszerzés adminisztratív lebonyolítása. *Hrabovszki György* és *Tóth Dániel* barátaimnak köszönöm, hogy hittek bennem és lelkesítő

szavaikkal átsegítették a nehéz időszakokon. *Kovács Koppány* barátomnak és édesapjának *Kovács Jánosnak* köszönöm, hogy Debrecenben náluk mindig otthonra találtam, így nyugodtan tudtam készülni a doktori szigorlatra és védésekre.

Köszönöm *Prof. Dr. Yusuf Serengil*-nek a szakmai tanácsokat, *Prof. Dr. Doganay Tolunay*-nak és *Prof. Dr. Ender Makineci*-nek pedig különösen a kükükcekecei minták talaj és üledék vizsgálataiban nyújtott segítségét köszönöm. Köszönettel tartozom *Tugce Agba*-nak, aki nemcsak az isztambuli mintavételekben, hanem az ICP-OES analízisben is sokat segített, továbbá akire Isztambulban barátként számíthattam.

Hálásan köszönöm családomnak a feltétel nélküli biztatást, támogatást és szeretetet, amelyek nélkülözhetetlenek voltak e dolgozat létrejöttéhez. Biztatásáért, támogatásáért és türelméért külön köszönet illeti *Dr. Zeynep Taysun*-t, aki távolléteim, az éjszakába nyúló laborozásaim és dolgozatírásom mellett is kitartó társam volt.

Jelen munka a török kutatói konzulátus (TÜBITAK 2216-Külföldi Fialal Kutatói Ösztöndíj / 2010-2011) és az Isztambuli Egyetem (BAP-IRP 19869-Nemzetközi Kutatói Projekt / 2012-2014) támogatásával valósult meg.

Az értekezésemet szeretném *Dr. Szűcs István* keresztapám (†, állatorvos) és *Dr. Kurucz Béla* bácsi (†, geológus) emlékeinek ajánlani, akik hatalmas szívük, kitartásuk és szaktudásuk miatt örök példaképeim.

10 Irodalomjegyzék

- Ágoston N., Csatári I., Páka Sz., Czudar A. (2008). Petrolkémiai eredetű szennyvizek tisztítása. *Hidrológiai Közlöny*, 8(6), 26-28.
- Ahumada, R., Rudolph, A. (2004). Trace metals and other constitutive components in two sediment cores from a remote glacier-fed estuarine lagoon in southern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(2), 231-236.
- Almeida, C. M. R., Mucha, A. P., Vasconcelos, M. T. (2011). Role of different salt marsh plants on metal retention in an urban estuary (Lima estuary, NW Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(2), 243-249.
- Alparslan, E., Coskun, H. G., Alganci, U. (2009). Water quality determination of Küçükçekmece Lake, Turkey by using multispectral satellite data. *The Scientific World Journal*, 9, 1215-1229.
- Asaeda, T., Hietz, P., Tanaka, N., Karunaratne, S. (2002). Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. *Aquatic Botany*, 73(3), 223-239.
- Asaeda, T., Manatunge, J., Roberts, J., Hai, D. N. (2006). Seasonal dynamics of resource translocation between the aboveground organs and age-specific rhizome segments of *Phragmites australis*. *Environmental and Experimental Botany*, 57(1), 9-18.
- Baker, A. J. M., Brooks, R. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- Batty, L.C., Younger, P.L. (2004). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in Mine Water Treatment Wetlands: Effects of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, 132, 85-93.
- Baycu, G., Tolunay, D., Ozden, H., Csatári, I., Karadag, S., Agba, T., Rognes, S.E. (2014). An abandoned copper mining site in Cyprus and assessment of metal concentrations in plants and soil. *International Journal of Phytoremediation*, 17 (7), 622-631.
- Bini, C., Maleci, L., Romanin, A. (2008). The chromium issue in soils of the leather tannery district in Italy. *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2), 194-202.
- Bíró, I., Takács, T. (2007). Study of heavy metal uptake of *Populus nigra* in relation to phytoremediation. *Cereal Research Communications*, 35(2), 265-268.

- Bíró, B., Pacsuta, P., Simon, L. (2007). Sensitive or tolerant adaptation of *Rhizobium* bacteria as a function of the short- or long-term loads of the zinc metal salt. *Cereal Research Communications*, 35(2), 261-264.
- Bonanno, G., Giudice, R. L. (2010). Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. *Ecological Indicators*, 10(3), 639-645.
- Bonanno, G. (2011). Trace element accumulation and distribution in the organs of *Phragmites australis* (common reed) and biomonitoring applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(4), 1057-1064.
- Bonanno, G. (2013). Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 124-130.
- Bragato, C., Brix, H., Malagoli, M. (2006). Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, 144(3), 967-975.
- Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M., Malagoli, M. (2009). Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination*, 246(1), 35-44.
- Brooks, R. R., Chambers, M. F., Nicks, L. J., Robinson, B. H. (1998). Phytomining. *Trends in Plant Science*, 3(9), 359-362.
- Brooks, R. R., Lee, J., Reeves, R. D., Jaffre, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 7, 49-57.
- Burken, J. G., Schnoor, J. L. (1996). Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates. *Journal of Environmental Engineering*, 122(11), 958-963.
- Campos, H., Soto, D., Parra, O., Steffen, W., Aguero, G. (1995). Limnological studies of Amarga lagoon, Chile: a saline lake in Patagonian South America. *International Journal of Salt Lake Research*, 4(4), 301-314
- Canedo-Arguelles, M., Rieradevall, M., Farres-Corell, R., Newton, A. (2012). Annual characterisation of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, 59-69.

- Coskun, H. G., Alganci, U., Usta, G. (2008). Analysis of land use change and urbanization in the Küçükçekmece water basin (Istanbul, Turkey) with temporal satellite data using remote sensing and GIS. *Sensors*, 8(11), 7213-7223.
- Csatári, I., Keresztúri, P., Tóth, A., Lakatos, Gy. (2009). Accumulation of heavy metals in different parts of plants species. *Trace Elements in the food chain*, 3, 292-296.
- Csatári I., Keresztúri P., Tóth A., Lakatos Gy. (2010). Kunszentmártoni nehézfémekkel szennyezett terület ökotoxikológiai vizsgálatára és vegetációjának analízise. *VI. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia, Konferencia kötet* 93-98.
- Csatári, I., Keresztúri, P., Tóth, A., Czudar, A., Lakatos Gy. (2011). Ecotoxicological investigation and analysis of vegetation of heavy metal contaminated area at Kunszentmárton. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 21(1), 95-100.
- Csatári, I., Gulriz, B., Makineci, E., Szabó, Sz., Tolunay, D., Lakatos, Gy. (2015a). Nitrogen and carbon concentrations in the samples of soil, sediment and *Phragmites australis* (common reed) from Küçükçekmece Lagoon area (Istanbul, Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 2(4B), 1558-1564.
- Csatári, I., Gulriz, B., Makineci, E., Szabó, Sz., Tolunay, D., Lakatos, Gy. (2015b). Role of the littoral *Phragmites australis* stands in the filtration of inorganic pollutants at Küçükçekmece Lagoon in Istanbul, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (benyújtva)
- Czudar, A., Gyulai, I., Keresztúri, P., Csatári, I., Serra-Paka, Sz., Lakatos, Gy. (2011). Removal of organic materials and plant nutrients in a constructed wetland for petrochemical wastewater treatment. *Studia Universitatis "Vasile Goldiş" Seria Ştiinţele Vieţii*, 21(1), 109-114.
- Demirci, A., McAdams, M. A., Alagha, O., Karakuyu, M. (2006). The relationship between land use change and water quality in Küçükçekmece Lake Watershed. *4th GIS Days in Türkiye*, Szeptember 13-16.
- Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K. C., Ensley, B. (1997). Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science & Technology*, 31(12), 3468-3474.
- Dushenkov, S., Kapulnik, Y. (2000). Phytoremediation of metals. *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean-up the environment*. IR a. BD Ensley.

