



Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola

**AZ URBANIZÁCIÓ, A VÍZSZENNYEZÉS ÉS VÍZTISZTÍTÁS
TECHNOLÓGIAI ÉS TÁRSADALMI KÉRDÉSEI**

DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS

CZIKKELY MÁRTON

Gödöllő

2018

A doktori iskola

megnevezése: Szent István Egyetem, Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola

tudományága: Gazdálkodás és szervezéstudományok

vezetője: Prof. Dr. habil Lehota József DSc

Egyetemi tanár, Doktori Iskola vezető, az MTA doktora

Szent István Egyetem, Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar

Üzleti Tudományok Intézete

Témavezető: Dr. habil Fogarassy Csaba PhD

Egyetemi docens, Kutatóközpont vezető

Szent István Egyetem, Gazdaság- és Társadalomtudományi Kar

Regionális Gazdaságtani és Vidékfejlesztési Intézet

Klímagazdaságtani Elemző és Kutatóközpont

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS.....	5
1.1 Doktori munkám célkitűzései.....	7
1.2 Hipotézisek.....	8
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
2.1 Az urbanizáció és a népességváltozás társadalmi és környezeti összefüggései.....	9
2.1.1 Az urbanizáció folyamata, urbanizációs tendenciák és problémák	9
2.1.2 A népességváltozásból eredő környezeti hatások és vízgazdálkodási kérdések	18
2.1.3 A víztisztítási technológiák fejlődése az urbanizáció történeti tükrében.....	24
2.1.4 Környezeti fenntarthatóság vizsgálata az okos városok példáján keresztül	27
2.1.5 A komposztálás társadalmi és technológiai vetülete	31
2.2 Jogi szabályozás, a társadalmi és környezetvédelmi szempontok harmonizálása	38
2.2.1 A vízgazdálkodás jogi keretrendszere	38
2.2.2 Települési környezetvédelem, a társadalmi-gazdasági-környezeti kapcsolatrendszer	39
2.3 A vízszennyezés és víztisztítás összefüggései.....	41
2.3.1 A vizek nehézfém tartalmának problémája	41
2.3.2 A szennyvizek tisztítási folyamatának technológiai áttekintése.....	42
2.3.3 A víztisztítási módszerek összehasonlítása, a nehézfém eltávolítás tekintetében	45
2.3.4 A technológiai vizsgálatokhoz alkalmazott nehézfémek.....	49
2.4 Menedzsment vizsgálatok, a nehézfém szennyezések kockázati értékelése.....	51
2.4.1 A nehézfémek környezeti mobilitása és kockázata	51
2.4.2 A nehézfém szennyezések humán egészségügyi kockázata.....	55
2.4.3 Kockázati menedzsmenti értékelési eljárások	56
2.4.4 A nehézfém eltávolítási hatások menedzsment szempontú értelmezése.....	60
2.5 Gazdasági vizsgálatok, körkörös gazdasági kalkulációk	63
2.5.1 A lineáris és körkörös gazdasági koncepciók összehasonlító elemzése.....	63
2.5.2 A Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációja.....	65
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	69
3.1 A nehézfém adszorpciós vizsgálatok módszertani háttere	69
3.2 Kockázati menedzsmenti értékelési módszertan	78
3.3 Gazdasági vizsgálatok és Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációk	78
3.4 A települési szennyvízkezelés és az üzemi technológia-kialakítás vizsgálata	79
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	80
4.1 A csiperkegomba komposztálási folyamatok nyomon követése Dewar edényekben.....	80
4.2 Az optimális rázatási időtartam kiválasztása a minél jobb adszorpciós hatások érdekében...	81
4.3 A vizsgált nehézfémek adszorpciójának eredményei.....	82

4.4 A kidolgozott víztisztítási technika alkalmazhatósága településfejlesztési kérdésekben	94
4.5 Környezeti kockázatmenedzsmenti értékelés.....	97
4.6 A CEV értékek meghatározása, körkörös gazdasági vizsgálatok	104
4.7 Orientációs vizsgálatok az anyagáramok CEV értékei alapján.....	111
4.8 A kidolgozott technika SWOT adaptációjának eredményei	113
4.9 Hipotézisek vizsgálata és értékelése.....	116
5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	119
6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	122
7. ÖSSZEFOGLALÁS.....	125
7.1 Összefoglalás.....	125
7.2 Summary	127
MELLÉKLETEK	129
M1. Irodalomjegyzék	129
M2. A felhasznált informatikai szoftverek.....	147
M3. A laboratóriumi vizsgálatok során készített fényképfelvételek.....	148
M4. Környezeti és humán egészségügyi kockázati példamodell	153
M5. Az ICP-MS analitikai mérési eredmények táblázatai	154
M6. Nyilatkozat.....	175
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	176

1. BEVEZETÉS

*„Az ember eleve a természet része, még akkor is,
ha megkülönbözteti magát tőle, hogy kihasználhassa”*

/Arnold J. Toynbee/

Bevezető gondolatok

A városiasodás az ipari forradalmak nyomán indult meg. Ez nemcsak a városok számának növekedését, de a népesség területi tömörülését is jelentette. A városokba történő áramlás az infrastruktúra, út- és közlekedéshálózatok fejlesztését, valamint a közmű-szolgáltatások korszerűsítését kívánta. A nagyvárosok népsűrűsége légszennyezettség-romlást, fokozódó hulladéktermelést és növekvő szennyvízmennyiséget eredményezett. A környezeti állapotváltozás indikátorai és a humán egészségügyi statisztikai adatok világosan igazolják, hogy a természeti környezetre és a városi népességre nézve mindez releváns kockázattal jár.

A kérdést szélesebb értelemben vizsgálva megállapíthatjuk, hogy az urbanizáció globálissá váló mérete a jelenlegi természeti erőforrás-gazdálkodás fenntarthatóságát kérdőjelezi meg. A korábbi fosszilis energiaforrások helyett, egyre nagyobb mértékben kell alkalmaznunk alternatív/megújuló energianyerő módszereket. Ilyen például a nap-, a szélenergia és a geotermikus energiahasznosítás is. A természeti erőforrásokkal való ésszerűbb gazdálkodás szempontjából a termelés-fogyasztás egyensúly megtartása, a jövő városiasodásának egyik alappillére. A környezet és az emberiség számára csak úgy nyerhető idő, ha biztosítjuk az ökológiai egyensúly alapvető feltételeit, viszont mindehhez a városok mechanizmusának minőségi megújulására van/lesz szükség.

A téma aktualitása, újszerűsége

Munkám témája egy szennyvíztisztítási módszerfejlesztés, valamint az erre épülő környezeti kockázati menedzsmenti modellezés, Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációk és társadalmi szempontú vizsgálatok.

Európai Uniós összehasonlításban nézve, hazánk folyamatosan igyekszik követni a szennyvíztisztítási technológiák nemzetközi fejlődését. Ugyanakkor nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy Magyarország versenyképessége nagyban függ e szakterület támogatottságától is. Rendelkezésre állnak hazai és Európai Uniós pályázatok, amelyek az igények szakszerű feltárásával, ésszerű szakmai indoklással elnyerhetők.

A szennyvíztisztítás folyamatát általánosan vizsgálva megállapítható, hogy az alapvetőnek tekinthető technológiai sor fejlődése hosszú folyamat volt. Eleinte egyszerű ülepítőkkal próbálták a szennyvizek lebegőanyag tartalmát eltávolítani. Ez tekinthető a mechanikai tisztítási fokozat előfutárának. Később bevezetésre kerültek olyan technológiai fejlesztések, melyek már mikroorganizmusok alkalmazásával, biológiailag is tisztították a telepekre beérkező szennyvizeket. Megjelent az eleveniszapos tisztítási technológia is. A korszerűsítéseknek köszönhetően a kémiai tisztítási fokozat technológiai háttere is megújult. Manapság már olyan korszerű elven működő módszerek is rendelkezésre állnak, mint a membrántechnológiás tisztítás, a biodegradálható, nem mérgező anyagok lebontására vonatkozó Monod-kinetika, illetve a toxikus anyagoknál szerepet játszó Andrews-kinetika.

A szennyvizek nehézfém tartalma fontos tényező, mind környezeti (ökológiai), mind humán egészségügyi kockázati szempontból. A tisztított szennyvízben, a befogadóba vezetés előtt bármennyire is szennyezettségi határérték alatti a nehézfémek koncentrációja, a környezetben, felszíni vizekben lévő terhelések - például fém-komplex vegyületek - hatására ezek feldúsulhatnak. A tisztított szennyvíz és a befogadó (felszíni vízfolyás) nehézfém tartalma összeadódik, átlépve a „B” szennyezettségi határértékeket. Emiatt olyan tisztítási (eltávolítási) technika kidolgozása válik szükségessé, amivel a nehézfém tartalmat annyira le lehet csökkenteni, hogy a befogadóba vezetést követően már nehezen tud határérték feletti koncentrációt mutatni. Fontos szempont, hogy az új fejlesztésű környezettechnikai eljárások hatékonyságát kockázati-menedzsmenti vizsgálatokkal is alátámasszák. Ennek eredményeként, bizonyíthatóvá válik a technológiafejlesztés során várt hatékonyság környezeti és humán egészségügyi vonatkozása is.

Az általánosan alkalmazott nehézfém csökkentési technológiák (például mesterséges, vagyis fizikai-kémiai kialakítású adszorpciós töltetek) lineáris gazdasági jellege egyértelműen kimutatható, hiszen ismert a technológiára vonatkoztatott teljes anyag- és energiamérleg. Azonban az új fejlesztésű környezettechnikai eljárások szempontjából a gazdasági kérdések is előtérbe kerülnek. Fontos, hogy minden újonnan kidolgozott és bevezetett környezettechnológiai eljárás, egyben körkörös gazdasági jellegű is legyen. Emiatt, nem csupán az új és hatékony technológiai fejlesztésre kell fókuszálni, hanem az anyag- és energiaáramok tekintetében elvégzett Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációkra is. Hangsúlyos szempont a CEV vizsgálati módszerek fejlesztése is, hiszen minden új környezettechnológiai eljárás más és más műszaki és működési feltételrendszerrel takar, így eltérő ezek körkörös gazdasági értéke is. Egyes esetekben, az energiamérleg ismeretének hiányában, az anyagáramokra vonatkoztatva is megadható a módosított CEV kalkuláció eredménye.

1.1 Doktori munkám célkitűzései

Doktori munkám célkitűzéseit az alábbi összegző pontokban fogalmaztam meg.

- C1. Alapvető célként fogalmaztam meg az urbanizáció, a vízszennyezés és víztisztítás kapcsolatának feltárását, különös tekintettel a települési szennyvizek nehézfém tartalmának kérdésére. A naponta keletkező lakossági (kommunális) szennyvizek nehézfém tartalma, különböző mértékben ugyan, de jellemzően magas, ezért szükségszerű a nehézfém eltávolítási módszerek folyamatos fejlesztése. Azért tekintettem a nehézfém tartalmat kiemelten fontos kérdésnek, mert mind a környezetben, mind az emberi szervezetben, nagy mennyiségben szennyezést / egészségügyi problémát okozhatnak.
- C2. Fontos technológiai célként fogalmaztam meg egy alternatív nehézfém eltávolítási módszer kidolgozását, melynek köszönhetően magas hatásfokkal csökkenthető a szennyvizek nehézfém tartalma, ezáltal – véleményem szerint – jelentősen mérsékelhetővé válik a nehézfémek okozta környezeti és humán kockázat. A kidolgozni kívánt módszerem célja a nehézfém adszorpció fizikai módon történő elősegítése volt, speciális csiperkegomba komposztok nagy fajlagos felületének kihasználásával. Vizsgálatom eredményeit, így a nehézfém adszorpciós módszerem sikerességét, ICP-MS műszeres analitikai mérésekkel kívántam bizonyítani.
- C3. Urbanizációs, településfejlesztési szempontból kívántam megvizsgálni a kidolgozandó új nehézfém koncentráció csökkentési módszer, azaz a rázatással történő adszorbeálás települési szennyvíztisztítási sorba illeszthetőségét, és ezáltal a lakossági szennyvizek tisztítása során történő alkalmazhatóságot.
- C4. Menedzsmenti és társadalmi szempontból céлом volt azt is bizonyítani, hogy az új módszerrel történő adszorbeálással a tisztított vizek nehézfém koncentrációja olyan alacsony szinten tartható, ami már nem okoz humán egészségügyi és környezeti kockázatot.
- C5. Fontos célként fogalmaztam meg a kifejlesztetni kívánt rázatásos nehézfém adszorpciós technika gazdasági vizsgálatát, vagyis a technika körkörösíthetőségének elemzését, valamint a Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációját.

Összefoglalva elmondható, hogy kutatási célkitűzésem az volt, hogy az ivóvizek kémiai minőségének javításán keresztül, a lakosság életminőségének javítását segítsem.

1.2 Hipotézisek

Doktori munkám célkitűzéseimhez igazodva, az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg.

- H1. A rázatásos nehézfém adszorbeálásnak köszönhetően, magas hatásfokkal csökkenthető a kommunális szennyvizek nehézfém koncentrációja.
- H2. Az általam kifejlesztett módszer beilleszthető az urbanizációs tendenciákkal párhuzamosan fejlődő szennyvíztisztítási eljárások sorába.
- H3. Kutatásom eredményeként egy olyan alkalmazható módszer kidolgozása várható, mellyel a nehézfém koncentráció csökkentésének köszönhetően, a tisztított vizek környezeti és humán egészségügyi kockázata jelentősen mérsékelhető.
- H4. Meghatározható egy olyan üzemi technológiai kialakítás, mely a nehézfém eltávolítási módszer gyakorlatban történő alkalmazhatóságát elősegíti.
- H5. Meghatározható a technika körkörös gazdasági jellege, megadható a Körkörös Gazdasági Érték (CEV), valamint definiálható a CEV érték számolás képletének további módosítási iránya.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Az urbanizáció és a népességváltozás társadalmi és környezeti összefüggései

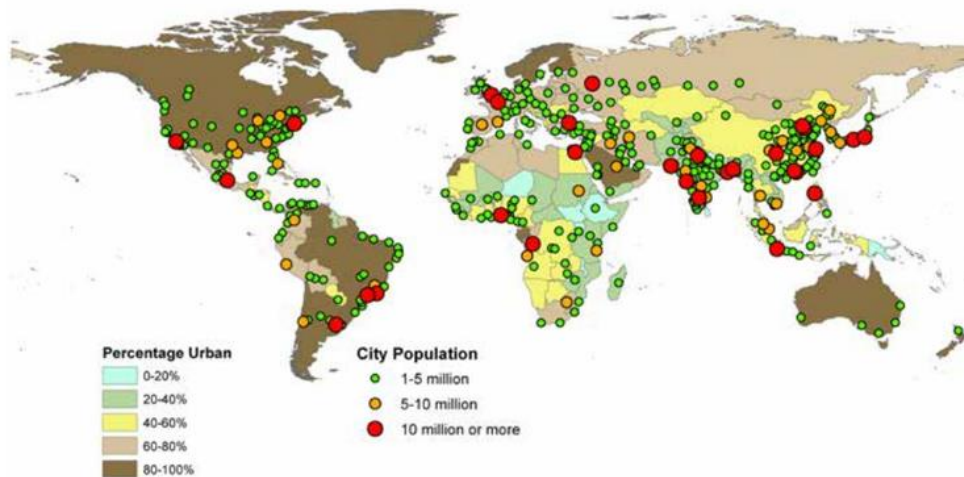
2.1.1 Az urbanizáció folyamata, urbanizációs tendenciák és problémák

Urbanizáció alatt a városiasodást, vagyis a városok térbeli és népességbeli változását (növekedését) értjük (FÁBIÁN, 2010). Az urbanizáció során gyakran a természeti környezet helyett egy mesterségesen kialakult (kialakított) környezet jön létre, ami magában foglalja mindazon körülményeket, amelyek a városi életformák, az ahhoz kapcsolódó kiszolgáló létesítmények, ipari területek, lakó- és pihenőövezetek, oktatási intézmények, stb. kialakulásához szükségesek (ZHANG, 2016).

Az urbanizáció folyamata a 19. és a 20. században felgyorsult. Érdeemes megfigyelni, hogy 1800-ban egyedül London volt az a nagyváros a világon, amelynek egymilliónál több lakosa volt. Napjainkban több mint 50 olyan nagyváros van szerte a világon, ahol 10 milliónál is több ember él (ebből 40 nagyváros a harmadik világ országaiban (RICZ J., 2007; ZHANG, 2016) (1. ábra).

Figure 1.3: Global patterns of urbanization, 2015

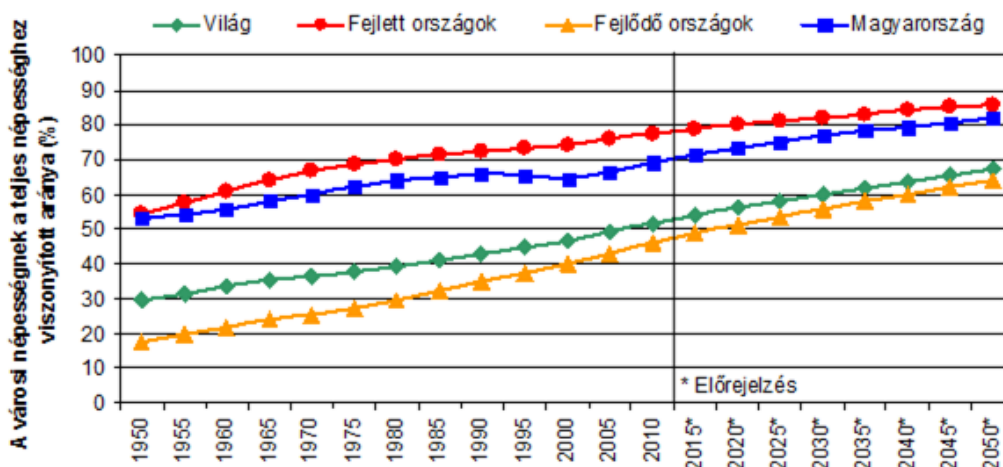
Source: Based on United Nations, 2014b.



1. ábra. A világ nagyvárosainak várható elhelyezkedése és mérete 2015-re, az egyes kontinensek és országok tekintetében (GRIFFITHS, LAMBERT, 2013)

A fenti adatok alapján egyértelműsíthető az a folyamat, hogy az emberek a nagyvárosokba költöznek a jobb életfeltételek reményében, a munkalehetőségek, az iskoláztatás kedvezőbb alakulása miatt. Egyes előrejelzések alapján, 2025-re a világ népességének mintegy fele nagyvárosokban fog

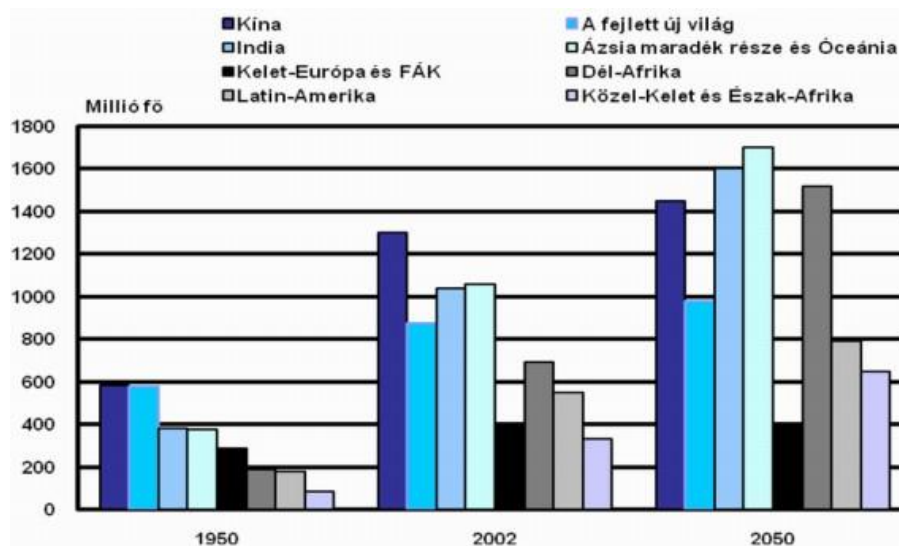
élni (BAJI, 2017). A 2. ábra bemutatja, hogy az egyes prognózisok szerint, miként fog alakulni a fejlett, a fejlődő országok és Magyarország népessége 2050-ig bezárólag.



2. ábra. A városi népességnek a teljes népességhez viszonyított aránya [%], valamint a 2050-ig szóló előrejelzések és tendenciák (ZHANG, 2016)

Az urbanizációval párhuzamosan, egy másik tendencia is megfigyelhető. A nagyvárosokban élők számára nem minden esetben van megfelelő számú és minőségű munkalehetőség, így a többmillió városokban (főleg a harmadik világ országaiban) nyomornegyedek alakulnak ki (KOZMÁNÉ, 2012). Ezeken a területeken nem csupán az általános életkörülmények elégtelenek, hanem sok esetben a közegészségügyi állapotok is aggodalomra adnak okot. A nyomornegyedekben élők száma 2025-re a 2 milliárd főt is meghaladhatja (MEGGYESI, 2006).

Láthatjuk, hogy a Földön élő 7 milliárd emberből ez a szám hatalmas, főleg ha hozzávesszük a világ demográfiai növekedésének előrejelzéseit (3. ábra). E szerint 2002. évhez képest 2050-re az Ázsiai-térség és Óceánia lakossága kiugró mértékben fog növekedni. A legkisebb növekedés Kelet-Európa és a volt FÁK államaiban lesz megfigyelhető.



3. ábra. A Föld lakosságának demográfiai prognózisa 2050-re, a különböző földrészek tekintetében (GRIFFITHS, LAMBERT, 2013)

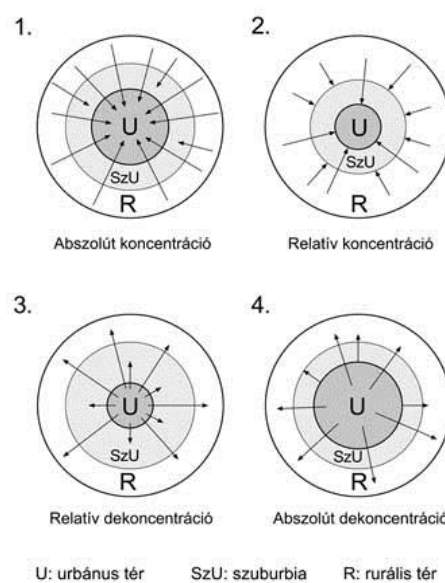
Az urbanizáció szakaszai

Az urbanizáció folyamatát négy fő szakaszra lehet bontani. Az első szakasz a városrobbanás fázisa, a második szakasz a decentralizáció, a harmadik a dezurbanizáció, a negyedik szakasz pedig a reurbanizáció fázisa (ZHANG, 2016; MILLER, HUTCHINS, 2017) (4. ábra).

A városrobbanás fázisában rohamos városnövekedés következik be. Ez jellemzően a város területének, közigazgatási területének növekedését jelenti, ugyanakkor ezzel párhuzamosan a beköltöző népesség koncentrációja is várható (ZHANG, 2016). A folyamat összekapcsolódik a modern gazdaság és az ipar fejlődésével, mely munkahelyek, lakások, és az erre építő szolgáltatóipar létrejöttét jelenti (BOTTLIK et al., 2012). A fejlődő országok a 21. századra léptek a rohamos városnövekedés útjára, ami négyszer gyorsabb növekedési ütemet mutat, mint a világ fejlett országaiban (RICZ, 2007). Kiemelten fontos jelenség, hogy a városrobbanás fázisában jelentkező népességnövekedés egy idő után csupán a lakosság számában nyilvánul meg, és nem kapcsolódik ehhez a megfelelő ellátás, munkahely, lakhatás és egészségügy (COYETTE et al., 2015). A lakosságnövekedés végső fázisában a nagyvárosokba költözők között egyre többen vannak olyanok, akik sokszor lehetőségek nélkül, az életfeltételek hiánya ellenére is a városi életet választják. A városi társadalom peremére szorult emberek koncentrálnak, jellemzően a szerényebb életkörülményeket mutató külvárosi régiókban (NAGY és BÉRESNÉ, 2012). Ez súlyos társadalmi problémát jelen, mivel a gettósodás folyamata egy idő után felgyorsul, ezeken a területeken megnő a bűnözés, utcán csellengő gyerekek és ellátás illetve munka nélkül tengődő emberek alkotják ezt a mikro társadalmat (ZHANG, 2016). Ne feledkezzünk meg róla, hogy a nagyvárosok kialakulásával és a városrobbanással párhuzamosan, növekszik a környezetszennyezés (hulladéktermelés,

szennyvíz mennyiség növekedése, légszennyezés) mértéke, és a gettósodásnak kitett területeken a közegészségügyi állapotok is rohamosan romlanak (RICZ, 2007).

A decentralizáció alapvetően ellentétes irányú népességmozgást jelent a városrobbanás népességnövekedéséhez képest (FÁBIÁN, 2010). Ebben a fázisban még mindig a városba költözők aránya magasabb, ugyanakkor megfigyelhető, hogy sokan a belvárosi életforma helyett a külvárosi, vagy épp kertvárosi életet választják. A nagyváros növekedése mellett, a város vonzáskörzetében található települések növekedése is megindul. Egy idő után a nagyváros növekedésének mértékét meg fogja haladni az agglomerációs települések növekedésének mértékét (SIKOS, 2015). A folyamat végén a központi területekről a népesség növekedése egyértelműen áttevődik az elővárosokba, illetve az agglomerációba. Véleményem szerint, Budapesten jelenleg ennek a folyamatnak egyes jelei biztosan mutatkoznak, hiszen sokan költöznek a belső kerületekből az agglomerációba, mert a (korábban még) olcsó telekárak, a fejlődő infrastruktúra, a közlekedési lehetőségek kedvező alakulása következtében a könnyű munkába járás lehetősége is vonzó. Nem beszélve arról, hogy a szmog és más légszennyező anyagok a külvárosokban sokkal kisebb koncentrációban vannak jelen a levegőben, ezért egészségesebb életfeltételek vannak.



4. ábra. A népesség mozgása az urbanizáció egyes szakaszaiban (BUSKÓ, JÓSZAI, 2013)

A dezurbanizáció szakaszában egyértelműen a nagyvárosokból való kiköltözés az uralkodó tendencia. A központi városrészek szerepe és népessége így csökken (HEGEDŰS, 2011). Ez a folyamat akár addig is fokozódhat, hogy egyes városok központi részének gazdasági szerepe lecsökken, és a gazdasági hangsúly áttevődik a külső városrészekre, vagy akár az agglomeráció más településeire (VILLÁNYI és VASA, 2007). A folyamat része, hogy a külső városrészek népessége rohamosan növekszik, és valójában ugyanaz következik be, mint a városrobbanás szakaszában, csak

már nem a központi városterületeken. A környezetszennyezés gócpontjai ennek következtében áttevődnek az új városrészek irányába (BUSKÓ, JÓSZAI, 2013; PÉLI, 2013).

A reurbanizáció (újvárosiasodás) szakaszában a település infrastruktúrája megújul, lakásépítések indulnak meg, és a városközpontok felújítása is megkezdődik, tehát a városi modernizáció majd minden formája megjelenik (FÁBIÁN, 2015). Ezzel összefüggésben megindul a központi városrészek népességének növekedése (BUSKÓ, JÓSZAI, 2013). Az urbanizáció szakaszaival összefüggésben, az 1. táblázatban látható az 1975 és 2015 közötti lakosságszám-változás a világon, valamint a fejlődő és a fejlett országokra lebontva.

1. Táblázat. A városok számának, valamint a népesség eloszlásának változása, a városok mérete szerint (világátlagban, illetve a fejlődő és a fejlett országokra lebontva)
(HUSTON et al., 2015 nyomán, saját szerkesztés)

	Városok mérete (lakosságszám alapján)	Városok száma [db]			Népességszám [millió fő]			Eloszlás a városi népesség arányában [%]		
		1975	2000	2015	1975	2000	2015	1975	2000	2015
Világ	Több mint 10 millió	4	18	22	53	240	359	3,5	8,4	9,4
	5 és 10 millió között	17	24	39	117	194	273	7,7	6,8	7,1
	1 és 5 millió között	174	345	480	317	636	910	20,9	22,4	23,8
	500 ezer és 1 millió között	252	419	510	170	278	347	11,2	9,8	9,1
	Kevesebb, mint 500 ezer	-	-	-	859	1497	1930	56,6	52,6	50,5
Fejlődő országok	Több mint 10 millió	2	13	16	22	154	268	1,3	7,8	9,3
	5 és 10 millió között	9	17	29	68	152	206	8,3	7,7	7,2
	1 és 5 millió között	99	242	371	180	444	710	22,1	22,5	24,7
	500 ezer és 1 millió között	153	308	391	97	199	260	11,9	10,1	9,0
	Kevesebb, mint 500 ezer	-	-	-	460	1021	1430	56,5	51,8	49,8
Fejlett országok	Több mint 10 millió	2	5	6	42	85	91	6,1	9,8	9,6
	5 és 10 millió között	8	7	10	50	42	67	7,1	4,8	7,1
	1 és 5 millió között	75	103	109	137	192	200	19,5	21,9	21,2
	500 ezer és 1 millió között	99	111	119	73	79	87	10,5	9,0	9,2
	Kevesebb, mint 500 ezer	-	-	-	398	476	500	56,9	54,5	52,9

Ahogy az 1. táblázatban látható, a világ adataihoz viszonyítva, eltéréseket tapasztalhatunk a fejlődő és a fejlett országok városainak száma, a városi népesség változása, valamint a városi népesség százalékos arányának tekintetében. Az adatsorok 1975, 2000 valamint 2015. évi értékeket jelenítenek meg.

Az évtizedek alatt a világon a több mint 10 millió fős városok (metropoliszok) száma, és a városi népesség is folyamatosan növekedett. 1975 és 2015 között a világ városi népessége átlagosan 2,5%-al növekedett. A metropoliszokban élők száma még ennél is nagyobb ütemben nőtt. Míg 1975-ben csupán 4 ilyen város volt a világon (összesen 53 millió lakossal), addig 2015-ben ez a szám már 22 volt. 2015-ben a kevesebb, mint 500 ezer fős városokban közel 2 milliárd ember élt. A táblázat adataiból látható, hogy a világ városainak száma a városok méretével fordítottan arányos. Vagyis számszerűleg, a legkevesebb a 10 milliónál nagyobb városokból van, a legtöbb pedig az 500 ezer és a 1 millió fő közötti városokból. Érdekes külön vizsgálni a 2015. évi adatokat. Ebben az évben a világon 359 millió fő lakott metropoliszokban, és 910 millió fő az 1 és 5 millió fő közötti városokban. A számok több mint kétszeres különbséget mutatnak. Ebből a városiasodási folyamatokra vonatkozóan fontos következtetést lehet levonni. A világban 2015-ben jellemző urbanizációs tendencia a nagyvárosokból való kiköltözés volt a kisebb népességű városokba. Másképp fogalmazva, ezek a számok a dezurbanizációs tendenciát támasztják alá.

A világ nagyvárosai után, a fejlődő országok nagyvárosaira szűkítve a kört, az adatok elemzéséből fontos információkat kaphatunk. Míg 1975-ben csupán 2 olyan nagyváros volt a fejlődő országokban, melyek népessége meghaladta a 10 millió főt (összlakosságszám 22 millió főt jelentett), addig 2000-ben már 13 ilyen nagyváros volt, 154 millió fővel. 2015-ben pedig 16 metropolisz volt a fejlődő országokban, összesen 268 millió lakossal. Vagyis a tendencia egyértelmű: folyamatosan növekedett a metropoliszok száma, ezzel párhuzamosan a lakosságszám is, tehát ez egyértelműen a városrobbanás szakaszát mutatja. Ha ezt azonban összehasonlítjuk azzal a szakirodalomban is rögzített tendenciával, hogy a világban egy jelentős dezurbanizációs folyamat megy végbe (ZHANG et al., 2016), akkor első megközelítésben ellentmondást fedezhetünk fel. A fejlődő országok nagyvárosainak többsége, a társadalmi folyamatokat tekintve nem ugyanabban az urbanizációs szakaszban tart, mint a fejlett országok nagyvárosai. 1975 óta folyamatos eltolódás figyelhető meg a fejlődő világ városi struktúrájában, vagyis a népesség lassú, de biztos eltolódása az egyre nagyobb méretű és lélekszámú városok irányába. A nagyvárosokban történő népesség-koncentráció a fejlődő világra jellemző, míg a fejlett világ városi struktúrájában már más folyamatok figyelhetők meg. A világ 20 legnagyobb városából 15 a fejlődő világ országaiban található (pl. Jakarta, Delhi, Lagos). A fejlődő országokban a nagyvárosi életfeltételek egyelőre alkalmasabbnak bizonyulnak a lakosság igényeinek kielégítésére, mint a vidéki életfeltételek, főleg ha a munkalehetőségeket, a szolgáltatásokat, a lakhatást, a közlekedést vagy az egészségügyi ellátórendszert nézzük. Külön

szempont a környezeti fenntarthatóság, a levegő- és vízminőség, az ivóvíz-ellátás kérdése. A fejlődő országok nagyvárosainak egyes részeiben nem elégségesek a közegészségügyi feltételek, pl. az ivóvíz-ellátás problémás (nem minden lakos jut hozzá naponta elegendő friss és tiszta ivóvízhez), illetve aggasztó a környezet általános szennyezettségi állapota is. Ugyanakkor elmondható, hogy a környezeti viszonyoktól eltekintve, a nagyvárosokban minden rendelkezésre áll a lakosság számára, nem úgy, mint a vidéki kistelepülések döntő többségében.