- Elzinga, C. L., Salzer, D. W., Willoughby, J. W. (1998). *Measuring & Monitoring Plant Populations*.
- Ernst, W. H. O. (1996). Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11(1), 163-167.
- Farmer, J. G., Paterson, E., Bewley, R. J. F., Geelhoed, J. S., Hillier, S., Meeussen, J. C. L., Graham, M. C. (2006). The implications of integrated assessment and modelling studies for the future remediation of chromite ore processing residue disposal sites. *Science of the Total Environment*, 360(1), 90-97.
- Felföldy L. (1974). A Biológiai Vízminősítés. VHB 3, VÍZDOK, Budapest
- Felföldy L. (1987). A Biológiai Vízminősítés. 4. javított és bővített kiadás. VHB 3, VÍZDOK, Budapest
- Fertig, B., O'Neil, J. M., Beckert, K. A., Cain, C. J., Needham, D. M., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C. (2013). Elucidating terrestrial nutrient sources to a coastal lagoon, Chincoteague Bay, Maryland, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 116, 1-10.
- Field, A. (2009). *Discovering statistics using SPSS*. Sage publications.
- Fogli, S., Marchesini, R., Gerdol, R. (2002). Reed (*Phragmites australis*) decline in a brackish wetland in Italy. *Marine Environmental Research*, 53(5), 465-479.
- Gessner, M. O. (2001). Mass loss, fungal colonisation and nutrient dynamics of *Phragmites australis* leaves during senescence and early aerial decay. *Aquatic Botany*, 69(2), 325-339.
- Ghosh, M., Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian Journal of Energy and Environment*, 6(4), 214-231.
- Glasby, G. P., Szefer, P., Geldon, J., Warzocha, J. (2004). Heavy-metal pollution of sediments from Szczecin Lagoon and the Gdansk Basin, Poland. *Science of the Total Environment*, 330(1), 249-269.
- Glass, D. J. (2000). Economic potential of phytoremediation. *Phytoremediation of Toxic Metals*, 15-31.
- Gorai, M., Ennajeh, M., Khemira, H., Neffati, M. (2010). Combined effect of NaCl-salinity and hypoxia on growth, photosynthesis, water relations and

- solute accumulation in *Phragmites australis* plants. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205(7), 462-470.
- Green-Ruiz, C., Paez-Osuna, F. (2001). Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellon coastal system (SE Gulf of California). *Environment International*, 26, 265-273.
- Grill, E., Winnacker, E. L. Zenk, M. H. (1988). Occurrence of heavy metal-binding phytochelatins in plants growing in mining refuse area. *Experientia*, 44, 539-540.
- Hanganu, J., Mihail, G., Coops, H. (1999). Responses of ecotypes of *Phragmites australis* to increased seawater influence: a field study in the Danube Delta, Romania. *Aquatic Botany*, 64(3), 351-358.
- Hartzendorf, T., Rolletschek, H. (2001). Effects of NaCl-salinity on amino acid and carbohydrate contents of *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 69(2), 195-208.
- Jia, J., Gao, J.H., Liu, Y.F., Gao, S., Yang, Y. (2012). Environmental changes in Shamei Lagoon, Hainan Island, China: Interactions between natural processes and human activities. *Journal of Asian Earth Sciences*, 52, 158-168.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants. *Boca Raton, Florida: CRC Press*.
- Karaoz, O. (1989a) Laboratory analysis methods of some physical soil properties related to water holding capacity. *Review of the Faculty of Forestry, University of Istanbul*, 39(B2), 133–144. [Török nyelven].
- Karaoz, O. (1989b) Analysis methods of some chemical soil properties (pH, carbonates, salinity, organic matter, total nitrogen, available phosphorus). *Review of the Faculty of Forestry, University of Istanbul*, 39(B3), 64–82. [Török nyelven].
- Kátai J. (2011). Alkalmazott talajtan (oktatási segédanyag), *Debreceni Egyetem, Nyugat Magyarországi Egyetem*, 1-114.
- Keresztúri P. (2004). Krómtartalmú üledék fitoremediációjának vizsgálata (1998-2001). Doktori (PhD.) értekezés, Debreceni Egyetem, 125
- Keresztúri, P., Csatári, I., Serra Páka, Sz., Lakatos, Gy. (2008). Strategies of heavy metal uptake by different plant functional groups. *Cereal Research Communications*, 36, 1323-1326.
- Kneer, R., Zenk, M. H. (1992). Phytochelatins protect plant enzymes from heavy metal poisoning. *Phytochemistry*, 31(8), 2663-2667.

- Kolay, P. K., Singh, H. (2010). Studies of lagoon ash from Sarawak to assess the impact on the environment. *Fuel*, 89(2), 346-351.
- Kramer, U. (2005). Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 16(2), 133-141.
- Kramer U. (2010). Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology* 61, 517-534.
- Laing, G., Van de Moortel, A. M. K., Moors, W., De Grauwe, P., Meers, E., Tack, F. M. G., Verloo, M. G. (2009). Factors affecting metal concentrations in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the Scheldt estuary. *Ecological Engineering*, 35(2), 310-318.
- Lakatos Gy. 1987. Környezetbiológiai vizsgáló módszerek I., (oktatási segédanyag), Debrecen, 1-45.
- Lakatos, Gy., Kiss, M. K., Kiss, M., Juhász, P. (1997). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. *Water Science and Technology*, 35(5), 331-336.
- Lakatos, Gy., Mészáros, I., Papp, L., Simon, L., Kiss, M., Veres, Sz. (1999). Application of phytoremediation process to chromium-contaminated sediment. Proc. 5th International Conference On The Biogeochemistry of Trace Elements; Vienna 99, 910-911.
- Lakatos, Gy., Mészáros, I., Simon, L., Tóth, A., Kiss, M. (2001). Phytoremediation and phytoextraction as new methods in environmental protection. *Acta Pericemonologica Debrecina*, 1, 100-106.
- Lakatos, Gy., Keresztúri, P., Csatári, I., Tóth, A. (2008). Theory of phytoremediation and its Hungarian practice. *Cereal Research Communications*, 36, 1339-1342.
- Lakatos, Gy., Csatári, I., Igaz, T., Gyulai, I., Mészáros, I. (2011). Studies on phytoremediation in a chromium contaminated area in Hungary. *International Review of Applied Sciences and Engineering*, 2(2), 111-116.
- Lee, B. H., Scholz, M. (2007). What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecological Engineering*, 29(1), 87-95.
- Lissner, J., Schierup, H. H., Comin, F. A., Astorga, V. (1999). Effect of climate on the salt tolerance of two *Phragmites australis* populations.: I. Growth, inorganic solutes, nitrogen relations and osmoregulation. *Aquatic Botany*, 64(3), 317-333.

- Maanan, M., Zourarah, B., Carruesco, C., Ajjane, A., Naud, J. (2004). The distribution of heavy metals in the Sidi Moussa lagoon sediments (Atlantic Moroccan Coast). *Journal of African Earth Sciences*, 39(3), 473-483.
- Maanan, M., Saddik, M., Maanan, M., Chaibi, M., Assobhei, O., Zourarah, B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616-626.
- Marchand, L., Nsanganwimana, F., Cook, B. J., Vystavna, Y., Huneau, F., Le Coustumer, P., Mench, M. (2014). Trace element transfer from soil to leaves of macrophytes along the Jalle d'Eysines River, France and their potential use as contamination biomonitors. *Ecological Indicators*, 46, 425-437.
- Mauchamp, A., Mesleard, F. (2001). Salt tolerance in *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany*, 70(1), 39-52.
- Moore, J.W., Ramamoorthy, S., (1984). Heavy metals in natural waters. *Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-Verlag, New York, 58-76.
- Morrison, R. J., Narayan, S. P., Gangaiya, P. (2001). Trace element studies in Laucala bay, Suva, Fiji. *Marine Pollution Bulletin*, 42(5), 397-404.
- Naár, Z., Biró, B. (2006). Species composition of indigenous Trichoderma fungi affected by Cd, Ni and Zn heavy metals in calcareous chernozem soil. *Agrokémia és Talajtan*, 55(1), 261-270.
- Ozcalkap, S., Temel, M. (2011). Seasonal changes in zooplankton community structure in Lake Küçükçekmece, Istanbul, Turkey. *TUBITAK Research Article*, 35, 689-700.
- Pehlivan, R., Yilmaz, O. (2004). Geochemistry and mineralogy of bottom sediments in the Küçükçekmece Lake, Istanbul, Turkey. *Geochemistry International C/C of Geokhimia*, 42, 1099-1106.
- Philipp, K. R., Field, R. T. (2005). *Phragmites australis* expansion in Delaware Bay salt marshes. *Ecological Engineering*, 25(3), 275-291.
- Polge, N., Sukatar, E., Soyly, E.N., Gonulal, A. (2010). Epipellic algal flora in the Küçükçekmece Lagoon. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10, 39-45.
- Prasad, M. N. V., de Oliveira Freitas, H. M. (2003). Metal hyperaccumulation in plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, 6(3), 285-321.