A fejlődő és a fejlett világ közti urbanizációs különbségeknek elsősorban az időbeni eltérés az oka (MEZEI és BAKUCZ, 2011). A fejlett világban az urbanizáció városrobbanási szakasza jellemzően a 19. században kezdődött, és a 20. század első harmadában érte el tetőpontját (elég, ha csak az amerikai nagyvárosokra, New Yorkra, San Franciscora, vagy Chicagora gondolunk, melyek a 20. század elején történő milliós – többek között munkaerő – kivándorlásnak köszönhetően ugrásszerűen növekedtek). A fejlődő országokban a városrobbanás szakasza a 20. század második felére tehető, mely tendencia a mai napig tart (LENGYEL és SZANYI, 2011). Ezt adatok is alátámasztják. A globalizáció, valamint az infokommunikációs forradalom eltérő lehetőséget jelentenek a fejlődő világ számára, és ez tükröződik a városok térbeli mintázatában, a népesség koncentrálódásában (LENGYEL, 2001). A 2. táblázatban a világ és a fejlődő országok nagyvárosainak népességnövekedési üteme látható (az 1975, 2000, 2005 és 2015. évi adatokat vizsgálva).

Az adatokból jól látható, hogy a fejlődő országok nagyvárosai 1975 és 2000 között magas növekedési rátát mutattak (a legmagasabb Lagos esetében volt). Lagos nem csupán 1975 és 2000 között produkált kiemelkedően magas mutatót (5,84%), hanem 2005 és 2015 között is (majdnem 4%-ot) (HUSTON et al., 2015). A második legnagyobb növekedési rátával rendelkező fejlődő országbeli nagyváros Dhaka, mely az 1975-2000 közötti időszakban 5,81%-os népességnövekedést mutatott, igaz ez a tendencia 2005-2015 között valamelyest lecsökkent, így gyakorlatilag 3% a növekedési rátája.

2. Táblázat. A világ és a fejlődő országok nagyvárosainak népesség növekedése [millió fő] 1975 és 2015 között, valamint a nagyvárosok évi átlagos növekedési rátája [%]
(HUSTON et al., 2015 nyomán, saját szerkesztés)

Nagyváros		Népesség [millió fő]				Évi átlagos növekedési ráta [%]	
		1975	2000	2005	2015	1975-2000	2005-2015
1.	Tokió	26,6	34,4	35,2	35,5	0,93	0,08
2.	Mexikóváros	10,7	18,1	19,4	21,6	1,99	1,05
3.	New York	15,9	17,8	18,7	19,9	0,55	0,60
4.	São Paulo	9,6	17,1	18,3	20,5	2,15	1,13
5.	Mumbai	7,1	16,1	18,2	21,9	3,15	1,84
6.	Delhi	4,4	12,4	15,0	18,6	4,08	2,12
7.	Shanghai	7,3	13,2	14,5	17,2	2,28	1,72
8.	Jakarta	4,8	11,1	13,2	16,8	3,37	2,41
9.	Dhaka	2,2	10,2	12,4	16,7	5,81	3,04
10.	Los Angeles	8,9	11,8	12,3	13,1	1,07	0,63
11.	Kairó	6,4	10,4	11,1	13,1	1,82	1,66
12.	Lagos	1,9	8,4	10,9	16,1	5,84	3,94
13.	Moszkva	7,6	10,1	10,7	11,0	1,12	0,34

Urbanizációs tendenciák és problémák

Az urbanizáció világméretű trendjei Magyarországot is érintik. Igaz, hazánkban ezek a trendek és tendenciák bizonyos késleltetéssel jelennek meg, ugyanakkor a nemzetközi szakirodalomban is részletezett (egymással kölcsönhatásban álló) megatrendek minket is előbb vagy utóbb elérnek (RECHNITZER et al., 2014). A megatrendeket az alábbi fontos pontokba sorolhatjuk.

A kommunikációs forradalom, amit másképp információs forradalomnak is neveznek, a digitális technikák elterjedésének köszönhetően, a 21. századra felgyorsult és kiemelt jelentőségű lett. Információs csomópontok alakulnak ki a világban, jellemzően az ún. global city-k tekintetében

(BAJI, 2017). Ezek a nemzetközi városhálózat legerősebb résztvevői, és mint ilyenek, állandó versenyben állnak egymással. Míg korábban a termékek előállításának középpontjaiként is funkcionáltak, addig mára már az információs forradalomnak is köszönhetően, tudásipari központoknak is nevezhetjük őket (LŐCSEI, 2012; POUS, RULLAN, 2014).

A közlekedési és az információs forradalom felgyorsulásának köszönhetően, a korábbi helyhez kötött, lokális gazdasági terek kiteljesedtek, és sokszor országokon és kontinenseken átívelő hálózatot hoztak létre, melyet leginkább a globalizáció fogalmával határozhatunk meg (RECHNITZER et al., 2014). A globalizáció nem csupán az urbanizáció tekintetében jelentős, hanem az emberi kapcsolatok, szokás- és normarendszerek, a mindennapok szempontjából is. Megfigyelhető, hogy a globalizáció ellenpontjaként felértékelődnek a lokális sajátosságok, az egyediség elemei is (FODOR et al., 2016; MILLER, DOUGLASS, 2016). A globalizáció folyamatában nem hagyható figyelmen kívül a politika és a szakpolitika (gazdasági kérdések) hatása sem (FODOR et al., 2016).

Napjaink fontos kérdése a humán erőforrások és a termékek mobilitása (FODOR et al., 2016). Az urbanizáció felgyorsulásának egyik okaként az emberek mobilitásának változását is megjelölhetjük. Egymással párhuzamosan megfigyelhető a városok bővülése (betelepülések) és az agglomerációból történő munkába járás jelensége (BELUSZKY, 2014). A kiegyensúlyozottabb életvitel lehetőségét tekintve, sokan a városba költözést választják, viszont sokan a helyi viszonyok és a megszokások erejének engedve (lokálpatriotizmus), csupán a napi szintű munkába járás viszonyában lépnek kapcsolatba a nagyvárosokkal (AL-BOAININ et al., 2013). Felgyorsult a szuburbanizáció, ami hozzájárult az egységes települési környezetként (tájként) működő városi régiók kialakulásához (LUKOVICS, 2007; FÁBIÁN, 2015). A növekvő mobilitás újra értelmezi az adott város határait, területeit, és befolyásolja a szolgáltatások versenystratégiáját (RECHNITZER et al., 2014).

A városok jelene és jövője szempontjából egyáltalán nem hagyható figyelmen kívül a természeti környezet átalakulása sem (SIKOS, 2015). Tudjuk, hogy az ember az a faj a Földön, amelyik képes saját környezetét akár teljesen elpusztítani. Ennek jeleivel sok helyen találkozhatunk. A városok mindennapjainak eredményeként felborul az ökológiai egyensúly a Földön, állat- és növényfajok kerülnek a kihalás szélére, vagy tűnnek el örökre, mindennaposak a talaj-, levegő- és vízszennyezések (COBBINAH et al., 2015). Emberek milliói nem jutnak minden nap egészséges, megfelelő minőségű ivóvízhez, illetve hiányos vagy egyáltalán nem megoldott ezeken a területeken a vízellátás, a csatornázás, a szennyvíz összegyűjtés (SIMAI, 2016). Éppen ezért, a Nemzetközi Vízgazdálkodási Szövetség (International Water Association – IWA) 2017-ben meghirdette cselekvési tervét, miszerint a következő 7 évben legalább 7 millió embernek kell megoldani a vízellátási, csatornázási problémáit világszerte (HTTP2). Megállapíthatjuk, hogy a 7 millió ember

világviszonylatban nem sok, ugyanakkor, ha azt vesszük, hogy ezen emberek többsége a harmadik világ nagyvárosaiban él, akkor már láthatjuk, hogy a cselekvési terv a világ legelmaradottabb területeire fókuszál (WILLIAMS et al., 2015).

A természeti erőforrásokkal való gazdálkodásnak mindenkor összhangban kell lennie a környezet fenntartóképeségével, a termelésnek és a fogyasztásnak környezetünk ökológiai egyensúlyával kell alkotnia egy minőségileg is megújult fenntartható városi modellt (RECHNITZER et al., 2014; FODOR et al., 2016).

2.1.2 A népességváltozásból eredő környezeti hatások és vízgazdálkodási kérdések

A nagyvárosokban a nagylétszámú lakosság életviteléből, és az ipar jelenlétéből eredő környezetkárosító, környezetromboló hatásokat az alábbi pontokban foglalhatjuk össze (BUSKÓ, JÓSZAI, 2013; FODOR et al., 2016; SARKAR, WEBSTER, 2017).

- Az ipari és kommunális hulladékok mennyiségének növekedése, és ezzel párhuzamosan a hulladékok begyűjtésének és kezelésének kérdése (problémája)
- Veszélyes hulladékok szabályszerű kezelése, ártalmatlanítása
- Egyre fokozódó vízfelhasználás
- Jelentős mennyiségű ipari és kommunális szennyvíz keletkezése, és ehhez kapcsolódóan a szennyvizek elvezetése és a szennyvíztisztítás kérdése
- A szennyvíztisztítás során keletkező szennyvíziszap nem megfelelő kezeléséből eredő problémaként jelentkező talaj- és vízszennyezések
- A talajok magas szervesanyag, nitrát és foszfor tartalma
- A téli útsózás kedvezőtlen hatása
- A városokban a talajok nagy része szilárd burkolattal borított, ezért alapvetően megváltozik a vizek lefolyása, párolgása és beszivárgása a talajba (SCHUSTER, 2014)
- Csatornázottság kérdése, illetve az egyesített és a szétválasztott csatornahálózatok aránya, ami a csapadékvíz elvezetése és kezelése szempontjából kulcskérdés
- Környezeti haváriák egyre gyakoribbá válása. Iszaptartályok, medencék szivárgása, kilyukadása, vegyi anyagok nem megfelelő tárolásából eredő szennyezések, technológiai balesetek, toxikus anyagok környezetbe jutása (pl. tiszai ciánszennyezés), fosszilis energiahordozók felhasználása során keletkező környezetszennyező anyagok jelenléte
- Levegőszennyezés, kémények által kibocsátott nitrozusgázok jelenléte a légkörben, szálló por tartalom, üvegházhatású gázok kibocsátása, fokozódó klímaváltozás (HOFSTRA, VERMEULEN, 2016)

- Helytelen területhasználatok következményei (WALT et al., 2015). A nagyvárosok kialakulása során a természeti környezettől vonunk el területeket, mely a város területi terjeszkedésének hatására mesterséges (épített) környezetté válik. A természeti környezet, a termőföldek védelme nemzeti érdek. A nagyvárosok terjeszkedése során az ipari és a kereskedelmi területek kijelölésén túl, a lakó- és pihenőövezetek kialakításáról beszélünk.

Levegőszennyezés

A nagyvárosokban egyre jelentősebb a levegőszennyezés. Ennek oka a túlnépesedés, a magas népsűrűség illetve az ipari tevékenységek, technológiák. A mesterségesen légkörbe juttatott szennyezőanyagok mennyisége sokszor meghaladja a természet ökológiai öntisztuló képességének kapacitását (GONG et al., 2016). A légszennyezések forrásai jellemzően a közlekedés, az energiafelhasználás és az ipari technológiák (SCHUSTER, 2014). A leggyakoribb gáz halmazállapotú légszennyező anyagok a szén-dioxid, szén-monoxid, nitrogén-oxidok, metán, kén-dioxid, freonok, klórozott szénhidrogének, ózon, illetve a policiklikus aromás szénhidrogének (PAH vegyületek) (GONG et al., 2016).

A szén-dioxidnak (CO_2) és a szén-monoxidnak (CO) komoly szerepe van a Földet befolyásoló üvegházhatás kialakulásában és fenntartásában. Jellemzően valamely tüzelőanyagok elégetése során kerülnek a légkörbe (COBBINAH et al., 2017). A szén-monoxid tökéletlen égés során keletkező mérgező gáz, a városi szmog egyik alkotója. Humán egészségügyi kockázata, hogy az emberi vér hemoglobinjához kötődve, akadályozza a vér oxigén szállítását (MILLER, HESS, 2017).

A nitrogén oxidok (NO , NO_2) magas hőmérsékleten végbemenő égési folyamatok során keletkező gázok. Leginkább a közlekedéssel, az ipari tevékenységgel (a füstgázok egyik alkotója), valamint a hagyományos fűtési – tüzelési módszerekkel kerülnek a légtérbe. Veszélyesek az ózonpajzsra, és komoly felelősségük van a savas esők kialakulásában is (MILLER, HUTCHINS, 2017).

A metán (CH_4) az üvegházhatás kialakulásában szerepet játszó gázok egyike. Szintelen, szagtalan, a levegőnél kisebb sűrűségű, vízben gyakorlatilag oldhatatlan gáz. A légkör legfelsőbb rétegeibe emelkedik fel, így közvetlenül károsítja az ózonpajzsot is. Jelentős szerepe van a légkör felmelegedésében, mivel nagy hővisszatartó képességgel rendelkezik. Anaerob lebomlási folyamatok során jelentős mennyiségű metán jut a légkörbe, ahol átlagos tartózkodási ideje közel 10 év (GONG et al., 2016).

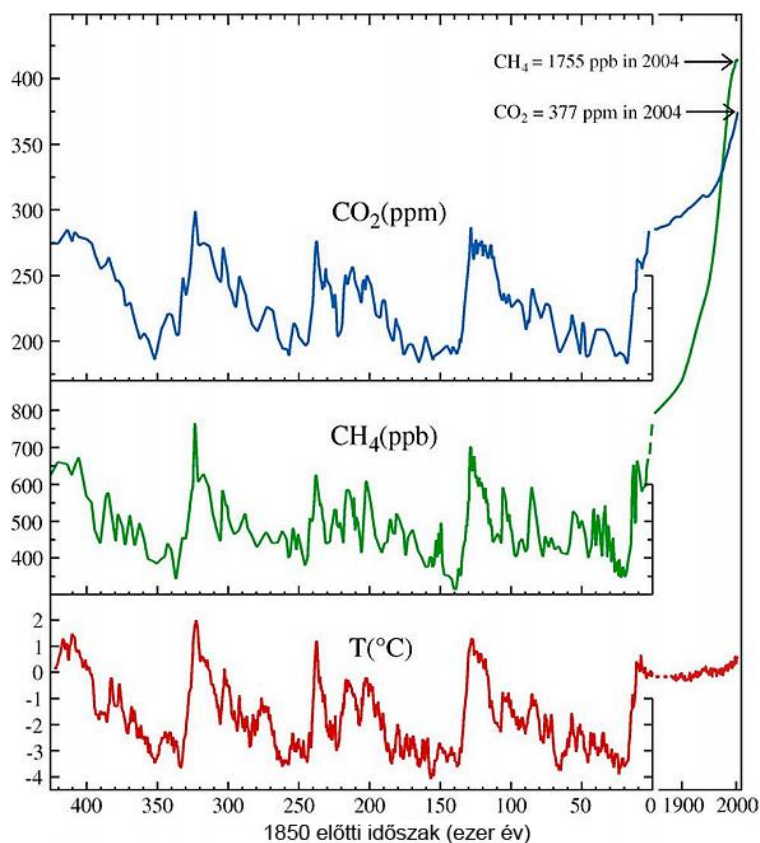
A kén-dioxid (SO_2) elsősorban a fosszilis tüzelőanyagok elégetése során kerül a légkörbe, az összes emisszió közel 50%-át adva. Jelentős szerepe van a savas esők kialakulásában (COBBINAH et al., 2017).

A freonok, valamint a klórozott szénhidrogének nagy párolgáshővel rendelkező gázok. Ipari felhasználásuk ma már elenyésző. Korábban hajtógázként (pl. dezodorokban), illetve hűtőgépekben alkalmazták. Jelentős ózonkárosító hatással rendelkeznek, ezért felhasználásukat nemzetközileg és hazai szinten (2000. évi XXV. tv. a kémiai biztonságról) is korlátozzák (HOFSTRA, VERMEULEN, 2016).

Az ózon (O_3) a Nap UV sugárzásának hatására keletkezik a légkör oxigénjéből. Kettős szerepe, hatása van. Egyrészt fontos védőpajzs a sztratoszférában, másrészt a troposzférában, ahol a légkör ózon tartalmának közel 10%-a található, légszennyező anyagként viselkedik (HOFSTRA, VERMEULEN, 2016).

A policiklikus aromás szénhidrogének (PAH vegyületek) rákkeltő, karcinogén anyagok. Jellemzően a kipufogógázokban, illetve a cigarettafüstben vannak jelen. Jelentős emissziós forrásnak számítanak még az erdőtüzek és a szeméttégetés (GONG et al., 2016).

A 5. ábrán az elmúlt ezer évtől egészen a 2000-es évekig láthatjuk a két legjelentősebb üvegházhatású gáz, a CO_2 és a CH_4 légköri koncentrációjának alakulását. Megfigyelhető, hogy az utóbbi száz évben ugrásszerűen megnövekedett ezen gázok koncentrációja, és ezzel párhuzamosan a légkör hőmérséklete is. A legjelentősebb koncentráció-növekedést a metán mutatja.



5. Ábra. A CO_2 [ppm] és CH_4 [ppb] légköri koncentrációjának, valamint a légkör hőmérsékletének [$^{\circ}C$] változása a 2000-es évekig bezárólag (REMONDI et al., 2016)

A füstköd, vagyis a szmog

A szmogban jellemzően humán-egészségügyi kockázatot jelentő, káros élettani hatású gázok, valamint szilárd halmazállapotú (por) szennyezőanyagok vannak. A szmog egyre gyakoribb a nagyvárosokban. Kialakulásáért elsősorban az ipari tevékenység és a közlekedés felelős, ugyanakkor koncentrációjában jelentős szerepe van a kedvezőtlen időjárási körülményeknek és a domborzati viszonyoknak is (REMONDI et al., 2016). Fontos tényező még a légköri inverzió jelensége. Amennyiben a meleg levegő alá hideg levegő keveredik és szélcsend van, ún. inverziós réteg alakul ki, ami akadályozza a függőleges irányú légmozgást. Ennek eredményeként, a füstgázok nem tudnak a magasabb légrétegekbe emelkedni, és megjelenik a városi szmog (ABDULLAH, 2015).

Zaj- és rezgésterhelés

A nagyvárosok egyik jellemzője, hogy a zaj- és rezgésterhelés éjjel-nappal jelentős. Ennek egy részét nem érzékeljük, ettől függetlenül káros élettani hatást fejt ki. A környezeti zaj egyik jelentős forrása a közlekedés és az ipari tevékenység (REMONDI et al., 2016). Káros élettani hatásuk a funkcionális zavarok, a hallásküszöb emelkedés, a részleges vagy maradandó halláskárosodás, vegetatív zavarok (fokozódó anyagcsere, fejfájás), egész testes rezgés, szívpanaszok formájában jelentkeznek. A védekezésnek aktív és passzív formája létezik. Aktív védekezési módszerek jellemzően műszaki intézkedések lehetnek, vagyis a keletkező zajkibocsátás mértékének csökkentésére irányuló módszerek (rendszeres műszaki ellenőrzések, stb.). Passzív védekezés esetén a keletkező zajterhelés terjedését gátolják meg. Ennek leggyakoribb eszközei a zajvédő falak, a hallásvédelmi eszközök használata, erdősávok telepítése (REMONDI et al., 2016).

Az urbanizációval összefüggő vízgazdálkodási kérdések

Hazánk határai a Kárpát-medence földrajzilag legmélyebb területén húzódnak. Országunkat több mint 2 ezer méter magasságú hegylancok vonulatai fogják közre, így földrajzi helyzete igen speciális (BELUSZKY, 2014). A hazánkkal szomszédos országok mind-mind eltérő földrajzi adottságokkal rendelkeznek. Helyzetünkben adódóan, az ország talajtani és vízgazdálkodási adottságai kedvezőek, mivel az alacsony tengerszint feletti magasság miatt, a vízfolyások többsége nálunk válik ún. alsó szakasz jellegűvé. A folyószabályozások időszaka előtt, a folyók nálunk terebélyesedtek ki, hosszan elterülő kanyarulatokat véve, holtágakat kialakítva, hordalékot szállítva és építkezve (SANG, 2017).

Ha a talajtani adottságokat nézzük, egyértelmű, hogy mezőgazdasági termelés számára kedvezőek a körülmények. Ebből adódóan, hazánkat elsősorban mezőgazdasági jellegű országgént

lehet említeni. A kedvező talajtani helyzetet a talaj változó (sokszor bőséges) humusz tartalmának és vízháztartásának köszönhetjük (SANG, 2017).

Az ország vízgazdálkodási helyzete egyedülálló, ugyanakkor annyira összetett, hogy nem lehet egyetlen szemszögből vizsgálni. A jelentősebb vízfolyások száma közelíti az ötszázat. Nálunk van Kelet-Közép-Európa legnagyobb tava, a Balaton, ami keresett üdülőhely. Ezen kívül, az Ausztriával közös Fertő-tó, a Balaton „testvére” a Velencei-tó, valamint a Tisza-tó is jelentős nagyságú állóvíz. Hazánkban a balneoturisztika is egyedülálló lehetőségeket kínál, hiszen számtalan hévíz- és termásvíz-forrással rendelkezünk.

Az urbanizáció során kiemelten fontos kérdés a vízellátás. Minden ember állampolgári joga a friss és tiszta ivóvízhez való jutás. Ezt a lakosság számára a városi (önkormányzati) vízellátási vállalatok biztosítják a vízvezeték-hálózaton keresztül (van ROON, 2012).

A települési vízgazdálkodás legfontosabb feladatai (van ROON, 2012; SCHUSTER, 2014; van den BOSH, SANG, 2017) – és azok jogszabályi háttere Magyarországon – az alábbiak:

- A víz kitermelése és a fogyasztók rendelkezésére bocsátása (8/2014. (I. 31.) BM rendelet)
- A vízkészletekkel való hosszú távú és racionális gazdálkodás kialakítása és megszervezése (1995. évi LVII. tv a vízgazdálkodásról)
- A kitermelt víz minél jobb hatásfokú felhasználása
- A vizek tározása, illetve az ehhez szükséges műszaki feltételek biztosítása (30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet)
- Az elhasznált vizek (szürke víz, szennyvíz) lehető legnagyobb mértékű újrahasznosítása illetve az ehhez szükséges infrastruktúra, műszaki háttér biztosítása
- A víztisztítási technológiák folyamatos fejlesztése annak érdekében, hogy minél jobb minőségű vizet juttassunk vissza a természetes vízkörforgásba (vízvisszaforgatás)
- A természetes vizek mennyiségi és minőségi védelme, megfelelő vízminőség-szabályozás kialakítása (EU Víz Keretirányelv, 2015)
- A vízi ökoszisztémák és a vizes élőhelyek védelme (1995. évi LVII. tv a vízgazdálkodásról; 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet; 220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet)
- A vizek lefolyásának szabályozása, a patak- és folyómedrek rendszeres karbantartása, kotrása
- Árvízvédelmi intézkedések, a védekezés műszaki feltételeinek biztosítása, állagmegóvás, fejlesztés, a települések és a lakosság védelme érdekében (30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet)
- Vízi utak hajózásra alkalmassá tétele, fenntartása, a turizmus és a kereskedelem érdekében

- Vízenergia biztosítása, mint megújuló energiaforrás kihasználása
- Belvízvédelem, illetve a belvízzel elöntött területek mentesítése, a belvíz lefolyásának biztosítása
- Aszályelhárítás, vagyis a csapadékszegény időszakok alatt az öntözővizek biztosítása a természetes ökoszisztéma fenntartása érdekében
- Ipari vízellátás. A szükséges technológiai vizek, hűtővizek biztosítása, illetve a keletkező ipari szennyvizek elvezetése, tisztítása

Az előbbi felsorolásból látható, hogy a települési vízgazdálkodás egy komplex, annak minden részterületét magában foglaló tevékenység. Vannak olyan feladatkörei, részei, melyekkel a mindennapi életünk során bárki találkozhat. A fentiekből a legfontosabb területek, melyek az urbanizáció során kiemelt jelentőséggel bírnak, az ivóvízellátás, a (szenny)vízisztítás, a közművesítés, az árvízvédelem, illetve a természetes ökoszisztémák védelme, fenntartása.

Az ivóvízellátás a fejlett országokban megoldott kérdés, hiszen a nyugati nagyvárosok rendelkeznek azzal az infrastrukturális háttérrel, ami ehhez szükséges (REMONDI et al., 2016). Itt is fontos azonban a műszaki létesítmények állagának fenntartása, illetve a szükséges fejlesztések elvégzése.

Kulcskérdés a csatornázás, mely jellemzően egyesített vagy elválasztott rendszerű csatornahálózatot takar. Az egyesített rendszer esetében a szennyvíz és a csapadékvíz egy csatorna térben, míg az elválasztott rendszer esetében a két vízfajta egymástól elkülönítve kerül elvezetésre (GONG et al., 2016; REMONDI et al., 2016).

Az urbanizáció mértéke és a lakosság vizsgálata szempontjából fontos kérdés a vízigény és annak biztosítása, kielégítése. Vízigénye természetesen a vízfelhasználóknak van, akik a rendelkezésre álló vizet az életük, tevékenységük során használják (ZHANG et al., 2016; SARKAR, WEBSTER, 2017). Különbséget kell tenni a lakossági és az ipari vízigények között, hiszen a kettő kielégítéséhez más-más műszaki és infrastrukturális feltételek szükségesek. A vízigények kielégítéséből következő vízfelhasználás szigorúan vízminőség-gazdálkodási szempontból nézve minden olyan tevékenység, mely a rendelkezésre álló vízmennyiség minőségi (kémiai, biológiai, mikrobiológiai) paramétereit megváltoztatja (van den BOSH, SANG, 2017). A vízigények vízgazdálkodási szakágazatok szerinti csoportosítása a következő (van den BOSH, SANG, 2017):

- Lakossági
- Ipari
- Mezőgazdasági (öntözési, halászati)
- Hajózási
- Vízenergia-hasznosítási

A felsorolásból is látható, hogy egy adott nagyvárosban és annak agglomerációjában mennyire heterogén lehet a vízfelhasználók köre. Más besorolás szerint, két fő csoport létezik (COBBINAH et al., 2017):

- **Vízfogyasztók:**

Tevékenységük során nem csupán felhasználják a rendelkezésre álló vizet, hanem csökkentik is annak mennyiségét. Az ipari üzemek esetében ezt a felhasznált vizet általában a termékbe építik, elpárologtatják, vagy más módon vonják ki a rendelkezésre álló vízkészletekből. Ilyen ipari technológia pl. a timföldgyártás (vörösiszap), a konzervipar, hígtrágya-kibocsátó állattartó telepek.

- **Vízhasználók:**

Tevékenységük során a vizet csak használják, de szinte semmit nem használnak el belőle, nem csökkentik annak mennyiségét. Ilyen tevékenység pl. a hajózás, halászat, vízenergia-termelés és hasznosítás.

A vízigények meghatározása kiemelten fontos terület. Figyelembe kell venni a vízigények térbeli és időbeli változásait, a rendelkezésre álló vízkészletek mennyiségét és minőségét, a minél jobb hatásfokú vízigény kielégítés érdekében (van ROON, 2012). Természetesen azt sem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy a vízigény kielégítését felszíni vagy felszín alatti víztestből származó vízmennyiséggel tudjuk/akarjuk kielégíteni (ABDULLAH, 2015).

2.2.3 A víztisztítási technológiák fejlődése az urbanizáció történeti tükrében

A kommunális (lakossági) és az ipari szennyvizek mennyisége és összetétele az urbanizáció és a társadalom alakulását követve, az évszázadok alatt folyamatosan változott. A szennyvíztisztítás kezdeti módszerei már az ókori civilizációkban is megfigyelhetők (Egyiptomban, a Római Birodalomban). Rómában, a lakosságnál keletkező szennyvíz elvezetésére, mai szemmel nézve is modern csatornahálózatokat alakítottak ki. E mellett a szennyvíz ülepítés kezdetleges jelei is megfigyelhetők, mivel a szennyvíz szikkasztására emésztő medencéket alakítottak ki. Az itt ülepített iszapszerű anyagot megpróbálták a mezőgazdaságban újrahasznosítani, a csatornákon keresztül összegyűjtött szennyvizet pedig előbb a Tiberisbe, majd a tengerbe vezették. Ez utóbbit ma már környezetszennyezésnek tekintjük, viszont a kor lehetőségeit figyelembe véve, igencsak fejlett módszer volt.

A középkori településeken (mai szóhasználattal élve) nyílt csatornahálózatot alkalmaztak, vagyis a háztartásokban, céhműhelyekben keletkező kommunális szennyvízmennyiség kezeletlenül, hígítatlanul ömlött az utcákon kialakított fedetlen csatornába. Utólag számos humán egészségügyi

problémát tulajdonítanak ennek a megoldásnak, elég a százmilliók halálát okozó pestisjárványokra, illetve Coli (*Escherichia coli*) fertőzésekre gondolnunk. A 19. század második felére datálható a szennyvíztisztítás fejlődésének kezdete. Az elsődleges feladat a szennyvizek elhelyezésének megoldása volt. Bár az ókori civilizációk már megoldották ezt a kérdést, viszont az iparosodás útjára lépett 19. századi társadalmak számára a kommunális mellett, az esetenként sokkal nagyobb szennyezőanyag koncentrációval rendelkező ipari szennyvizek jelentették az új problémát. A 19. század közepére Európa több nagyvárosában, így Londonban is sikerült a csatornázást megoldani, így lehetőség volt az összegyűjtött szennyvizet valamiféle tározóba vezetni, és elkülöníteni a lakott területektől, ugyanakkor a csatornahálózaton keresztül érkező szennyvizet sokszor még mindig a Temzébe engedték. A kor orvosai sejtették, hogy a század folyamán pusztító járványok jelentős része a kezeletlen és humán egészségügyi kockázatot jelentő szennyvizeknek köszönhető. 1876-ban Robert Koch német orvos, mikrobiológus izolálta a tuberkulózis, a kolera és a bélfene baktériumait, és bebizonyította, hogy a fertőzések (járványok) vizes közegben, sok esetben a szennyvizekkel terjednek. Ez a fontos eredmény nem csupán a modern mikrobiológia egyik úttörő felfedezésének, hanem a majdani biológiai szennyvíztisztítási eljárások kiindulópontjának is tekinthető (HTTTP4).

A 19. században elindult iparosítási hullám az Új Világot, az Egyesült Államokat is érintette. A század utolsó éveiben a keleti parton megjelent gyárak és üzemek rendkívüli mértékben elszennyezték a nagyvárosok környezetében található felszíni és felszín alatti vizeket. Mivel a században létrejövő nagyvárosok többsége vízfolyások mellé épült (az ivóvíz-ellátás, a szennyvíz bevezetés, az ipari vízigények miatt), rövid időn belül bekövetkezett a vízfolyások magas szennyezőanyag koncentrációjából eredő túlterheltség. Habár a csatornázás eredményeként, a szennyvizet a felszíni vizekbe (tavakba, folyókba) vezették, és így komoly környezetszennyezést valósítottak meg, ennek a megoldásnak mégis volt annyi pozitív hozadéka, hogy a 19. század végére gyakorlatilag megszűntek a milliók halálát okozó világméretű járványok, fertőzéshullámok. A világ első komolyabb és méreteiben is jelentős szennyvíztisztító telepe Hamburgban épült 1842-ben. Mai szemmel nézve, a kor technológiai fejlettségi szintjét és lehetőségeit is vizsgálva, ez technológiai bravúrnak számított. Kialakították a mechanikai (szűrés), és előülepítéses tisztítási eljárást. Ezek a módszerek a két legfontosabb (legalábbis a korban legfontosabbnak vélt) szennyvíz problémát oldották meg. A szennyvizek zavarossága, lebegőanyagtartalma szemmel is látható szennyezés volt. A mechanikai tisztítással a telepre beérkező szennyvizet mozgató átemelő szivattyúkat is kímélték, mivel a szűrőket és rácsokat már a telepre vezető csatornahálózatba építették. A kor legnagyobb vívmánya az előülepítési technika volt. Mai paraméterekkel kifejezve, a KOI és BOI értékben is mérhető szennyezőanyag tartalom nagyjából 30%-át tudták kiülepíteni. Az előülepítés bevezetésével a szennyvíztisztító műtárgyak száma is nőtt, és kialakításában már hasonlított a ma ismert szennyvíztisztító telepekre.

Az első biológiai jellegű szennyvíztisztítási kísérlet a talajon történő szennyvízszűrés volt az 1870-es években. Ezt a módszert a csepegtetőtestes és eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák előfutárának tekinthetjük, melyek kidolgozására Angliában került sor, hiszen az ország speciális éghajlati viszonyai kedveztek a technológia egész évben történő működtetésének.