- Prasad, M. N. V. (2008). *Trace elements as contaminants and nutrients: consequences in ecosystems and human health*. John Wiley & Sons.
- Pulford, I. D., Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Environment International*, 29(4), 529-540.
- Rabnecz Gy., Papp B., Végváry G. (2007). Comparison of heavy metal deposition by large scale biomonitoring in Europe and tropical Africa. *Cereal Research Communications*, 35(2), 961-965.
- Rezvani, M., Zaefarian, F. (2011). Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in '*Aeluropus littoralis*'. *Australian Journal of Agricultural Engineering*, 2(4), 114.
- Robinson, B. H., Brooks, R. R., Clothier, B. E. (1999). Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya coddii*: potential use for phytomining and phytoremediation. *Annals of Botany*, 84(6), 689-694.
- Ruiz, F., Abad, M., Olías, M., Galan, E., Gonzalez, I., Aguila, E., Cantano, M. (2006). The present environmental scenario of the Nador Lagoon (Morocco). *Environmental Research*, 102(2), 215-229.
- Sachs, J. (1865). Wirkung des Lichtes auf die Blütenbildung unter Vermittlung der Laubblätter. *Bot. Ztg*, 23, 117-121.
- Sahmurova, A., Celik, M., Allahverdiyev, S. (2013). Determination of the accumulator plants in Küçükcekmece Lake (Istanbul). *African Journal of Biotechnology*, 9(39), 6545-6551.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature biotechnology*, 13(5), 468-474.
- Salt, D. E., Smith, R. D., Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 49(1), 643-668.
- Santruckova, H., Picek, T., Simek, M., Bauer, V., Kopecky, J., Pechar, L., Lukavska, J., Cizkova, H. (2001). Decomposition processes in soil of healthy and a declining *Phragmites australis* stand. *Aquatic Botany*, 69, 217-234.
- Shumilin, E., Paez-Osuna, F., Green-Ruiz, C., Sapozhnikov, D., Rodriguez-meza, G. D., Godinez-orta, L. (2001). Arsenic, antimony, selenium and other trace elements in sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula of Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 42(3), 174-178.

- Simon, L., Prokisch, J., Szegvári, I. (2000). Study of the phytoextraction of chromium from contaminated soil. *In: Proc. 9. International Trace Elements Symposium, Budapest, 239-255.*
- Simon L. (2004). Fitoremediáció. *Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító, 2318, 1-59.*
- Simon, L. (2005). Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environmental Geochemistry and Health, 27(4), 289-300.*
- Simon, L., Tamás, J., Kovács, E., Kovács, B., Biró, B. (2006). Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. *Plant Soil and Environment, 52(9), 385.*
- Simon T. (1994). *A magyarországi edényes flóra határozója: harasztok-virágos növények.* Nemzeti Tankönyvkiadó Rt.
- Steffens, J. C. (1990). The heavy metal-binding peptides of plants. *Annual Review of Plant Biology, 41(1), 553-575.*
- Swartjes, F. A. (1999). Risk-based assessment of soil and groundwater quality in the Netherlands: standards and remediation urgency. *Risk Analysis, 19(6), 1235-1249.*
- Szefer, P., Glasby, G. P., Stüben, D., Kusak, A., Geldon, J., Berner, Z., Warzocha, J. (1999). Distribution of selected heavy metals and rare earth elements in surficial sediments from the Polish sector of the Vistula Lagoon. *Chemosphere, 39(15), 2785-2798.*
- Taner, M.U., Ustun, B., Erdinçler, A. (2011). A simple tool for the assessment of water quality in polluted lagoon systems: A case study for Küçükçekmece Lagoon, Turkey. *Ecological Indicators, 11(2), 749-756.*
- Trapp, S., Karlson, U. (2001). Aspects of phytoremediation of organic pollutants. *Journal of Soils and Sediments, 1(1), 37-43.*
- Tuncel, S. G., Tugrul, S., Topal, T. (2007). A case study on trace metals in surface sediments and dissolved inorganic nutrients in surface water of Oludeniz Lagoon-Mediterranean, Turkey. *Water Research, 41(2), 365-372.*
- Turker, O. C., Bocuk, H., Yakar, A. (2013). The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent. *Journal of Hazardous Materials, 252, 132-141.*

- US EPA Recommended Water Quality Criteria (1987).
<http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/index.cfm>
- van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R. D., Pollard, A. J., Schat, H. (2013). Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil*, 362(1-2), 319-334.
- Várallyay, G. (2006). Life quality–soil–food chain. *Cereal Research Communications*, 34, 5-8.
- Vazquez, G. F., Enciso, G., Morales, J. W., Sharma, V. K., Nischt, S. L., Domingo, G. L. (1999). Metal ions in water and sediments of the Pom-Atasta Lagoon, Mexico. *Environment International*, 25(5), 599-604.
- Vymazal, J., Kropfelova, L. 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 606-621.
- Vymazal, J., Kropfelova, L., Svehla, J., Chrastny, V., Stichova, J. (2009). Trace elements in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 35(2), 303-309.
- Weis, J. S., Weis, P. (2004). Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, 30(5), 685-700.
- Zar, J.H. (2010). Biostatistical Analysis. *Prentice Hall*, 5th Edition, New Jersey, 944.
- Zhang, C., Liu, G. (2013). Soil organic carbon and total nitrogen storage as affected by land use in a small watershed of the Loess Plateau, China. *European Journal of Soil Biology*, 54, 16-24.
- Zhao, K. F., Feng, L. T., Zhang, S. Q. (1999). Study on the salini-adaptation physiology in different ecotypes of *Phragmites australis* in the Yellow River Delta of China: Osmotica and their contribution to the osmotic adjustment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 37-42.

11 Függelék

1. táblázat. A dolgozatban tárgyalt további növényfajok víztartalma (%) a különböző mintavételi helyeken 2012-ben

Előfordulási hely	Faj	Levél víztartalma (%)	Szár víztartalma (%)
KM.3	<i>Atriplex hastata</i>	67	60
	<i>Atriplex hortensis</i>	73	71
	<i>Chenopodium album</i>	67	56
	<i>Echinocystis lobata</i>	79	84
	<i>Rumex crispus</i>	77	75
	<i>Torilis arvensis</i>	61	64
KM.2	<i>Atriplex sagitata</i>	68	61
	<i>Chenopodium album</i>	66	61
	<i>Matricaria chamomilla</i>	75	66
	<i>Rumex crispus</i>	81	73
	<i>Typha angustifolia</i>	64	-
KC.1	<i>Atriplex sp.</i>	67	50
	<i>Diploaxis tenuifolia</i>	60	54
KC.3	<i>Aster sp.</i>	58	76
	<i>Atriplex sp.</i>	80	56
KC.4	<i>Carex sp.</i>	60	
	<i>Aster sp.</i>	67	63
	<i>Zanichellia palustris</i>	70	
KC.5	<i>Atriplex sp.</i>	60	61
	<i>Tamarix ramosissima</i>	43	31
SD.2	<i>Conyza canadensis</i>	47	52
	<i>Typha angustifolia</i>	33	

2.(a-c) táblázat. Egyéb növények elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei (átlag±szórás), Kunszentmárton, 2012

(a)

		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb
KM.3									
<i>Echinocystys lobata</i>	levél	57±3,81	177±0,87	110±0,87	82±2,91	20±1,23	0,83±0,26	2,23±0,22	3,03±0,08
	szár	28±0,85	79±0,43	48±0,35	31±0,46	8,84±0,14	1,82±0,04	0,72±0,05	2,35±0,31
	gyökér	346±1,08	50±4,69	96±1,01	134±0,65	6,48±0,09	106±0,82	97±0,72	5,06±0,11
	BAF	0,02	0,01	0,25	1340	0,35	2,40	0,01	0,47
	TF	0,12	2,55	0,82	0,42	2,21	0,01	0,02	0,53
<i>Torilis arvensis</i>	levél	103±2,63	5,54±0,27	186±0,23	162±2,74	23±0,87	5,33±0,11	2,78±0,06	1,07±0,19
	szár	1,89±0,08	90±2,29	11±0,06	30±0,11	6,59±0,26	0,07±0,08	1,57±0,04	3,48±0,45
	gyökér	16±1,26	74±0,15	8,97±0,19	32±1,21	2,65±0,34	4,02±0,03	6,43±0,08	2,94±0,32
	BAF	<0,01	0,01	0,02	319	0,14	0,09	<0,01	0,28
	TF	3,24	0,64	11,0	3,01	5,56	0,67	0,34	0,78
KM.2									
<i>Matricaria chamomilla</i>	levél	46±0,65	74±0,46	185±1,89	18±0,68	1,24±0,16	4,96±0,16	0,43±0,04	3,39±0,65
	szár	43±1,54	17±0,96	37±0,42	29±0,61	15±0,69	1,97±0,17	0,52±0,11	1,86±0,12
	gyökér	306±0,99	340±5,01	124±0,78	31±0,48	20±0,51	7,69±0,08	18±0,03	0,92±0,36
	BAF	0,01	0,02	0,28	312	0,93	0,19	<0,01	0,08
	TF	0,15	0,13	0,89	0,75	0,41	0,45	0,03	2,85
<i>Typha angustifolia</i>	levél	41±1,52	53±0,15	156±0,36	13±0,29	19±0,76	2,18±0,05	0,28±0,03	0,73±0,25
	rizóma	56±0,65	10±0,98	208±1,39	26±0,23	31±0,22	7,11±0,09	11±0,07	1,25±0,11
	gyökér	5073±26	1247±2,01	318±3,41	123±0,61	23±0,32	18±0,25	1208±8,51	2,62±0,37
	BAF	0,26	0,08	0,56	1227	1,11	0,36	0,14	0,22
	TF	0,01	0,04	0,49	0,11	0,84	0,12	<0,01	0,28

(b)

		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb
KM.3									
<i>Atriplex hastata</i>	levél	82±3,21	139±0,95	44±0,58	170±3,52	4,93±0,38	4,51±0,19	0,98±0,13	1,73±0,32
	szár	16±1,65	205±0,41	10±0,38	38±1,17	1,85±0,75	0,26±0,11	4,19±0,15	4,78±0,09
	gyökér	140±2,87	171±2,49	15±0,39	40±0,72	9,67±0,74	3,81±0,11	123±1,54	3,34±0,28
	BAF	0,01	0,01	0,02	399	0,51	0,05	0,01	0,49
	TF	0,35	1,01	1,76	2,61	0,35	0,62	0,02	0,98
<i>Atriplex hortensis</i>	levél	255±1,47	76±2,56	81±0,97	143±2,44	0,54±0,38	10±0,31	55±1,02	4,87±0,36
	szár	91±1,91	208±0,47	13±0,04	47±0,55	0,14±0,08	0,54±0,33	2,97±0,42	5,78±0,25
	gyökér	540±11	51±4,28	42±0,79	70±1,56	43±2,39	0,61±0,25	93±0,09	14±0,31
	BAF	0,03	<0,01	0,11	699	2,32	0,01	0,01	1,32
	TF	0,32	2,81	1,12	1,36	0,01	8,86	0,31	0,38
KM.2									
<i>Atriplex sagitata</i>	levél	107±1,31	6,96±0,82	117±1,11	55±0,21	6,24±0,19	7,43±0,08	12±0,11	1,49±0,24
	szár	14±0,51	82±0,23	19±0,12	14±0,06	4,69±0,16	2,41±0,04	1,09±0,02	2,74±0,17
	gyökér	154±2,21	28±0,43	36±0,34	27±0,65	11±0,29	6,16±0,09	88±0,75	1,01±0,13
	BAF	0,01	<0,01	0,09	267	0,48	0,08	0,01	0,13
	TF	0,39	1,61	1,88	1,29	0,52	0,79	0,08	2,09

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik

(c) 2.(a-c) táblázat. (folytatás)

		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Cr	Pb
KM.3									
<i>Chenopodium album</i>	levél	507±11	160±0,62	155±0,44	323±1,47	69±1,61	6,24±0,23	11±0,29	2,56±0,03
	szár	196±3,66	280±0,16	21±0,34	61±1,59	30±1,67	1,35±0,11	5,29±0,14	3,43±0,45
	gyökér	997±7,54	46±1,14	54±0,76	49±0,48	62±0,77	3,09±0,19	316±2,25	4,82±0,14
	BAF	0,03	<0,01	0,12	0,51	2,34	0,11	0,02	0,65
	TF	0,35	4,79	1,63	3,92	0,79	1,23	0,03	0,62
<i>Rumex crispus</i>	termés	10±0,41	145±0,69	17±0,05	144±0,88	5,94±0,19	4,61±0,26	2,12±0,04	3,61±0,42
	szár	52±2,99	268±0,73	11±0,38	184±5,49	1,83±0,82	1,98±0,16	3,66±0,08	6,67±0,23
	gyökér	242±4,39	161±1,74	31±0,43	98±1,66	12±0,46	11±0,36	35±0,37	4,13±0,25
	BAF	0,01	0,01	0,05	980	0,63	0,17	<0,01	0,48
	TF	0,22	1,66	0,35	1,88	0,15	0,19	0,110	1,62
KM.2									
<i>Chenopodium album</i>	levél	512±2,19	16±1,34	329±5,53	218±6,51	34±1,09	7,74±0,09	13±0,02	2,35±0,52
	szár	196±0,79	45±0,15	34±0,66	25±0,37	23±0,21	2,32±0,09	0,13±0,03	2,02±0,24
	gyökér	625±6,65	148±3,25	95±1,31	77±1,39	24±0,57	7,38±7,38	78±0,74	1,53±0,14
	BAF	0,03	0,01	0,18	771	0,99	0,09	0,01	0,26
	TF	0,57	0,21	1,92	1,58	1,17	0,68	0,09	1,43
<i>Rumex crispus</i>	levél	237±2,21	52±0,84	397±1,75	77±0,11	19±0,14	5,36±0,05	50±0,51	1,74±0,41
	szár	71±0,51	38±0,39	24±0,05	22±0,13	12±0,36	2,18±0,06	0,17±0,05	1,75±0,33
	gyökér	159±3,06	9,61±0,64	1602±0,59	54±2,77	11±0,59	5,26±5,26	30±0,34	2,18±0,26
	termés	42±1,11	31±0,38	46±0,55	28±0,78	3,97±0,13	4,83±0,13	2,11±0,01	1,01±0,12
	BAF	0,01	<0,01	4,96	538	0,52	0,12	<0,01	0,21
TF	0,97	4,67	0,13	0,92	1,48	0,72	0,84	0,81	

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik

3.(a-f) táblázat. Egyéb növények elemkoncentráció (mg kg⁻¹ száraz anyag) értékei (átlag±szórás), Kükükcekece, 2011-2012