A tisztítási technikák fejlődésével párhuzamosan, megjelent egy addig ismeretlen anyag, a szennyvíziszap. Ennek a kezelésére az addig használt módszerek nem voltak alkalmasak, hiszen a szennyvíziszap halmazállapotát tekintve kettős: magas víztartalommal rendelkezik (több mint 90%), ugyanakkor jelentős a szilárd fázis mennyisége is, mely jellemzően az aerob mikroorganizmusok után maradt szerves anyagot jelenti. Rájöttek, hogy ha a szennyvíziszapot megfelelő időtartamon keresztül anaerob körülmények között állni hagyják, akkor anaerob lebomlási folyamatok indulnak meg benne (a lebomlás intenzitása és határfoka a hőmérséklet emelésével nő). Ezzel párhuzamosan meghatározták, hogy az iszapkezeléshez a mezofil tartomány az ideális (~33°C). Ezt a módszert ma anaerob iszapstabilizálásként ismerjük. Az így kezelt szennyvíziszapot jó hatásfokkal lehetett vízteleníteni, ami egyrészt azt jelentette, hogy az iszap tározása is könnyebbé vált, másrészt a kinyert szilárd fázist, vagyis a szerves anyagot megfelelően lehetett komposztálni.

A 20. századra egyértelművé vált, hogy a keletkezett szennyvíz mennyiségét mechanikailag és más módon is kezelni kell, hiszen számos fertőzésveszélyt, bűz- és szagártalmat tulajdonítottak neki. Az ipari technológiák fejlődésével, ugyanakkor a sokszor környezetszennyező technikák használatával, folyamatosan változó szennyezőanyag összetételű ipari szennyvizek is keletkeztek, melyek sokkal nagyobb kihívást jelentettek a kor szakemberei számára. Sem a kommunális, sem az ipari szennyvizeket nem lehetett a felszíni természetes vízfolyásokba (befogadókbá) vezetni, hiszen a szennyezőanyagok koncentrációja messze meghaladta a vízfolyások, tavak öntisztuló képességét. Az I. világháború előtti években a szennyvíztisztító telepek modernizálása jellemzően az ülepítő műtárgyak és az iszapfermentáció létesítményeinek műszaki (mérnöki) fejlesztését jelentette. A komolyabb fejlesztésekre az Egyesült Államokban, Angliában és Németországban volt lehetőség.

A 20. század elején kidolgoztak egy új módszert a víz minőségének vizsgálatára is, melyet mind a szennyvizek, mind az ivóvizek minősítésénél alkalmaztak. Ez a szaprobitás vizsgálata. Monitoringozták a nagyvárosok mellett a vízfolyások szaprobitását. A szaprobitás a vízi heterotróf szervezetek által biokémiaiilag lebontható szerves anyagok mennyiségét jelenti. Jellemzésére a KOI_{ps} , KOI_d , BOI_5 érték használatos (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

A 20. század második felében folyamatos fejlesztéseken ment keresztül a biológiai tisztítási fokozat. Növekedett a tisztítás hatékonysága, az alkalmazott módszerek körei szélesedtek. Ma már a teljesség igénye nélkül, biofilmes, csepegtetőtestes, eleveniszapos, „élőgépes”, adszorpciós eljárásokat alkalmaznak.

2.1.4 Környezeti fenntarthatóság vizsgálata az okos városok példáján keresztül

Az okos városok (smart cities) kérdése a legújabb társadalom- és környezettudományi kutatási területek egyike. Az okos város fogalma annyit jelent, hogy a városok jövőbeni fejlesztésének irányvonalait összekapcsolják olyan kiemelt részterületekkel, mint az ökológiai fenntarthatóság kérdése és a városi vízgazdálkodás optimalizálása, technológiai (IT) korszerűsítés, illetve a városfejlesztések társadalmi aspektusai (BATTY et al., 2012).

A városfejlesztési koncepciók urbanizációs értelemben véve kiemelten fontos kérdések. A modern nagyvárosok 21. századi változásait szükségszerűen követnie kell az ehhez igazodó fejlesztési elképzeléseknek. Ma már a technológiai fejlesztéseket, az ipari modernizációkat, a környezettudatosságot, a megújuló és alternatív energiaforrások használatát nem lehet figyelmen kívül hagyni, mint ahogy azt sem, hogy ezeknek jelentős geográfiai, szociológiai vonatkozásai vannak. A jövő az okos városoké, vagyis azon modern, élhető nagyvárosoké, ahol a folyamatos technológiai fejlesztéseket (pl. szennyvíztisztítási, ivóvíz-tisztítási technológiai fejlesztéseket), a környezeti (ökológiai) fenntarthatóságot összhangba hozzák a társadalmi igényekkel, a munkahelyteremtéssel, a szociális ellátórendszer fejlesztésével, a közlekedés modernizációjával, a mindenkori jog- és normarendszerrel (BATTY et al., 2012).

ANGELIDOU (2015) tanulmányában érinti azokat a legfontosabb történeti tényezőket is, melyek a mai (illetve bizonyos értelemben a jövőbeni) okos városok kialakulásához vezettek. Az ipari forradalommal robbanásszerűen meginduló, és azóta is tartó technológiai fejlődés velejárója, hogy a városfejlesztési koncepciók mindig az adott kor csúcstechnológiáinak a hétköznapi életbe történő áttemelésével kívánják kiépíteni a jövő városát. A második világháborút követően, a rendelkezésre álló akkori csúcstechnológiák alkalmazása mellett, a nagyvárosok élhetősége is hangsúlyos kérdéssé vált. Egyre inkább előtérbe került az egyén, a közösségek és a városi lakosság boldogulása, a minél jobb életkörülmények biztosítása. Az 1960-as években megjelent az „elektronikus urbanizáció” irányvonala (BATTY et al., 2012), vagyis az információs rendszerek fejlődéséből eredő telekommunikációs modell. Ebben helyet kapott a városi munkahely és a távmunka, valamint a szolgáltatások és az oktatás modernizálásának kérdése.

Az okos városok kialakításának fontos eleme a társadalomban végbemenő változások nyomon követése (ANGELIDOU, 2015). A 21. században zajló technológiai és információs forradalom minden szegmense szoros kapcsolatban van, visszahat a társadalomra. Napjainkban teret nyer a tudás- és innovációalapú gazdaság. A tudásalapú gazdaság előre törésével, valamint az információs társadalom kialakulásával párhuzamosan, elő kell segíteni az informatikai rendszerek integrációját az okos városok gazdasági életébe.

Egyre több ipari technológiai folyamatot szoftverek irányítanak, átvéve az ember szerepét, ugyanakkor a szoftverek kezeléséhez és fejlesztéséhez elengedhetetlen a humán erőforrás. Vagyis a jövő okos városaiban egyrészt a technológiai és informatikai innovációt kell ösztönözni, de ezzel párhuzamosan az oktatást, a szakképzést, és a felsőfokú képzést is fejleszteni kell (itt van többek között az a pont, ahol láthatóvá válik a technológia-innováció visszahatása a társadalomra) (HUSTON et al., 2015).

Az okos városok fejlesztésének másik kiemelten fontos aspektusa a környezetvédelem, a környezeti fenntarthatóság kérdése (KÁPOSZTA, 2016). Ebben a megközelítésben ötvöződik a társadalmi és a „zöld” nézőpont, mivel az okos és zöld fejlesztéseket, zöld technológiákat a társadalmi szükségesség és hasznosság szempontjából kell megközelíteni. Másik fontos kérdés, hogy mindez műszakilag miként kivitelezhető (NAVARRO et al., 2015).

Megjelenik a fenntartható fejlődés és a műszaki fejlesztés összefüggésének kérdése, és ezzel kapcsolatban az emberi életminőség fejlesztésének lehetősége (úgy, mint „smart environment”, „smart energy”) (MATTONI et al., 2015).

Fentieket összefoglalva, az okos városok alrendszereit mérnöki szemponttól, a környezetvédelmi fenntarthatóságon keresztül egészen a társadalmi vonatkozásokat is felölelő pontokba lehet foglalni (NEIROTTI et al., 2014), melyeket az 3. táblázat tartalmaz.

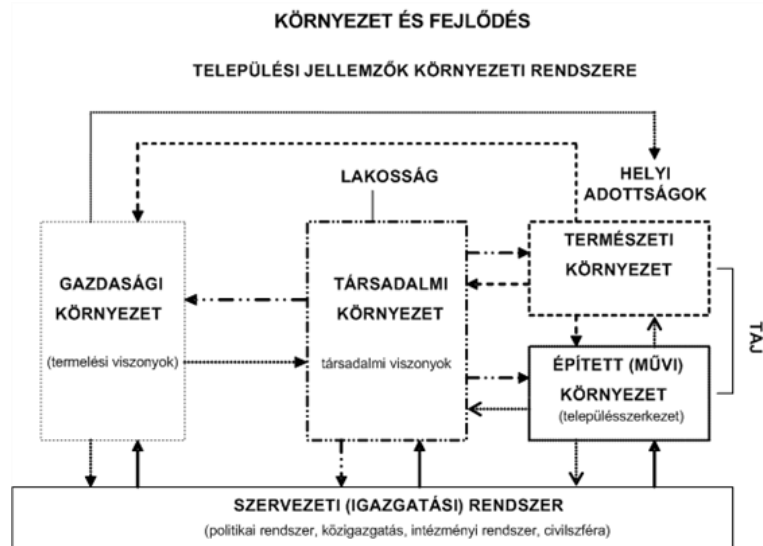
3. Táblázat. Az okos városok alrendszerei, valamint a fő fejlesztési célok összefoglalása (NEIROTTI et al., 2014 nyomán, saját szerkesztés)

SMART CITY ALRENDSZEREK	FŐ FEJLESZTÉSI CÉLOK
<i>Műszaki, környezetvédelmi alrendszer</i>	
Energiahálózatok, energiagazdálkodás	Automatizált energiahálózatok kialakítása, információcsere a fogyasztók és a szolgáltatók között az energiafogyasztás költségcsökkentésének céljából
Természeti erőforrások, vízgazdálkodás	Megújuló erőforrások kihasználása, integrálása az energiaellátásba
Hulladékgazdálkodás, hulladékkezelés	Technológiafejlesztés és innováció a települési szilárd és folyékony hulladékok gyűjtésében, kezelésében. A hulladékok újrahasznosításának fejlesztése
Ökológiai állapot megőrzése	Technológiafejlesztés, kutatás-fejlesztés. Károsanyag-kibocsátás mérséklése, talaj-,

	víz- és levegőszennyezések megelőzése, szennyezés kárelhárítás. Kockázatelemzés, kockázatbecslés, kockázatértékelés
Közlekedés, mobilitás, logisztika	A közösségi közlekedés és az áruszállítás optimalizálása, az energiahatékonysági szempontok figyelembe vétele. Fenntartható közlekedés, környezetbarát módszerek
Humán egészségvédelem	Humán kockázatbecslési módszerek fejlesztése. Munkahelyi egészségvédelem. Távmedicina. Kórházfejlesztés, innováció, modernizáció
<i>Társadalmi alrendszer</i>	
Oktatás	Az infokommunikációs technikák elterjedésével (és hozzáférhetőségének biztosításával) az oktatástechnika modernizálása.
Kultúra, közművelődés	Kulturális programok biztosítása, a kulturális értékek megismerésére irányuló törekvések támogatása
Társadalmi jólét	Életminőség-javítás, integráció, közösségi szerveződések támogatása, a társadalmi változásokra érzékeny adó- és járulékrendszer kidolgozása, fizetések vásárlóértékének növelése,

Kulcskérdés a nagyvárosok energiagazdálkodása és a megfelelő energiaellátás biztosítása. Az okos városok energiagazdálkodásának egyik alapja a fenntartható energiafelhasználás (mind az üzemi, mind a lakossági fogyasztók részéről). Az energiafelhasználás változása pontosan követhető (monitoringozható) folyamat, és ennek a monitoring-rendszernek a fejlesztésével akár az energiaárak is változtathatók az egyes időszakokban (MUNKÁCSY et al., 2015). A természeti erőforrások kezelése, valamint a vízgazdálkodás a modern nagyvárosokban, okos városokban azért fontos kérdés, mert a megfelelő minőségű ivóvíz, a természeti és az épített környezet egyensúlya, nagyban meghatározza a társadalom jóléti érzetét. Ez az egészségmegőrzés, és az egészségügy szempontjából

is pozitív hatású. Ugyanakkor, az okos városok fejlesztési koncepciója a természeti erőforrás-gazdálkodás, valamint a vízgazdálkodás kérdését nem elsősorban a társadalom, hanem inkább a városüzemeltetés oldaláról közelíti meg (NEIROTTI et al., 2014). A települési jellemzők környezeti rendszerét foglalja össze a 6. ábra, mely kicsit más megközelítésből ad választ a településfejlesztés és a környezeti fenntarthatóság kapcsolatára.



6. Ábra. A települések és a környezeti fenntarthatóság kapcsolata (BAJI et al., 2017)

A környezeti fenntarthatóság vízgazdálkodási oldalának két fontos területe az ivóvíz-ellátás (-kezelés), valamint a szennyvíztisztítás (MUNKÁCSY et al., 2015). Az okos (IT) technológiák segítséget jelentenek a nagyvárosok vízgazdálkodásának optimalizálásában, többek között a naponta keletkező kommunális és ipari szennyvizek mennyiségének előrejelzésében, a szennyvíztisztító telepek tervezésében, a kialakuló vízszennyezések terjedési modellezésében, az árvízkezelésben (árvízi dinamika nyomon követése, legkisebb és legnagyobb árvízszint előrejelzésében), valamint az ivóvíz-hálózatok, csővezetékek állapotfelmérésében (BAJI et al., 2017). Fontos önkormányzati feladat lehet, hogy a lakossági vízfogyasztási adatokat ne csak begyűjtse, hanem az esetleges radikálisabb változásokat nyomon követhesse, a változások okait feltárhassa, akár egyedi vízfogyasztási helyekre vonatkoztatva is, illetve meghatározza a vízfogyasztási egyenlőtlenségek társadalmi és térbeli okait (NAVARRO et al., 2015).

Az „érzékelés és cselekvés” (sense and act) rendszer kidolgozásával, melyben az IT fejlesztések kiemelt jelentőséggel bírnak, kimutatható a környezetszennyezések- és terhelések pontos helye, így a környezeti kármentesítésekre fordított összegek csökkenthetők (TIWARI et al., 2011). Ennek egyik alapfeltétele a környezeti monitoring hálózatok szélesítése és fejlesztése, amivel lehetőség van a szennyezések azonnali észlelésére.

A fenntartható környezetgazdálkodással kapcsolatos másik fontos részterület a városi hulladékgazdálkodás és hulladékkezelés (BAJI et al., 2017). A nagyvárosi életforma, a lakosság részéről is egyre növekvő mennyiségű és folyamatosan változó összetételű hulladéktermeléssel jár. A cégek és szolgáltatók részéről is változó mennyiségű és minőségű hulladék kerül a gyűjtőpontokra. A városi hulladékgazdálkodás kiemelt pontja a keletkezett hulladékok összegyűjtésének és kezelésének, újrahasznosításának innovatív megszervezése. A városi lakosság hulladékgazdálkodással kapcsolatos attitűdjei jól lemérhetők a hulladékkezelő vállalatoknál megrendelt szolgáltatásokból. Az adatok feldolgozásával pontos képet kaphatunk a lakosság hulladéktermelési- és újrahasznosítási szokásairól.

A modern nagyvárosokban elterjedt módszer a szelektív hulladékgyűjtés, mely alapján a hulladékkezelés is folyamatosan fejleszthető, hiszen a hulladéktípusok alapján elkülönített gyűjtéssel elválasztható egymástól a hasznosításra alkalmas és a kezelésre szánt hulladék típus (TIWARI et al., 2011).

2.1.5 A komposztálás társadalmi és technológiai vetülete

A komposztálás egy olyan mikrobiológiai folyamat, mely a vegyesen előforduló mezofil és termofil baktériumok populációjának optimális aktivitásától függ, és végeredményben olyan anyagot ad, melyet a talajjavítás, „trágyázás” során fel lehet használni. (KOCISIS, 2005). A komposztra úgy lehet tekinteni, mint egy szerves trágyára, amely szilárd és folyékony szerves növényi illetve állati eredetű hulladék anyagokból, irányított lebomlási folyamatok során készül. Azért, hogy sikeresen végbemehessen a folyamat, „oltóanyagot” keverünk a komposztálandó anyaghoz, mely mikroorganizmusokat (különböző baktériumokat illetve gombákat) tartalmaz. A degradációs folyamatban szerephez jutnak az anaerob és az aerob mikroba populációk. A komposztban jelen lévő szerves anyagok biodegradációját ezek a mikroorganizmusok végzik (4. táblázat). A komposztálási folyamat végén érett komposzt keletkezik. Ez alatt azt értjük, hogy a 25 mm-nél kisebb méretű szemcséket legalább 90 tömeg %-ban tartalmazza az érett komposzt (KOCISIS, 2005).