(a)		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	B
KC.1									
	virág	96±1,67	97±0,66	34±0,89	51±0,21	24±0,04	6,86±0,04	1,96±0,11	49±0,72
	levél	169±0,37	93±1,15	21±0,19	25±0,31	1,28±0,03	4,74±0,02	1,81±0,11	76±1,01
	Ő. szár	55±0,93	13±0,36	13±0,19	49±0,13	7,01±0,05	3,57±0,03	1,57±0,13	38±0,37
	gyökér	180±3,64	127±0,24	21±0,16	36±0,23	2,99±0,04	10±0,04	1,53±0,08	31±0,41
	BAF	0,13	0,06	0,09	0,93	0,29	7,63	0,13	1,51
	TF	0,59	0,53	1,09	1,17	3,62	0,51	1,16	1,78
Atriplex sp.									
	virág	143±1,32	25±0,95	42±0,64	15±0,18	4,35±0,09	3,01±0,05	0,15±0,13	17±0,41
	levél	170±0,47	8,92±0,63	25±0,16	3,79±0,04	6,64±0,18	2,15±0,09	1,95±0,09	28±0,45
	Ny. szár	112±1,38	25±0,34	10±0,15	1,54±0,11	12±0,12	1,04±0,06	0,65±0,11	4,15±0,21
	gyökér	203±1,18	136±2,32	13±0,03	1,38±0,02	5,52±0,05	2,46±0,07	1,65±0,08	2,85±0,13
	BAF	0,02	0,47	0,04	0,09	0,25	0,16	0,15	5,17
	TF	0,69	0,14	1,97	4,91	1,37	0,84	0,55	5,71
KC.3									
	virág	146±2,06	248±3,04	47±0,37	39±0,29	3,81±0,02	7,22±0,08	2,53±0,07	22±0,27
	levél	466±9,98	347±0,78	37±1,24	53±0,51	4,91±0,06	7,98±0,05	2,44±0,01	56±0,53
	Ő. szár	148±1,75	84±1,65	13±0,07	19±0,18	3,54±0,03	4,61±0,06	1,83±0,11	14±0,13
	gyökér	286±3,69	171±1,21	15±0,08	69±0,37	19±0,06	5,34±0,05	2,49±0,03	63±0,29
	BAF	1,13	0,76	0,46	1,87	4,66	0,81	1,10	2,06
	TF	0,89	1,32	2,16	0,53	0,21	1,24	0,91	0,49
Atriplex sp.									
	virág	409±5,36	331±5,03	60±0,89	25±0,31	25±0,29	5,76±0,08	0,27±0,03	21±0,56
	levél	386±5,03	159±0,63	40±0,84	19±0,2	17±0,19	2,74±0,06	0,36±0,05	50±1,59
	Ny. szár	205±1,71	69±0,72	19±0,11	11±0,21	11±0,09	1,89±0,01	0,76±0,07	9,34±0,38
	gyökér	690±2,41	396±3,31	76±0,34	22±0,27	16±0,21	8,71±0,06	0,51±0,06	11±0,31
	BAF	0,27	3,25	0,84	0,81	2,81	8,18	0,22	0,83
	TF	0,48	0,47	0,53	0,82	1,09	0,39	0,91	2,43
KC.4									
	virág	82±2,57	58±2,56	27±0,39	32±0,12	1,98±0,02	4,64±0,07	1,63±0,06	30±0,14
	levél	101±0,91	55±1,45	25±0,16	60±0,33	2,22±0,02	4,01±0,05	2,03±0,19	59±0,17
	Ő. szár	36±0,53	4,52±0,16	7,09±0,02	13±0,08	1,91±0,02	2,89±0,05	1,29±0,13	14±0,09
	gyökér	95±0,86	32±0,58	32±0,37	120±0,71	3,41±0,04	7,74±0,13	1,72±0,11	72±1,71
	BAF	4,76	39,0	0,18	9,86	3,19	3,85	1,44	20
	TF	0,77	1,24	0,62	0,29	0,59	0,49	0,95	0,48
KC.5									
	virág	97±1,64	49±0,15	23±0,38	41±0,18	5,24±0,07	6,72±0,03	2,07±0,11	29±0,43
	levél	290±0,62	185±2,81	36±0,42	143±0,05	2,02±0,05	9,04±0,07	3,16±0,18	103±2,15
	Ő. szár	39±0,37	5,22±0,36	5,87±0,33	27±0,31	8,42±0,09	3,81±0,04	2,29±0,12	18±0,09
	gyökér	384±3,28	38±0,74	41±0,16	34±0,19	3,71±0,05	14±0,21	3,11±0,11	17±0,24
	BAF	142	80	0,36	1,35	5,22	6,52	2,51	0,77
	TF	0,37	2,12	0,54	2,05	1,41	0,48	0,81	2,95
Atriplex sp.									
	levél	146±1,14	0,28±0,71	30±0,25	76±0,42	1,67±0,01	6,44±0,07	0,09±0,01	42±0,71
	szár	27±0,08	14±0,37	6,39±0,07	31±0,47	0,58±0,03	3,75±0,02	0,32±0,09	11±0,23
	Ny. gyökér	474±4,47	42±1,06	17±0,14	44±0,25	0,92±0,11	20±0,04	2,86±0,23	11±0,04
	BAF	0,12	0,06	0,08	0,63	0,18	1,02	0,23	0,51
	TF	0,18	0,17	1,05	1,21	1,22	0,25	0,07	2,45

A félkövören szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik; n=3

3.(a-f) táblázat. (folytatás)

(b)		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	B	
	KC.1									
		virág	135±3,15	116±0,61	18±0,09	38±0,23	11±0,04	14±0,11	2,58±0,03	23±0,13
		levél	552±3,45	128±1,25	37±0,31	62±0,48	3,92±0,04	9,62±0,13	1,87±0,19	57±0,64
<i>Aster sp.</i>	Ö.	szár	69±0,52	19±0,57	7,95±0,09	101±0,87	10±0,08	6,34±0,05	2,03±0,11	57±0,65
		gyökér	179±3,71	156±1,52	15±0,19	58±0,51	8,01±0,04	9,51±0,09	1,93±0,14	51±0,12
		BAF	0,13	0,07	0,07	1,52	0,76	7,18	0,17	2,49
		TF	1,41	0,56	1,36	1,15	1,03	1,05	1,12	0,91
	KC.3									
		virág	216±0,87	159±1,72	27±0,29	172±1,21	17±0,21	12±0,17	0,37±0,07	105±1,15
		levél	63±0,13	66±0,52	67±1,16	44±0,55	0,85±0,04	6,02±0,04	0,14±0,01	86±1,29
<i>Aster sp.</i>	Ny.	szár	135±0,87	38±1,51	18±0,24	29±0,02	19±0,39	2,51±0,04	0,44±0,02	8,19±0,39
		gyökér	646±11	236±2,29	301±3,11	44±0,16	9,43±0,16	2,6±0,26	1,55±0,11	22±0,81
		BAF	0,25	1,94	3,34	1,57	1,64	24	0,23	1,65
		TF	0,21	0,37	0,12	1,86	1,31	0,27	0,58	3,02
	KC.4									
		virág	155±3,53	57±1,25	14±0,08	96±0,85	1,73±0,04	8,43±0,02	2,21±0,13	59±1,11
		levél	148±1,51	74±0,92	28±0,33	65±0,44	1,18±0,02	5,97±0,06	1,76±0,03	102±1,49
	Ö.	szár	38±0,51	12±0,31	5,19±0,05	71±0,61	0,97±0,01	3,98±0,03	1,39±0,09	39±0,35
		gyökér	51±0,53	33±1,32	13±0,15	28±0,14	1,03±0,03	6,24±0,09	1,23±0,08	24±0,26
<i>Aster sp.</i>		BAF	2,55	31,0	0,08	2,26	0,97	5,45	1,03	6,60
		TF	2,23	1,44	1,21	2,79	1,25	0,98	1,45	2,86
		levél	81±0,79	3,23±0,22	49±0,53	33±0,44	2,89±0,08	4,13±0,09	0,71±0,04	25±0,28
		szár	17±0,27	24±0,13	12±0,07	0,22±0,22	6,59±0,09	0,21±0,06	1,64±1,12	0,83±0,19
	Ny.	gyökér	75±0,38	17±0,92	41±0,49	4,11±0,15	2,64±0,15	2,83±0,02	0,49±0,06	3,56±0,05
		BAF	0,06	0,05	0,18	0,09	2,41	6,49	0,16	0,23
		TF	0,65	0,81	0,75	4,03	1,79	0,77	2,38	3,58
	KC.5									
		virág	133±2,26	83±1,25	46±0,69	62±0,39	15±0,13	17±0,37	2,75±0,03	52±0,69
		levél	2,33±0,95	115±1,29	54±0,05	174±2,75	7,36±0,06	15±0,11	3,11±0,09	160±3,47
<i>Aster sp.</i>	Ö.	szár	51±6,81	23±0,44	10±0,14	44±0,36	7,42±0,08	5,56±0,04	2,01±0,08	39±0,38
		gyökér	320±4,19	32±0,66	37±0,56	31±0,07	11±0,07	10±0,08	3,02±0,03	18±0,14
		BAF	139	74	0,33	1,21	9,86	12	2,62	0,79
		TF	0,44	2,32	0,99	3,07	0,93	1,21	0,87	4,81

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik; n=3

3.(a-f) táblázat. (folytatás)

		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	B		
(c)	KC.3										
		buga	207±2,27	195±0,73	94±0,12	133±0,39	10±0,12	8,86±0,12	3,36±0,05	89±0,38	
		hajtás	283±2,29	97±0,54	33±0,21	127±1,53	5,95±0,08	13±0,07	11±0,04	76±0,22	
	Ő.	gyökér	1333±3,62	277±3,09	196±1,02	37±1,21	10±0,05	7,15±0,12	1,62±0,11	41±1,28	
		BAF	1,07	0,36	1,18	1,25	1,36	7,15	1,18	2,46	
		TF	1,18	0,53	0,32	3,53	0,81	1,55	4,37	2,01	
	Carex sp.										
		buga	375±5,83	224±2,87	115±1,07	49±0,33	9,14±0,07	6,48±0,05	0,63±0,06	32±1,19	
		levél	144±1,82	79±1,42	132±3,34	24±0,22	21±0,18	2,91±0,02	0,63±0,04	0,53±0,05	
	Ny.	gyökér	868±7,16	393±6,87	104±0,51	33±0,33	19±0,12	6,24±0,04	1,31±0,11	5,09±0,22	
		BAF	0,34	3,23	1,16	1,18	3,23	5,86	0,56	0,38	
		TF	0,29	0,38	1,19	1,11	0,83	0,75	0,48	3,24	
	KC.1										
	Juncus sp.	Ő.	hajtás	1852±3,54	1721±0,69	157±0,54	99±0,36	46±0,05	11±0,08	3,41±0,07	12±0,11
gyökér			234±10	107±20	32±1,09	45±1,11	9,13±0,51	7,01±0,07	1,81±0,05	17±0,09	
		BAF	0,17	0,05	0,14	1,18	0,87	5,29	0,16	0,84	
		TF	7,91	16,0	4,87	2,21	5,02	1,63	1,88	0,69	
KC.3											
Juncus sp.	Ő.	hajtás	146±0,68	64±0,15	48±0,15	22±0,12	9,67±0,05	5,33±0,01	2,17±0,09	18±0,08	
		gyökér	750±5,21	314±2,76	39±0,23	126±1,56	17±0,21	12±0,05	2,04±0,15	61±0,84	
		BAF	0,61	0,41	0,23	4,25	2,37	12,0	1,48	3,62	
		TF	0,19	0,21	1,23	0,17	0,56	0,46	1,06	0,29	
(d)	KC.1										
	Ő.	levél	271±3,62	121±1,89	30±0,51	40±0,33	1,77±0,05	5,69±0,02	2,31±0,09	69±0,91	
		szár	112±2,69	84±0,85	8,05±0,12	24±0,13	1,41±0,03	2,33±0,04	1,61±0,11	23±0,12	
		gyökér	65±0,35	30±0,39	6,21±0,05	42±0,15	1,43±0,02	2,77±0,02	1,65±0,11	43±0,31	
		BAF	0,05	0,01	0,03	1,11	0,14	2,09	0,14	2,12	
	Diploaxis tenuifolia		TF	2,31	2,59	2,38	0,840	1,07	1,31	1,13	
			virág	679±7,21	6,64±0,12	22±1,02	31±0,39	66±0,29	5,01±0,04	0,92±0	22±0,24
			levél	126±0,78	4,89±0,41	23±0,11	24±0,28	5,84±0,04	1,57±0,02	1,52±0	68±1,02
		Ny.	szár	18±0,12	26±0,17	5,95±0,26	3,66±0,18	0,81±0,08	0,45±0,09	0,56±0	3,94±0,03
	gyökér		30±0,29	14±0,42	6,41±0,02	0,87±0,06	0,56±0,21	0,46±0,02	1,68±	1,83±0,14	
		BAF	<0,01	0,05	0,02	0,06	0,03	0,03	0,15	3,32	
		TF	9,09	0,87	2,71	23,0	43	5,07	0,59	17	
	SD.2										
	Coryza canadensis	Ő.	levél	658±11,35	380±2,06	154±1,54	94±0,56	2,47±0,15	30±0,21	2,66±0,09	66±0,98
szár			1125±14,56	849±7,89	134±1,19	189±1,27	8,06±0,24	30±0,24	5,26±0,11	106±1,16	
gyökér			114±1,24	97±1,71	12±0,07	23±0,18	1,88±0,09	5,61±0,09	1,71±0,06	13±0,08	
BAF			114	0,87	0,06	0,39	0,22	4,01	0,19	0,65	
		TF	7,84	6,37	13,0	6,31	2,81	5,25	2,34	6,87	
Ny.		levél	373±8,36	182±1,09	84±0,76	69±0,39	0,33±0,13	20±0,18	6,64±0,48	88±1,37	
		szár	53±0,34	7,25±0,33	16±0,12	22±0,19	2,59±0,17	5,48±0,06	4,24±0,32	0,58±0,04	
		gyökér	425±7,21	204±3,35	19±0,12	23±0,45	6,09±0,19	7,73±0,08	5,79±0,39	1,06±0,08	
	BAF	0,03	0,79	0,05	0,29	0,23	0,35	0,51	0,08		
	TF	0,49	0,46	2,58	1,98	0,24	1,67	0,94	42		

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik; n=3

3.(a-f) táblázat. (folytatás)

(e)		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	B	
	KC.1									
		virág	436±4,41	271±3,37	35±0,11	166±2,66	11±0,12	13±0,14	2,89±0,19	26±0,01
		szár	47±0,26	27±0,24	4,34±0,03	491±1,33	0,41±0,15	2,68±0,05	<0,01	128±1,38
	<i>Rumex sp.</i>	Ö. gyökér	494±4,71	434±3,08	28±0,08	74±0,93	<0,01	4,56±0,06	<0,01	13±0,26
		BAF	0,35	0,19	0,12	1,92	<0,01	3,44	<0,01	0,61
		TF	0,48	0,34	0,69	4,47	5,66	1,70	1,44	6,16
	KC.4									
		virág	327±1,76	169±3,47	25±0,09	186±1,64	<0,01	7,9±0,08	1,41±0,08	56±0,49
		szár	25±0,37	12±0,09	6,27±0,09	48±0,81	0,15±0,04	1,17±0,04	<0,01	15±0,22
	<i>Rumex sp.</i>	Ö. gyökér	598±3,26	13±0,21	33±0,48	59±0,75	46±0,15	3,45±0,08	<0,01	16±0,12
		BAF	30	13	0,19	4,84	43	3,45	<0,01	4,51
		TF	0,29	6,76	0,48	1,98	<0,01	1,32	0,69	2,22
	KC.3									
		levél	762±12	454±2,41	42±0,29	202±0,41	11±0,13	16±0,13	4,21±0,23	31±0,47
		szár	121±0,25	7,86±0,22	6,69±0,06	103±1,05	18±0,11	7,64±0,07	0,03±0,29	20±0,07
		Ö. gyökér	60±0,77	18±0,19	7,57±0,03	69±0,25	17±0,31	4,12±0,08	<0,01	15±0,04
	<i>Tamarix sp.</i>	BAF	0,05	0,02	0,05	2,32	2,27	4,12	<0,01	0,86
		TF	7,39	13,0	3,24	2,22	0,87	2,82	2,12	1,77
		NY. levél	980±16	469±2,81	97±0,59	102±1,83	6,71±0,19	12±0,18	4,53±0,28	40±0,83
		szár	566±2,02	209±4,27	35±0,96	78±0,75	30±0,76	17±0,37	0,89±0,08	15±0,33
	KC.5									
		levél	388±3,28	23±0,22	33±0,23	103±0,24	352±1,18	8,89±0,12	0,35±0,21	20±0,04
		szár	227±0,34	80±1,21	17±0,15	199±1,75	<0,01±0,03	8,57±0,07	0,83±0,51	42±0,23
	<i>Tamarix sp.</i>	NY. levél	136±0,87	25±0,57	11±0,02	35±0,37	2,35±0,05	4,37±0,07	0,03±0,01	18±0,37
		szár	38±0,43	17±0,14	3,18±0,03	16±0,09	1,47±0,07	7,05±0,19	0,66±0,09	11±0,46
	KC.4									
		levél	498±11	570±9,84	1632±10	142±0,76	11±0,09	8,49±0,15	2,79±0,16	67±0,23
		Ö. gyökér	39±0,44	32±1,57	9,03±0,05	228±4,44	1,81±0,03	4,92±0,07	1,76±0,12	135±1,76
	<i>Zanichellia palustris</i>	BAF	0,04	0,04	0,06	4,22	0,28	2,14	1,03	5,39
		TF	13,0	18,0	181	0,62	6,05	1,73	1,59	0,49
		NY. egész	1382±3,41	1459±7,24	1078±3,62	39±0,28	20±0,25	7,25±0,17	1,46±0,08	18±0,52