4. Táblázat. A komposztálásban résztvevő főbb mikroorganizmusok
(KOCSIS, 2005 nyomán, saját szerkesztés)

<i>Baktériumok</i>	<i>Gombák</i>
Aerobacter (aerogenes)	Thermomyces lanuginosus
Pseudomonad sp.	Thermoascus aurantiacus
Flavobacterium sp.	Mucor pusillus
Micrococcus sp.	Mucor miehei
Sarcina sp.	Humicola insolens
Cellomonas folia	Talaromyces duponti
Mycococcus virescens	Chaetomium thermophile
M. fulvus	Sporotrichium thermophilum
Thibacillus thiooxidans	Myriococcum albomyces
Thermomonospora fusca	Saccharomyces sp.

A komposztálás során különböző fizikai, kémiai és mikrobiológiai mutatóknak köszönhető, hogy érett komposzt alakul ki. Ezek a mutatók kiemelten fontosak a folyamat érdekében, így amennyiben nem a legideálisabbak, szabályozásra van szükség. Több paramétert könnyen lehet szabályozni, például a hőmérsékletet, a víztartalmat, vagy éppen a mikrobiológiai közösség összetételét. Az alább felsorolt fizikai és kémiai paraméterek a folyamat során prioritással rendelkeznek:

1. fizikai mutatók:

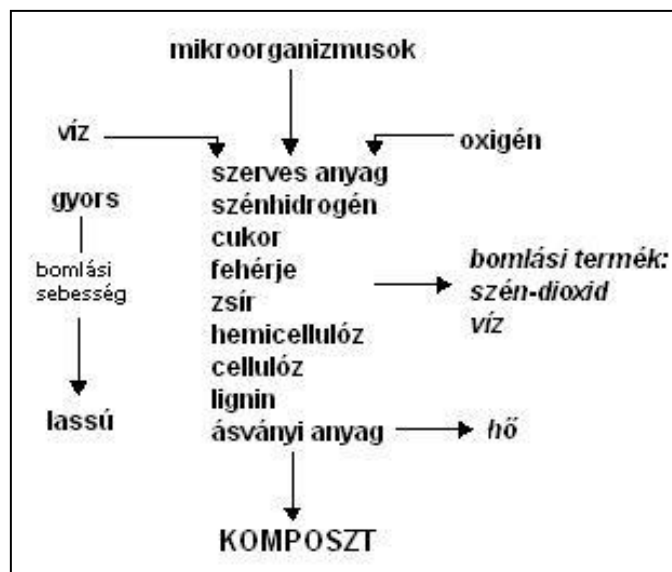
- Hőmérséklet (15-70°C)
- Respirációs koefficiens (CO₂/O₂)
- Hőmérséklet – O₂ fogyasztás összefüggése (egyenes arányosság)
- Víztartalom – hőmérséklet viszony
- Összporozitás – légjárhatóság kapcsolata (fordított arányosság)

2. kémiai mutatók:

- Víz és bontható szárazanyag aránya (10:15)
- Összes N mennyiség (0,5-2,5 %)
- Összes szerves anyag mennyiség (10-25 %)
- C/N arány (10:30)
- Vízoldható szerves anyag (0-120 mg/g)

- CO₂ fejlődés sebessége (30-100 ml/kg/h)
- NO₃-N (0-700 ppm), NH₄-N (0-5000 ppm) tartalom
- pH (5,0-8,0)

A komposztálás feltételeinek állandó biztosítása érdekében, a paraméterek állandó vizsgálata (és adott esetben szabályozása) az egyik legfontosabb kulcskérdés. Amennyiben minden fizikai, kémiai és mikrobiológiai paraméter megfelelő, a komposztálás folyamata az alábbi sematikus ábra (7. Ábra) szerint megy végbe (KOCSIS, 2005).



7. Ábra. A komposztálás folyamata és a lejátszódó kémiai, fizikai, biológiai átalakulások rendje (KOCSIS, 2005 nyomán, saját szerkesztés)

A komposzt érésének folyamatát négy fő (iniciális, termofil, átalakulási és érési) fázisra lehet bontani. Az első szakasz az ún. bevezető (iniciális) fázis. A bevezető fázisban a mezofil hőmérsékleti tartomány a jellemző. Nyomon lehet követni a mikrobák felszaporodását, a megnövekvő szerves sav tartalmat, valamint az ennek következtében fellépő pH csökkenést. A hőmérséklet folyamatos növekedésével kezdődik meg a második (termofil) fázis. Fontos, hogy ebben a szakaszban a komposzt hőmérséklete 50°C fölé emelkedik, de akár a 70-75°C-t is elérheti. Ennek a termofil szakasznak a másik fontos jellemzője, hogy a termofil mikroorganizmusoknak köszönhetően, lezajlik a cellulóz és hemicellulóz részleges bontása. A pH érték emelkedik, és elérheti a lúgos tartományt (KOCSIS, 2005). A termofil fázis 2-5 hét alatt lezajlik. A folyamatos degradáció következtében csökken a tápanyag mennyisége valamint csökken a hőmérséklet is. Ekkor veszi kezdetét a harmadik (átalakulási) fázis, mely mezofil hőmérsékleti tartományban, 40-45°C-on megy végbe. Ebben a fázisban történik a lignin vegyületek bontása (KOCSIS, 2005). A hőmérséklet további csökkenése eredményeként, kezdetét veszi a negyedik (érési) fázis. Ebben a szakaszban kezdődik a komposzt

érése. A korábbi fázisokban képződött huminanyagokból stabil huminfrakciók és huminsavak képződnek (KOCSIS, 2005).

A legtöbb komposztálandó anyagot alkalmassá kell tenni a biodegradációra. Ezt különböző anyagok (pl. mikrobatenyészet, félkész vagy kész komposzt) hozzákeverésével lehet elérni. A degradálódó anyagnak az alábbi feltételeknek kell megfelelni (KOCSIS, 2005):

- Nedvességtartalom (40-60 %)
- Folyamatos oxigénellátás
- C/N arány
- Bontható szervesanyag-tartalom
- pH (optimális: 6,0-7,5)
- Oldható sókat (pl. FeCl_3 , Al, mész) minél kisebb koncentrációban tartalmazzon
- Nehézfém-tartalma lehetőleg minél alacsonyabb legyen

A magas nehézfém-tartalom kedvezőtlen hatással van a mikroorganizmusokra, mivel fiziológiai folyamataikat gátolja, valamint a lezajló anyagcsere folyamataikban változásokat okoz (KOCSIS, 2005; GOTTSCHALL, 1990). Összefoglalva megállapítható, hogy a komposztálás nyersanyagait több vegyület alkotja, melyek mindegyike fontos szerepet tölt be a komposztálási folyamat során, vagy a komposztálási folyamat végén, vagyis az érési szakaszban. Az említett főbb vegyületek az alábbiak:

- keményítő
- lignin
- fruktán
- cellulóz
- kitin
- fehérjék
- xilán
- pektinin
- mannán

A komposzt megfelelő levegőztetése a folyamat sikeressége szempontjából rendkívül fontos. Hozzávetőlegesen 1 kg szárazanyaghoz nagyjából 0,6-2,0 m³ levegőt szükséges felhasználni (KOCSIS, 2005). A rendszerben jelenlévő O₂ nemcsak a szerves anyag degradációjához szükséges, hanem a szárításhoz is, mivel az anyagok nedvességtartalma 55-70 % között változik. A komposztálási technológiák egyik legelterjedtebb változata a szabadlevegős prizmás módszer. A

módszer lényege, hogy könnyen bomló szerves anyaggal (pl. szalmával), illetve rendszeres átforgatással biztosítják a folyamatos levegő utánpótlást. Általános tény, hogy a levegő folyamatos áramoltatását a komposzt halom és környezete közötti hőmérséklet-különbség biztosítja (KOCSIS, 2005). A folyamat egymást követő fázisaiban aerob és anaerob viszonyok váltják egymást. Az anaerob feltételek előretörésére, valamint a könnyen bomló szerves anyagok mennyiségének csökkenésére a komposzt halom hőmérsékletének eséséből következtethetünk (KOCSIS, 2005). A komposzt levegőztetésének mértékét az alábbi esetekben kell változtatni:

- a) ha a levegőztetés elengedhetetlen a nedvesség-eltávolítás szabályozásához
- b) az aerob és anaerob feltételek biztosításának érdekében

A levegőztetési folyamat nyomon követése során ügyelni kell arra, hogy a komposztálásban oxidatív és redukzív szakaszok egyaránt legyenek (KOCSIS, 2005).

Komposztáláskor a szerves anyagok oxidálódása során felszabaduló hőenergia biztosítja a folyamat energia igényét, ilyenkor a komposzt halom hőmérséklete elérheti a 70-75°C-ot is. A komposztálásban alkalmazott anyagok biztosítják a komposzt szervesanyag tartalmát.

Az oxigén rendszerbe történő bekerülése szempontjából az alábbi komposztálási technológiákat különíthetjük el (KOCSIS, 2005):

- prizmás rendszerek
- mechanikai vagy légbefúvásos úton levegőztetett rendszerek
- bunkeres, vagy ágyrendszerű komposztálás
- reaktoros komposztálás

Ennek alapján a gyakorlatban alkalmazott technológiák az alábbiak:

- forgatásos prizmás (nyitott prizmás, Magyarországon a legelterjedtebb)
- levegőztetett prizmás (passzívan vagy ventillátorral levegőztetett)
- bunkeres v. ágyrendszerű (keveréssel v. keverés nélkül dolgozó, elterjedőben van)
- reaktor típusú (függőleges, forgódobos, illetve kemence jellegű)

A doktori munkám technológiai vizsgálataihoz alkalmazott csiperkegomba komposzt, egy speciális fajta nyersanyagnak tekinthető.

A csiperkegomba (*Agaricus bisporus*) (8. ábra) termesztése három ciklusban zajlik. Mindhárom ciklus alatt fontos a csiperkegombát érő fény és hő mennyisége, a termesztés alatti levegő mennyiség, valamint a víz kérdése. A csiperkegomba hőigénye az egyes termesztési ciklusokban eltérő. Az átszövetési (első) ciklusban általában 20-25°C hőmérsékletet igényel, így az átszövetés közel két hét alatt végbemegy. Amennyiben a hőmérséklet 16°C alá csökken, a micélium átszövetése

lassul, és sok esetben teljesen le is áll. A hőmérséklet 30°C fölé emelkedése esetén a gomba fejlődése szintén leáll, így ebből is látszik, hogy a csiperkegomba rendkívül érzékeny a hőmérsékletre.

A csiperkegomba a fejlődési szakaszaiban nem igényel fényt, sem a termőtest növekedése előtti, sem a növekedés alatti fázisban. Ez a tulajdonság kimondottan előnyös, mivel így környezeti igénye kisebb, vagyis fény nélküli, vagy alacsony fényellátottsággal rendelkező helyeken is kiválóan terem.

A föld feletti termesztő helyeken, növényházban történő termesztés esetén nem lehet elkerülni a fényhatást. Mivel a fény a levegő hőmérsékletét befolyásolja, így a fény jelenléte közvetve is hátrányos a csiperkegomba növekedéséhez. A növényekkel ellentétben a csiperkegomba CO₂-t nem igényel a fejlődéséhez, sőt a levegő magas CO₂ koncentrációja károsan hat rá. Tízszeres CO₂ koncentráció hatására a micélium növekedése teljesen leáll. A termő időszak során, a CO₂ tartalom kimondottan káros (BALÁZS, 2004).

A csiperkegomba micéliuma vízzel közvetlenül érintkezve károsodik. A vízellátást a termő időszak során közvetve adagolva, a táptalajon keresztül kell biztosítani. A táptalaj ideális víztartalma 70% körüli. A termesztési időszak alatt a 75-80% páratartalom a legkedvezőbb, de az általában magas (legalább 70%) páratartalmat a teljes termesztési időszak alatt biztosítani kell (BALÁZS, 2004). A csiperkegomba termesztéséhez a legjobb táptalaj a lótrágya. A trágyában az ürülék és a szalma aránya 30:70 legyen, mivel ez ideális a termesztéshez. Ezen kívül biztosítani kell a táptalaj megfelelő nedvességtartalmát is, ami ideálisan 70% körüli (BALÁZS, 2004).



8. Ábra. A csiperkegomba kifejlett termőteste a termesztési időszak végén (BALÁZS, 2004)

Csiperkegomba komposztok előállítása és jellemzői

A csiperkegomba komposzt készítésének két válfaja van, az egyik a semi-indoor (ún. bunker) technológia, a másik a zárt, indoor technológia (KOCSIS, 2005).

Semi-indoor (bunker) gombakomposzt készítési technológia

A folyamat során az I. fázist egy „bunkerben” végzik, gyakorlatilag a hagyományos komposztálási technológiai módszer szerint. A bunkerban lejátszódó folyamatok a komposzt kazalhoz hasonló körülményeket teremtenek. A komposztálás tere (a bunker) egy 5,5 méter vastag betonfalú, felül nyitott, alul betonpadlóval rendelkező ~6 méter széles építmény, melyben padlószellőzés van (a padlóba épített levegőcsatornák és a légbefúvóknak köszönhetően). Az egész bunker technológia számítógépes vezérléssel működik, ugyanakkor a manuális irányítás is lehetséges. A bunkerbe a „komposzt kazal” egyenletesen és rétegesen kerül betöltésre. A „kazal” általában benedvesített és összekevert alapanyagokból áll.

A komposztálási folyamat alatt természetesen figyelni kell az általános komposztálási módszerekkel egyező körülmények biztosítására. 60°C felett a csiperkegomba termesztése során jelen lévő nélkülözhetetlen baktériumok egy része elpusztul, így fontos, hogy ebben a hőmérsékleti tartományban figyeljünk a baktérium populáció alakulására. Legegyszerűbb és talán legelterjedtebb módszer, hogy mikrobiológiai oltóanyagok segítségével pótoljuk az elhalt baktériumokat olyanokkal, melyek a 60°C-t vagy annál magasabb hőmérsékletet elviselik.

A semi-indoor (bunker) komposztálási technológia Magyarországon először Máriakálnokon került bevezetésre. Jelenleg Áporkán, Máriakálnokon, Győrben, Kerecsenden és Tök községben működik ilyen technológia ((BALÁZS, 2004).

Indoor (zárt) gombakomposztálási technológia

A teljesen zárt indoor technológia eddig Magyarországon nem került bevezetésre. Hollandiában alkalmazták hosszú éveken keresztül, és összevetették a technológia kapacitását a semi-indoor technológiával. Nem volt szignifikáns különbség a kapacitás között, így a kisebb beruházási költségek miatt nagyon sok helyen a semi-indoor technológiát vezették be.

Hazánkban jelenleg nincs esély arra, hogy a teljesen zárt technológiát alkalmazzák, mivel olyan (a semi-indoorhoz képest) magas beruházási és üzemelési költségekkel kellene számolni, mely már nem lenne rentábilis (BALÁZS, 2004; KOCSIS, 2005).

A III. fázisú komposzt ebben az esetben a csiperkegomba micéliumai által átszőtt speciális komposztot jelenti. Az átszövetés a komposztüzemben tömegben, nem pedig polietilén zsákokban történik. A csiperkegomba micéliumai számára teljesen zárt teret kell biztosítani, hogy a hőkezelt komposztban teljes szövedéket képezhessenek. Az átszövetés időtartama 14-16 nap. A komposztálás minőségének érdekében kétféle dúsítóanyagot szoktak alkalmazni, mind a kettő forgalomban van Magyarországon is. Az egyiket Millichamp 3000, a másikat Promycel 600 néven értékesítik (BALÁZS, 2004; KOCSIS, 2005).

2.2 Jogi szabályozás, a társadalmi és környezetvédelmi szempontok harmonizálása

2.2.1 A vízgazdálkodás jogi keretrendszere

A vízszennyezés és víztisztítás kérdését nem csupán technológiai és társadalmi hasznosság szempontjából vizsgálhatjuk, hanem hangsúlyozni kell az ehhez kapcsolódó jogi szabályozási hátteret is. A víztisztítási technológiai újításokat is a jogi környezettel kell harmonizálni, így a technika üzemi bevezetésére csak akkor kerülhet sor, ha minden releváns jogi szabályozásnak megfelel.