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik; n=3

3.(a-f) táblázat. (folytatás)

(f)		Fe	Al	Mn	Zn	Ni	Cu	Pb	B	
	KC.1									
		buga	101±0,73	77±1,78	24±0,11	44±0,14	16±0,09	7,07±0,22	2,21±0,09	21±0,19
		hajtás	213±1,45	135±2,13	25±0,09	165±1,23	14±0,07	6,16±0,18	2,26±0,08	76±0,33
	<i>Scirpus sp.</i>	Ő. gyökér	393±3,65	214±3,54	66±0,18	201±1,95	3,98±0,16	9,93±0,19	2,39±0,11	60±0,28
		BAF	0,28	0,09	0,29	5,26	0,38	7,50	0,21	2,94
		TF	0,39	0,49	0,38	0,52	3,69	0,67	0,93	0,82
	SD.1									
		buga	296±2,52	164±1,89	583±3,69	156±1,45	2,47±0,09	9,22±0,15	2,81±0,07	153±4,36
		hajtás	49±0,19	48±0,58	70±1,05	83±0,24	3,59±0,13	3,16±0,08	2,85±0,06	83±1,25
		Ő. gyökér	248±1,76	96±0,18	181±2,38	451±2,53	5,09±0,15	676±0,06	0,34±0,18	108±0,66
		BAF	248	52	1,84	20	5,09	676	0,34	9,79
		TF	0,69	1,11	1,81	0,27	0,59	0,01	8,44	1,09
	<i>Scirpus sp.</i>	buga	181±1,09	72±1,61	378±1,81	48±0,55	6,18±0,13	5,09±0,04	1,16±0,09	132±2,13
		hajtás	74±0,29	1,65±0,13	54±0,23	2,54±0,18	3,94±0,01	0,59±0,03	0,61±0,05	2,25±0,04
		Ny. gyökér	5754±26	430±2,18	270±2,02	30±0,31	8,64±0,08	6,66±0,11	1,51±0,08	1,26±0,25
		BAF	0,64	1,05	1,87	1,44	0,34	0,91	0,24	1,26
		TF	0,02	0,09	0,79	0,85	0,59	0,43	0,59	53
	SD.2									
		levél	110±2,15	36±0,98	299±3,27	129±1,62	1,46±0,08	3,74±0,11	1,97±0,06	73±0,24
		rizóma	2365±22	408±9,49	276±0,33	30±0,63	0,34±0,05	9,33±0,21	5,39±0,23	2,92±0,18
		Ny. gyökér	10310±28	5504±73	521±5,76	12±0,94	26±0,36	40±0,37	26±1,35	0,46±0,14
		BAF	10310	50	2,87	0,21	3,08	29	2,85	0,02
		TF	0,01	0,01	0,57	11	0,06	0,09	0,08	159
	SD.1									
		rizóma	1566±12	53±0,85	114±1,37	127±0,92	0,51±0,05	1,99±0,09	0,56±0,04	89±1,22
		Ő. gyökér	12180±73	375±2,91	495±2,18	24±0,17	7,33±0,12	8,86±0,18	3,24±0,09	6,76±0,14
		BAF	12180	12	5,05	1,08	7,33	8,86	3,24	0,61
		TF	0,01	0,09	0,61	5,32	0,19	0,42	0,61	11,0
	<i>Typha angustifolia</i>	levél	113±0,78	13±0,38	310±7,82	22±0,29	3,07±0,09	1,21±0,03	0,56±0,08	7,51±0,11
		Ny. gyökér	1883±13	12±0,33	59±0,59	13±0,22	2,99±0,11	0,09±0,04	1,52±0,09	2,12±0,11
		TF	0,06	1,07	5,21	1,74	1,02	12,0	0,37	3,54

A félkövéren szedett értékek a BAF vagy TF > 1 értékeket jelölik; n=3

4. táblázat. Statisztikai ANOVA (Games-Howel) próba eredményei

ANOVA, Games-Howel próba (post hoc)				
Paraméter	Kapcsolat	Átlagos különbség	Átlag hibája (SE)	p érték
<i>Phragmites australis részei (2011)</i>				
Réz (Cu)	gyökér>levél	11,76	3,37	0,012
Réz (Cu)	gyökér>szár	12,58	3,37	0,070
Réz (Cu)	gyökér>rizóma	11,91	3,37	0,100
<i>Phragmites australis részei (2012)</i>				
Mangán (Mn)	levél>rizóma	124,50	23,10	0,008
Foszfor (P)	levél>szár			

5. táblázat. A Mann-Whitney próba eredményei (U és p értékek)

Mann-Whitney próba				
Paraméter	Minta	Kapcsolat	U érték	p érték
<i>Talaj</i>				
pH	Talaj átlag (0-10 cm és 10-20 cm)	ősz>nyár	2,5	0,030
Foszfor (P)	Talaj 0-10 cm	ősz<nyár	2	0,010
Foszfor (P)	Talaj 10-20 cm	ősz<nyár	3	0,016
Bór (B)	Talaj 10-20 cm	ősz>nyár	5	0,037
Vas (Fe)	Talaj 0-10 cm	ősz<nyár	1	0,006
Vas (Fe)	Talaj 10-20 cm	ősz<nyár	2	0,009
Alumínium (Al)	Talaj 0-10 cm	ősz<nyár	4	0,024
Alumínium (Al)	Talaj 10-20 cm	ősz<nyár	3	0,016
Réz (Cu)	Talaj 0-10 cm	ősz<nyár	2	0,009
Réz (Cu)	Talaj 10-20 cm	ősz<nyár	4	0,022
Króm (Cr)	Talaj 0-10 cm	ősz<nyár	1	0,006
Króm (Cr)	Talaj 10-20 cm	ősz<nyár	4	0,025
<i>Üledék</i>				
Bór (B)	Üledék	ősz>nyár	5	0,037
Vas (Fe)	Üledék	ősz<nyár	2	0,010
Alumínium (Al)	Üledék	ősz<nyár	3	0,016
Króm (Cr)	Üledék	ősz<nyár	3	0,016
<i>Víz</i>				
Vas (Fe)	víz	ősz>nyár	2	0,004
Mangán (Mn)	víz	ősz>nyár	6	0,018
Réz (Cu)	víz	ősz>nyár	5	0,013

5. táblázat. (folytatás)

Mann-Whitney próba				
Paraméter	Minta	Kapcsolat	U érték	p érték
<i>Phragmites australis részei</i>				
Foszfór (P)	levél	ősz>nyár	1	0,004
Foszfór (P)	szár	ősz>nyár	1	0,004
Foszfór (P)	rizóma	ősz>nyár	1	0,004
Foszfór (P)	gyökér	ősz>nyár	1	0,004
Bór (B)	levél	ősz>nyár	1	0,004
Bór (B)	rizóma	ősz>nyár	5	0,037
Bór (B)	gyökér	ősz>nyár	4	0,025
Vas (Fe)	levél	ősz>nyár	3	0,016
Alumínium (Al)	levél	ősz>nyár	2	0,010
Cink (Zn)	levél	ősz>nyár	1	0,006
Cink (Zn)	szár	ősz>nyár	2	0,010
Cink (Zn)	rizóma	ősz>nyár	1	0,004
Nikkel (Ni)	rizóma	ősz<nyár	1	0,006
Nikkel (Ni)	gyökér	ősz<nyár	5	0,037
Króm (Cr)	rizóma	ősz<nyár	5	0,037
Króm (Cr)	gyökér	ősz<nyár	1	0,004
<i>Phragmites australis részei (BAF)</i>				
BAF_foszfór		ősz>nyár	1	0,004
<i>Phragmites australis részei (TF)</i>				
TF_alumínium		ősz>nyár	3	0,016
TF_króm		ősz>nyár	5	0,037

12 A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke

Az értekezés témakörében megjelent referált közlemények

Czudar A., Szemerédi Sz., Ágoston N., Csatári I. (2007). A nyírbogdányi létesített vizes élőhely felhasználása a petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítására. *TSF Tudományos Közlemények, Tomus 7(1)*, 85-91.

Ágoston N., Csatári I., Serra-Páka Sz., Czudar A. (2008). Petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítása. *Hidrológiai Közlöny*, 88(6), 26-28.

Lakatos, Gy., Keresztúri, P., Csatári, I., Tóth, A. (2008). Theory of phytoremediation and its Hungarian practice. *Cereal Research Communications*, 36, 1339-1342.
(Impakt faktor: 0,624)

Keresztúri, P., Csatári, I., Serra-Páka, SZ., Lakatos, Gy. (2008). Strategies of heavy metal uptake by different plant functional groups. *Cereal Research Communications*, 36, 1323-1326.
(Impakt faktor: 0,624)

Lakatos Gy., Csatári I., Igaz T., Gyulai I., Mészáros I. (2011). Studies on phytoremediation in a chromium contaminated area in Hungary. *International Review of Applied Sciences and Engineering*, 2(2), 111-116.

Baycu, G., Tolunay, D., Ozden, H., Csatári, I., Karadag, S., Agba, T., Rognes, S.E. (2014). An abandoned copper mining site in Cyprus and assessment of metal concentrations in plants and soil. *International Journal of Phytoremediation*, 17 (7), 622-631.
(Impakt faktor: 1,46)

Csatári I., Gulriz B., Makineci E., Szabó Sz., Tolunay D., Lakatos Gy. (2015). Nitrogen and carbon concentrations in the samples of soil, sediment and *Phragmites australis* (common reed) from Küçükçekmece Lagoon area (Istanbul, Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 2(4B), 1558-1564.
(Impakt faktor: 0,54)

Csatári, I., Gulriz, B., Makineci, E., Szabó, Sz., Tolunay, D., Lakatos, Gy. (2015). Role of the littoral *Phragmites australis* stands in the filtration of inorganic pollutants at Küçükçekmece Lagoon in Istanbul, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*
(submitted - Impakt faktor: 2,07)

Az értekezés témakörében megjelent konferencia kiadványok

Kocsár I., Csatári I., Lakatos Gy. (2008). Vízínövények gyökerében található fémek koncentrációjának és eloszlásának térképezése bio-PIXE módszerrel. *IV. Kárpát-medencei Környezet Tudományi Konferencia, II. Kötet*, 254-260.

Csatári, I., Keresztúri, P., Tóth, A., Lakatos, Gy. (2009). Accumulation of heavy metals in different parts of plants species. *Trace Elements in the food chain*, (3), 292-296.

Csatári I., Keresztúri P., Tóth A., Lakatos Gy. (2010). Kunszentmártoni nehézfémekkel szennyezett terület ökotoxikológiai vizsgálata és vegetációjának analízise. *VI. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia, Konferencia kötet*, 93-98.

Csatári, I., Keresztúri, P., Toth, A., Czudar, A., Lakatos, Gy. (2011). Ecotoxicological investigation and analysis of vegetation of heavy metal contaminated area at Kunszentmárton. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 21(1), 95-100.

Czudar, A., Gyulai, I., Keresztúri, P., Csatári, I., Serra-Páka, S., Lakatos, Gy. (2011). Removal of organic materials and plant nutrients in a constructed wetland for petrochemical wastewater treatment. *Studia Universitatis "Vasile Goldiş Seria Ştiinţele Vieţii (Life Science Series)*, 21(1), 109-114.

Csatári, I., Szabon, J., Tóth, A., Lakatos, Gy. (2011). Phytoremediation and ecotoxicological investigation of chromium contaminated area at Kunszentmárton in Hungary. *5th European Bioremediation Conference, Abstract book*, 45.

Csatári, I., Baycu, G., Makineci, E., Toth, A., Tolunay, D., Lakatos, Gy. (2012). Nitrogen and carbon accumulation pattern in the different fractions of local plant species under salt stress in Küçükçekmece Lake Area in Istanbul, Turkey. *Forest-Water Interactions with Respect to Air Pollution and Climate Change Conference. 3-6 September, Kahramanmaraş, Turkey, Abstract book*, 14.

Egyéb konferencia kiadványok

Keresztúri P., Czudar A., Csatári I., Gyulai I., Igaz T., Salacz V., Lakatos Gy., (2010). Erdei talaj foszfor és nitrogén készletének alakulása különböző telepített fafajok hatására. *VI. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia, Konferencia kötet*, 449-454.

Keresztúri, P., Czudar, A., Csatári, I., Gyulai, I., Igaz, T., Salacz, V., Lakatos, Gy. (2010). Different nitrogen forms in forest floor and mineral soil under four common European tree species. *'Vasile Goldis' University Press, International Conference: Natural and Artificial Ecosystems in the Somes-Cris- Mures-Tisa river basin, Abstract book*, 178.

Csedreki, L., Csatári, I., Szabó, S. (2011). Study of heavy metal pollution of the Upper-Tisza floodplain using XRF techniques. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, 21(1), 101-107.

Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke

Csatári I. (2010). Fitoremediáció alkalmazása a szennyezett területek kármentesítésében. *IV. Szent- Györgyi Albert Konferencia. Budapest, 2010. március 20.*

Csatári I., Keresztúri P., Tóth A., Lakatos Gy. (2010). Kunszentmártoni nehézfémekkel szennyezett terület ökotoxikológiai vizsgálata és vegetációjának analízise. *VI. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia. Nyíregyháza, 2010. április 22-24.*

Csatári, I., Baycu, G., Makineci, E., Toth, A., Tolunay, D., Lakatos Gy. (2012). Nitrogen and carbon accumulation pattern in the different fractions of local plant species under salt stress in Kucukcekmece Lake Area in Istanbul, Turkey. *Forest-Water Interactions with Respect to Air Pollution and Climate Change Conference. Kahramanmaras, Turkey, 3-6. September 2012.*

Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke

Czudar A., Szemerédi Sz., Ágoston N., Csatári I. (2006). Egy létesített vizes élőhely felhasználása a petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítására. *XLVIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2006. október 5-7.*

Ágoston N., Csatári I., Serra-Páka Sz., Czudar A. (2007). Petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítása a nyírbogdányi szennyvíztisztító rendszerben. *XLIX. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2007. október 3-5*

Czudar A., Szemerédi Sz., Ágoston N., Csatári I. (2007). A nyírbogdányi létesített vizes élőhely felhasználása a petrokkémiai eredetű szennyvizek tisztítására. *I. Nemzetközi Környezettudományi és Vízgazdálkodási Konferencia, Szarvas, 2007. október 18-20.*

Csatári, I., Kereszturi, P., Tóth, A., Lakatos, Gy. (2009). Accumulation of heavy metals in different parts of plants species. *Trace Elements in the Food Chain Conference, Budapest, 21.-23. May 2009.*

Csatári, I., Kereszturi, P., Tóth, A., Lakatos, Gy. 2010. Ecotoxicological investigation and analysis of vegetation of heavy metal contaminated area at Kunszentmárton, *International Conference: Natural and Artificial Ecosystems in the Somes-Cris- Mures-Tisa river basin, Arad, 7-8. October 2010.*

Csatári, I., Szabon, J., Tóth, A., Lakatos, Gy. 2011. Phytoremediation and ecotoxicological investigation of chromium contaminated area at Kunszentmárton in Hungary. *5th European Bioremediation Conference, Chania, Crete 4-7. July 2011.*

Egyéb poszter előadások jegyzéke

Keresztúri P., Czudar A., Csatári I., Gyulai I., Igaz T., Salacz V., Lakatos Gy. (2010). Erdei talaj foszfor és nitrogén készletének alakulása különböző telepített fafajok hatására. *VI. Kárpát-medencei környezettudományi konferencia. Nyíregyháza, 2010. április 22-24.*)