Az 1995. évi LVII. tv. (a Vízgazdálkodásról) általánosságban fogalmazza meg azt a cél- és eszköz-rendszert, ami a felszíni és felszín alatti vizek általános állapotára, az ivóvíz-ellátásra, csatornázottságra (szennyvízelvezetésre) vonatkozik. A törvény kitér a vizek hasznosítására, a vízellátásra, a vízállapot felmérésre és az ehhez kapcsolódó adatgyűjtésre, elemzésre és vizsgálatokra, valamint a vízvédelemmel összefüggő feladatokra.

A felszíni vizek minőségének védelmét, valamint az ehhez kapcsolódó szakmai koncepciót a 220/2004 (VII. 21.) Korm. rendelet tartalmazza. A jogszabály kitér a fenntartható vízhasználatra, a felszíni vizek szennyezésének megelőzésére és elhárítására, a víztestek „jó állapotának” elérése érdekében alkalmazható tevékenységi körökre. A rendelet részletesen tartalmazza a vízszennyezettség számszerű értékrendszerét, a környezetminőségi határértékeket (a rendelet 1. sz. mellékletének pontjai), a vízterhelések, vízszennyezések során jelen lévő gyakori anyag típusokat, valamint az ehhez kapcsolódó szennyezettség elhárítási lehetőségeket.

A felszíni víztestek minőségére vonatkozóan ad jogi keretet a 31/2004 (XII. 20.) KvVM rendelet is, mely a felszíni vizek megfigyelésének és állapotfelmérésének részleteit tartalmazza. A rendelet szabályozza a szennyvizek kibocsátását és a tisztított szennyvizekre vonatkozó határértékeket is, valamint arról is, hogy a szennyvizet kibocsátó üzemek működtetése során a lehető

legjobb technika elérésére kell fókuszálni. A rendeletben szabályozásra került a felszíni víztestek állapotának monitoring rendszerére vonatkozó feltételrendszer, valamint a PBT (perzisztens, bioakkumulatív és toxikus) típusú vízszennyező anyagok kezeléséhez szükséges eljárási rendek. Fontos kiemelni, hogy a rendeletben definiálásra került a kockázatos helyzetű felszíni víztest fogalma, vagyis azon víztestek csoportja, melyek ökológiai és kémiai állapota kiemelten kockázatosnak minősül, vagy pedig jelentős kitétsége van a PBT szennyezőanyagok megjelenése szempontjából. A rendelet 1. sz. melléklete tartalmazza az ökológiai jellemzéséhez és a referencia értékek kialakításához szükséges vízminőségi elemeket is.

Fontos kiemelni a 10/2010 (VIII. 18.) VM rendeletet és módosításait, a felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól. A rendelet a környezet általános védelméről szóló 1995. évi LIII. tv. 110. § (15) bekezdéséhez igazodva szabályozza a felszíni vízszennyezettség kérdéskörét. A víztestek kémiai és ökológiai állapotának javításáról rendelkeznek az 1-3. sz. mellékletek, melyek az egyes anyagcsoportokra vonatkozóan tartalmazzák a szennyezettségi határértékeket. Vagyis megadják azon koncentráció értékeket, melyek felett már szennyezettnek kell tekinteni az adott felszíni víztestet. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy meghatározza azokat a koncentráció határokat, amelyek alá kell csökkenteni a potenciális vízszennyező anyagok mennyiségét. A felszíni vizek jó kémiai állapotának elérése és fenntartása tekintetében, a rendelet harmonizál az EU Víz Keretirányelvvel, így 2015. év végi céldátummal határozza meg a környezetminőségi paraméterek rendszeres ellenőrzését és célkoncentrációit. Monitoring rendszer felállítását is kezdeményezi a rendelet, melynek alkalmazását 2018. december 22-i határidővel jelöli ki. Ehhez kapcsolódóan, kiemeli az összes magyarországi felszíni víztest jó kémiai állapotba hozását és állapotának fenntartását, legvégső céldátummal, 2027. december 22. napjával. A rendelet 3. § (1/b) bekezdése szabályozza a potenciális vízszennyező anyagok környezeti expozíciójának (kibocsátásának) kérdését, melyhez kockázati monitoring és értékelési rendszert is kapcsol. Ezt fontosnak tartom kiemelni doktori munkám szempontjából, hiszen a kutatásomban vizsgált nehézfém csökkentési kérdésnek a környezeti kockázat-menedzsmenti irányú elemzését is elvégeztem.

2.2.2 Települési környezetvédelem, a társadalmi-gazdasági-környezeti kapcsolatrendszer

Mivel munkám egyik fő szegmense az urbanizáció, illetve az ehhez kapcsolt vízgazdálkodási vizsgálatok társadalmi vetülete, így fontosnak tartom a települési (önkormányzati) környezetvédelem hazai rendszerét is kiemelten tárgyalni.

A helyi, települési cselekvési szintek környezeti (ökológiai) fenntarthatóságban betöltött szerepe egyre hangsúlyosabb. A környezetgazdálkodási eszközrendszer egyik legfontosabb kritériuma, hogy a lokális erőforrások ésszerű hasznosítása álljon a társadalmi-gazdasági rendszerek

működésének fókuszában. Az erőforrás-hasznosítás kérdése és joga a Magyarország önkormányzatairól szóló 2011. évi CLXXXIX. törvényben is szerepel (FODOR, 2015). A társadalom és a környezeti problémák kapcsolatát feltárva kijelenthető, hogy az általános környezetvédelmi, ökológiai problémák abból fakadnak, hogy a társadalom tagjai a környezeti fenntarthatóság és ökológiai szemontú erőforrás-gazdálkodás helyett, a *lokális és globális tőkeérdekekhez* igazítják preferenciáikat (FODOR et al., 2016, p. 24.). Ennél fogva, törekedni kell a környezeti és ökológiai érdekek, valamint a társadalmi és gazdasági szempontok harmonizálására, a kényes egyensúly megtalálására. Napjaink önkormányzati stratégiájában számos helyen jelentkeznek a települési környezetvédelmi szempontok. Ennek egyértelmű jelei a lokális klímastratégiák (akár regionális szintű együttműködési rendszerként is értelmezve, mint a Klímabarát Települések Szövetsége), illetve az olyan energetikai beruházások, melyek megújuló jellegűknél fogva, képesek a települési üzemeltetési költségeket csökkenteni. Néhány fontos környezetvédelmi szabályozási jogkör, 2011 óta átkerült a járási hivatalok hatáskörébe. Ennek reprezentatív példája a települési levegőtisztaság-védelmi hatósági ügyek végrehajtása (FODOR et al, 2016).

FODOR et al., 2016 szerint, a magyar környezetvédelmi igazgatási rendszer egyik *kiemelt jellemzője a centralizáció*, melynek eredménye, hogy a hangsúly az államigazgatási feladatokban jelentkezik. Ennél fogva, az önkormányzatok csupán lokális előmozdítói szerepet töltenek be az ökológiai fenntarthatósági és más környezetvédelmi kérdések kooperatív megoldásában (FODOR et al., 2016, p. 26.). Ennek ellenére, a településfejlesztési és rendezési dokumentációkban szerepelnek lokális klímavédelmi és ökológiai (környezeti) szempontok, melyek a vízrendezésben, a vízkárelhárításban, települési zaj- és rezgésvédelmi kérdésekben is megnyilvánulnak. Azonban a települési önkormányzatok a környezetvédelmi joggyakorlás terén leggyakrabban csak azokat a szabályokat érvényesítik, melyek lokális problémaként jelentkeznek, és sokszor azonnali cselekvést igényelnek (ez utóbbi előmozdítójaként fogalmaznám meg a társadalomra vetített kockázati kitettséget). Napjaink önkormányzati struktúrája és feladatköre jelentősen megváltozott a rendszerváltás idejéhez képest. Akkoriban az újonnan kiépülő települési önkormányzati rendszer környezetvédelmi feladatellátáshoz szükséges intézményi és szakmai háttér még nem volt mindenhol adott. Ebből kifolyólag, számos esetben volt tapasztalható zöldhatósági intézkedési probléma, a hatáskörök tisztázásának hiánya. Kiderült, hogy a lokális környezeti konfliktusok, egyes vízgazdálkodási problémák jelentős része csak beruházások révén oldható meg, azonban ezek többségéhez nem állt rendelkezésre megfelelő önkormányzati forrás (FODOR et al., 2016). A megoldás nélkül maradt környezeti problémák által okozott településrendezési kérdések is megválaszolatlanok maradtak. Az önkormányzati és környezetvédelmi szempontrendszer összehangolásában jelentkező problémahalmaz újabb környezeti konfliktusokat is indukált. Ezek megoldása napjainkra már többé-kevésbé sikerült, ugyanakkor az elmúlt évtizedek újonnan

jelentkezett globális környezeti problémái már lokális szinteken is megmutatkoznak (például a helyi klímaproblémák, levegőminőség-romlás, illetve a népességváltozásból és urbanizációs ciklusváltozásból eredő környezetszennyezések speciális esetei).

2.3 A vízszennyezés és víztisztítás összefüggései

2.3.1 A vizek nehézfém tartalmának problémája

Magyarországon és a világon több olyan ipari üzem van, melyek technológiai folyamatából nehézfém tartalmú szennyvizek kerülnek ki. A leggyakoribb nehézfém kibocsátó technológiák a vas- és acélgégyártás, a kohászat, a bányászat (bár ez gyakorlatilag megszűntnek tekinthető hazánkban). Ezen kívül jellemző, hogy a galvanizálás, az akkumulátor- és elemgyártás folyamata, kokszolók, olvasztók illetve egyéb más ipari tevékenységek során is kerül nehézfém a technológiai vízbe (a szennyvízbe). A felsorolt ipari technológiák olyan tevékenységek, melyek szennyvize nem csupán nehézfémeket tartalmaz, hanem más környezetkárosító anyagokat is (pl. szerves anyag maradványok, savak és lúgok, szervesetlen szennyezők). Sok esetben a technológiai vizek magas hőmérsékletét is ki kell emelni (a hőszennyezés miatt).

Speciális esetet jelentenek az atomerőművek, melyek olyan szennyezett vizet bocsátanak ki, ami speciálisan az atomenergia tevékenység során jelen lévő anyagokat tartalmazza. Ilyen szennyezőanyagok a nagy mennyiségű radioaktív izotópok, bomlástermékek, a hőszennyezés valamint az elhasznált fűtőelemek.

A bányászat környezetrombolással járó ipari tevékenység, mely sok európai országban korlátozott mértékű (pl. Magyarország), vagy megszűnt. Gazdasági szempontból az ipar számára sokáig az az egy cél volt fontos, hogy a földtani közegben rejlő ásványkincseket felszínre hozza (felszíni művelésű, vagy mélyművelésű bányákkal). A bányászati tevékenység során – sok esetben – visszafordíthatatlan környezetromlás- és szennyezés történik. A felhasznált anyagokat és technológiai melléktermékeket meddők formájában (tájba illesztési szempontokat jó esetben figyelembe véve) a természeti környezetben helyezik el (pl. a Mátra meddőhányói). Amennyiben a meddőhányók szigetelése nem megfelelő, a nehézfémek, szervesetlen és szerves szennyezőanyagok a környezetbe jutnak, beszivárognak az eső áztatással a talajba, talajvízbe, így kilométerekre is eljuthatnak. A korábban már említett ROODBERGEN et al. (2008) és HSEU et al. (2002) által végzett vizsgálatok is bizonyították, hogy a nehézfémek környezeti mobilitása jelentős és a nehézfémek esetenként a táplálékláncba is bekerülnek.

2.3.2 A szennyvizek tisztítási folyamatának technológiai áttekintése

A szennyvíztisztítás egyike a legfontosabb környezetvédelmi technikáknak, éppen ezért, majdnem minden nagyobb településen alkalmazzák. Környezetünk védelme érdekében nem engedhetjük meg, hogy a gyárakból, üzemekből illetve a lakosságtól származó szennyvizek tisztítatlan formában ömöljenek bele tavainkba, folyóinkba. A Duna mentén is számos olyan csatorna van, ahol a sötét színű, bűzös szennyvíz ömlik az élővízbe. Sajnos, a törekvések ellenére is, még mindig nagyon sok helyen folyamodnak ehhez a „megoldáshoz”, viszont szerencsére a szennyvíztisztító telepekre egyre nagyobb mennyiségben vezetik be a szennyvizeket. A telepeken különböző technikákkal megtisztítják ezeket a szennyvizeket, majd tiszta víz formájában (csatornákon keresztül) visszavezetik azokat a folyókba, tavakba.

A naponta keletkező kommunális és ipari eredetű szennyvizek összegyűjtése csatornahálózatokon keresztül történik. A gyűjtés jellege alapján megkülönböztethetünk egyesített és elválasztott rendszerű csatornákat (ÖLLŐS, 1995). Egyesített rendszerről akkor beszélünk, ha a szennyvizet és az ellátott területre lehullott csapadékvizet közös csatornahálózatban szállítják. Elválasztott a rendszer, ha a szennyvizet szennyvízcsatorna-, a csapadékot külön csapadékcatorna vezeti el. A kettő kombinációjaként úgynevezett vegyes rendszer jön létre.

Vannak olyan szennyezőanyagok, melyek típustól függetlenül, minden szennyvízben megtalálhatók. Ezek a következők:

- Szilárd állapotú anyagok
Pl. lebegőanyagok, homok, kavics, a szennyvíz felszínén úszó darabos szennyeződések
- Oldott szilárd és gáz halmazállapotú anyagok
- Szervetlen vegyületek
A szervetlen szennyezők közül leggyakrabban a savak és lúgok fordulnak elő. Számos ipari szennyvízben nagy koncentrációban vannak jelen, és a megfelelő közömbösítés nélkül kibocsátott szennyvizek a befogadó vízfolyás természetes rendszerének egyensúlyát befolyásolják
- Szerves vegyületek
Minden olyan anyag, ami az élő szervezetek bomlásából származik, illetve minden olyan bomlástermék, mely nyílt vagy zárt szénláncot tartalmaz
- Fémek, félfémek, nehézfémek
A szennyvíz lebegőanyagában dúsulnak fel. Fontos említést tenni még a nemfémes elemekről is, hiszen ezek egy része toxikus hatású. Ilyenek lehetnek a különböző cianid formák, a hidrogén-szulfid és a fluorid. Ezek közül is a cianidok a legveszélyesebbek,

hiszen pl. az alkáli-cianidok már néhány század mg/dm^3 koncentrációban is rendkívül toxikusak az élő szervezetekre

Elsőfokú, vagy mechanikai tisztításkor a szennyvíz fizikailag elválasztható, darabosabb úszó és lebegő anyagait távolítják el, rácsok, szűrők, ülepítő berendezések segítségével (ÖLLŐS, 1995). Ez néhány egyszerűbb szennyvíz-elhelyezési módhoz elegendő hatású tisztítást nyújt, de a korszerű szennyvíztelepeken általában csak a tisztítás első fokozataként jön számításba. A mechanikai tisztításhoz tartozik a csatornahálózaton elvezetett szennyvízbe bekerülő homok eltávolítása is (homokfogók segítségével).

Másodfokú, vagy biológiai tisztítás folyamán a szennyvízben lévő mikroorganizmusok elszaporítása és tevékenységük felfokozása révén bontják és ásványosítják, élő sejtanyaggá alakítják a szennyvíz szervesanyagait, ezáltal a víz szennyező hatása jelentősen csökken (ROTMISZTROV et al., 1982). A szervesanyagokat rendszerint aerob körülmények közt (oxigén jelenlétében) működő mikroorganizmusok bontják, ezért levegőt vagy tiszta oxigént juttatnak a rendszerbe. A mesterséges biológiai tisztítás két legelterjedtebb technológiája az eleveniszapos és a csepegtetőteszt tisztítás. A szennyvíz oldott szerves anyagainak elbontására alkalmazott aerob módszer a csepegtetőteszt tisztítás (ÖLLŐS, 1995). A hagyományos (közüzalékos) és a műanyag töltetű csepegtetőtestekben az előülepített szennyvíz a nagy fajlagos felületű töltőanyagra települt biológiai hártya mikroorganizmusainak lebontó képessége folytán tisztul meg (ÖLLŐS, 1995). A szennyvizet egyenletesen juttatjuk a töltőanyagra. A lebontó mikroorganizmusok számára szükséges aerob viszonyokat a legtöbb esetben a természetes légmozgás biztosítja. Az eleveniszapos tisztítás a leggyakrabban alkalmazott eljárás. A mechanikailag előtisztított szennyvíz a nagy mikroorganizmus tömeget tartalmazó eleveniszapos medencébe kerül, ahol a mikroorganizmusok életben tartása és nagy számban történő megújítása érdekében az iszap-szennyvíz keveréket levegőztetik, keverik és áramoltatják (ROTMISZTROV et al., 1982). Bizonyos idő elteltével az eleveniszapot ülepítéssel elválasztják a víz fázistól, és egy részét fölősiszapként elvezetik, másik részét visszaforgatják (recirkuláltatják) az újonnan érkező szennyvíz „beoltása” céljából.

Harmadfokú tisztítás során a biológiai fokozat végtermékeként keletkezett szerves anyagokat (például nitrátot, foszfort) távolítják el (ÖLLŐS, 1995). Ezt a fokozatot ott alkalmazzák, ahol a befogadó élővíz érzékeny (pl. állóvizek, kis vízhozamú vízfolyások). A szennyvíziszap a mesterséges tisztítás kiküszöbölhetetlen mellékterméke, legnagyobb részét a biológiai tisztításkor keletkező élő- és elhalt mikroorganizmusok tömege adja, melyet az utóülepítőkből távolítanak el. Kisebb része a mechanikai tisztítási fokozatban, az előülepítő(k) fenekén összegyülemelő ún. nyersiszap (ÖLLŐS, 1995). Szennyvíziszap kezelésnek nevezzük mindazokat az eljárásokat, amelyeket a keletkező iszappal a szennyvíztisztító telepen végeznek a térfogat és a fertőzőképesség

csökkentése, a kezelhetőség, a hasznosíthatóság, illetve az elhelyezhetőség javítása céljából (BARÓTFI, 2000). Mivel a települési szennyvíziszap víztartalma nagy (átlagosan 95-98%), a leggyakoribb kezelési módszer az iszap nedvességtartalmának csökkentése, mert ezzel az eljárással a tovább kezelendő iszap térfogata jelentős mértékben csökkenthető, aminek jelentős gazdasági hatásai vannak.

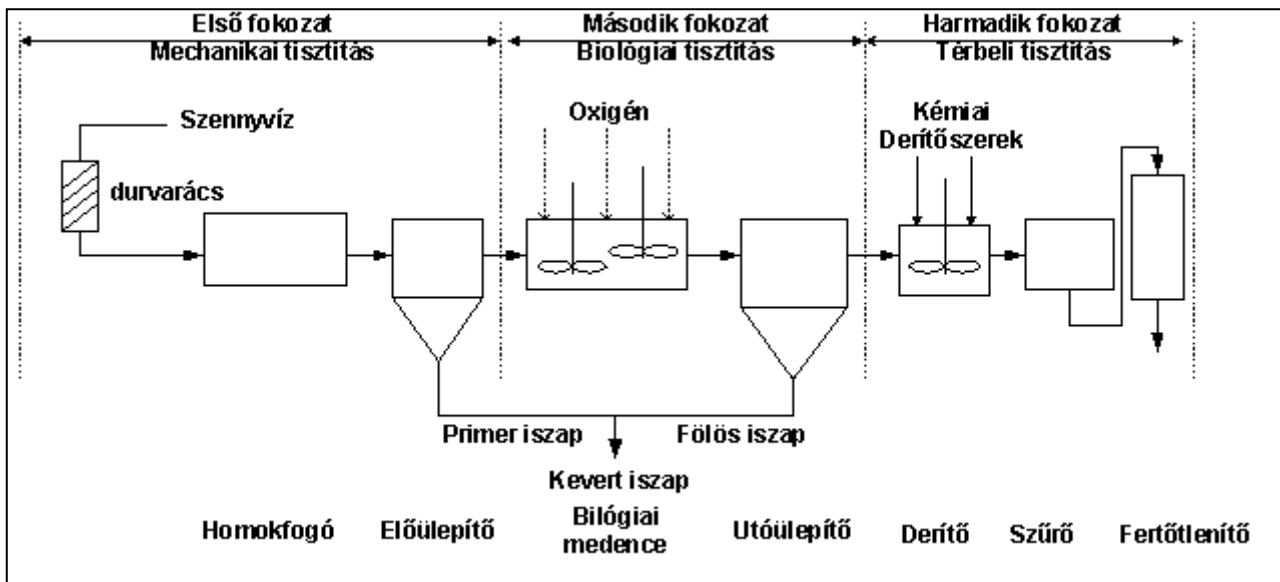
A kezelési módszereket alapvetően az iszap összetétele (eredete) és további felhasználása határozza meg. Gyakori a mezőgazdasági területekre (tápanyagtartalom hasznosíthatósága miatt) vagy rekultiválandó területekre való kihelyezés. A szennyvizekben található szervesanyag-tartalom mérésére a következő mérőszámokat alkalmazzák (ÖLLŐS, 1995):

- Kémiai oxigénigény (KOI)
- Biológiai oxigénigény (BOI₅ és BOI₂₀)
- Összes széntartalom (TOC – Total Organic Carbon).

A biokémiai oxigénigény a szennyvíz biológiai úton lebontható szervesanyag tartalmát méri. A BOI a szerves szennyezők mikroorganizmusok általi lebontásakor felhasznált oxigén mennyiségét jelenti, mértékegysége mg O₂/dm³. A szennyvizek szerves szennyezőinek nem mindegyike bontható biológiailag, így az összes szerves szennyezőanyag tartalom jobban számszerűsíthető a kémiai oxigénigény segítségével. A kémiai úton oxidálható szervesanyaggal egyenlő oxigén mennyiségét erős oxidáló vegyszerrel (kálium-bikromát, vagy a gyors meghatározást biztosító kálium-permanganát) határozzák meg.

A KOI meghatározására használatos módszerek hátránya, hogy a vízben jelenlévő redukáló szervesanyagok is reagálnak a kálium-permanganáttal vagy a kálium-bikromáttal. Ezért egyre elterjedőbb a vizek széntartalmának meghatározása (TOC).

A szennyvíztisztítás folyamatát a 9. ábra mutatja be. A szennyvíztelepre érkező szennyvíz először a durvarácsot éri el, mely a mechanikai tisztítási fokozat első lépése. A tisztított szennyvíz a harmadik fokozat végén, az utóülepítőt követően távozik a telepről és kerül a befogadó felszíni természetes vízfolyásba.



9. Ábra. A szennyvíztisztítás folyamata és a három tisztítási fokozat (Forrás: HTTP3)

2.3.3 A víztisztítási módszerek összehasonlítása, a nehézfém eltávolítás tekintetében

A talajban, a gyakran változó reakciókörülményeknek köszönhetően, a környezeti egyensúlyi állapot nem feltétlenül megfelelő a fémek adszorpciós és deszorpciós reakciója szempontjából (CHENG et al., 2012; AHMARUZZAMAN, 2011). A pillanatnyi egyensúlyra épülő modellezési megközelítés nem tudta leírni a talajban lejátszódó fémadszorpciós/deszorpciós reakciókat (AHMARUZZAMAN, 2011; PUTRO et al., 2017; AMELA et al., 2012). Az összes talajalkotó nehézfémkötő hely - a továbbiakban SOM (Soil Organic Matters) - közül a karbonsavak és a fenolos kötőhelyek minősülnek a két legfontosabb funkcionális csoportnak. Ezek felelősek a fém megkötés szabályozásáért, és a termodinamikai tulajdonságok, valamint a fém megkötési konstansok fenntartásáért (SHI et al., 2016; CHO et al., 2012; PETROVIĆ et al., 2017). Ebben a tanulmányban az adszorpció és deszorpció kinetikáját 10 talajmintában vizsgálták különféle nehézfémekre. A talajminták eltérő fémmegkötő képességekkel rendelkeztek, a SOM és fém oxidok esetében is (SADEEK et al., 2015; CAN et al., 2016; CRINI, 2006). Ezért a szennyezett területek jobb kockázatfelmérése és a kármentesítési technikák ésszerűbb és hatékonyabb tervezése érdekében, a nehézfém adszorpciós/deszorpciós reakciók kinetikájának kvantitatív vizsgálata szükséges. Az eredmények a SOM kémiai és fizikai tulajdonságainak jobb megismeréséhez járulhatnak hozzá (ALI et al., 2016). Eddig még nem ismerjük, hogy az egyedi SOM kötőhelyek hogyan szabályozzák a különböző nehézfémek adszorpcióját/deszorpcióját különböző kémiai reakciós körülmények között, és miért korlátozzák a nehézfémek talajban történő dinamikus viselkedését (AGUAYO-VILLARREAL et al., 2017; ALMEIDA et al., 2012).

Az adszorpciós folyamatok a nehézfémek nagyon alacsony fémkoncentrációkban történő kezelésére is hatékonyan alkalmazható módszerek. Deszorpciós eljárással kombinálva, segíthet a szennyvíziszap eltávolítási problémák megoldásában is (KAVITHA, PALANIVELU, 2012). A nehézfémek melanin-al történő adszorpciójának optimalizálása érdekében, tanulmányozták az adszorpció kinetikai és termodinamikai paramétereit, és különböző kísérleti modelleket állítottak fel a nehézfém megkötődés vizsgálata érdekében (LÜ et al., 2010). Az L-dopa-ból és az emberi hajból kivont eumelanin tirozin katalizált polimerizációjával szintetizált eumelanin adszorbenst alkalmaztak az ólom vizes közegből történő eltávolítására (GHERASIM, BOURCEANU, 2013). A nehézfémekkel szennyezett talajvíz pH értéke jellemzően kissé savas. Ezért a talajvizet ebben a pH tartományban kell kezelni és ilyen közegben kell a nehézfémeket is eltávolítani (LÜ et al., 2010; GHERASIM, BOURCEANU, 2013). A fémionok könnyen kötődhetnek a melanin funkciós csoportjához (ZHANG, et al., 2016). A tirozin enzimmal szintetizált melanin pigment hatékonyan volt képes eltávolítani a nehézfémeket a vizsgált vízmintákból (SHARMA, FORSTER, 1993). A kutatók különböző technikákat (pl. redukciós reakciókat) elemeztek a nehézfémek szennyvízből való eltávolítására. A Cu (II), a Pb (II) és a Cr (VI) semlegesnél magasabb pH értéken kicsapódnak (GHERASIM, BOURCEANU, 2013). A vizsgált tanulmányokban, a Hg (II), a Cr (VI), a Pb (II) és a Cu (II) hatékony eltávolítására a *Pseudomonas stutzeri* baktériumból kivont bioszintetizált melanin nanorészecskéket használták (SHARMA, FORSTER, 1993; MELITA, POPESCU, 2008).

A kutatók különféle adszorbensek alkalmazásával, a Cr (VI) ion toxikus potenciálját is vizsgálták (XIYILI et al., 2017; KO et al., 2017). Mivel az ipari vízlágyítók meglehetősen drágák, a szilárd polimer szorbensek – mint például a PIM (Polymer Inclusion Membrane) - lágyítószerrel nélküli előállítására helyezték a hangsúlyt a Cr (VI) ionok eltávolítási hatékonyságának növelése érdekében (MELITA, POPESCU, 2008; WANG et al., 2017). Korábban a Pb (II) ionok szorpciós és membránszállítási folyamatait is PIM-eket alkalmazva vizsgálták (LIMOUSIN et al., 2007). A szintetikus szorbensek, mint a módosított zeolitok, a polimer és kompozit anyagok, az ionos hibridek és a különböző gyanták, magas gyártási költséggel jártak, de cserébe nagyon jó szorpciós kapacitással, nagy szelektivitással és jó újrahasználhatósági kapacitással rendelkeztek (LIMOUSIN et al., 2007; BRYANT et al., 1992). A PIM-el történő nehézfém eltávolítással kapcsolatos tanulmányok többsége a membránszállítás folyamatára is hangsúlyt fektet (HAYATI et al., 2017; HÖHENER, YU, 2012). A membránfelvételi vizsgálatok kiemelik, hogy az Aliquat 336 típusú anyag a PVC polimer mátrix lágyítójaként is működik (HAYATI et al., 2017). Mivel az adszorpciós folyamat könnyen kontrollálható, ezért ezt a nehézfémek eltávolítására szolgáló módszert széles körben alkalmazzák (HE, TEBO, 1998; MATOUQ et al., 2015).

A nehézfém ionok bioszorpciós energia értékeit a Dubinin-Radushkevich izoterma modellekkel lehet kiszámítani. A Se^{4+} és Sb^{3+} ionok biomasszával történő adszorpcióját az ioncserélő

mechanizmus határozza meg (HE, TEBO, 1998; MATOUQ et al., 2015). A fémionok és funkcionális csoportok (pl.: a karboxil csoportok) közötti kölcsönhatásoknak köszönhető az adszorpciós folyamat stabilitása. HE és TEBO, 1998 tölgyfűrészport használtak a Cu ionok adszorbeálására. Azt tapasztalták, hogy a Cu ionok a fűrészpor aktív felületéhez kötődtek, és ez a jelenség hidrogéniont szabadított fel, mely a folyamat során oldatba került (HE, TEBO, 1998).

A toxikus nehézfém-szennyezések növekvő környezeti és egészségügyi kihívásokat jelentenek. A környezetvédelmi / és gazdasági szereplők kérik, hogy a lehetőségek fényében minél több vizsgálatot végezzenek el a kereskedelemben kapható aktív szén adszorbensek hatásvizsgálatához (MATOUQ et al., 2015). Az aktív szén széles körben elterjedt a nehézfém ionok és egyéb szennyezők kezelésére, mivel fizikai tulajdonságai, nagy fajlagos felületük, porózus szerkezetük, jelentős adszorpciós kapacitásuk kedvező a kármentesítés szempontjából (GROENENBERG, LOFTS, 2014; FAKHRE, IBRAHIM, 2018). Az aktív szén kedvező tulajdonságait speciális gyártási eljárással lehet fokozni (FAKHRE, IBRAHIM, 2018; LIU, LEE, 2014).

Az adszorpciós folyamatok mellékhatásaként, a nehézfém adszorpcióra vonatkozó vizsgálatokban a lebomlott szerves anyag (a továbbiakban DOM – Digested Organic Matter) koncentrációját általában nem határozzák meg. Még kismértékű (10 mg/dm^3) DOM koncentráció is csökkentheti a nehézfém adszorpciót (LIU, LEE, 2014; SYNGOUNA, CHRYSIKOPOULOS, 2012).

Különlegesnek tekinthető adszorpciós eljárás, hogy a nehézfém ionokat kalcium ionokra cserélik, így metal-alginátot képeznek. A TIFOGHY, MOHAMMADI, 2011; illetve BULGARIU és BULGARIU, 2012 által leírt kísérletekben tengeri barnamoszatokat (*Fucus serratus* és *Laminaria digitata* fajokat) használtak biológiai adszorbensként, illetve sikeres vizsgálatokat végeztek zöld hínárral és egysejtű zöld algával történő Cd és Hg adszorpcióra (TIFOGHY, MOHAMMADI, 2011). Új adszorpciós anyagként jelent meg az alginát, mely egy poliszacharid alapú bioszorbens, melyet a karbonsav csoportokban történő proton-fémion cserének köszönhetően Alginból állítanak elő (TIFOGHY, MOHAMMADI, 2011; VISA et al., 2010).

A réz, cink és kadmium tartalmú szennyvizek különböző iparágak termelése során keletkeznek. A nehézfémek felhalmozódása a környezetben új szennyvíztisztítási technológiák fejlesztését kívánja. Ehhez kapcsolódóan, BAKKALOGLU et al. (1998) egy bioszorpción és ülepítésen alapuló technológiát dolgoztak ki. BAKKALOGLU et al. (1998) tanulmánya kiterjedt az olyan különböző típusú hulladék biomassza alapú tisztítási technológiák összehasonlítására, mint a baktériumokat, élesztőgombákat, és eleveniszapot felhasználó módszerekre, továbbá ezek hatékonyságának összehasonlítását az ülepítési / bioszorpciós technológiákkal is elvégezték. A bioszorpciós eljárás során az *A. nodosum*, *S. rimosus* és az *F. vesiculosus* segítségével sikeresen akkumulálták a réz, cink és nikkell ionokat. Vizsgálataik alapján megállapították, hogy az *A. nodosum*,

az *S. rimosus*, az *F. vesiculosus* és a *P. chrysogenum* a legalkalmasabbak a nehézfémek megkötésére a szennyvizekből.

A nehézfémek (Cd, Pb, Cu, Zn, és Ni) előfordulását és sorsát vizsgálta a szennyvizekben KARVELAS et al. (2003) a görögországi Thessaloniki város szennyvíztisztító telepén működő eleveniszapos technológia elemzésével. A vizsgálatukhoz felhasznált és elemzett hat féle szennyvíz- és szennyvíziszap mintákat a telep különböző pontjain vették, mindkét típusból, az elsődleges ülepítő tartály befolyó és kifolyó részén, illetve csak a szennyvízből a másodlagos ülepítő tartályból. Vizsgálataik során exponenciális összefüggést találtak a nehézfém megoszlási hányados ($\log K_p$) és a szuszpendált szilárd koncentráció között. A Pb kivételével az összes nehézfém előfordulási gyakorisága a szennyvízmintákban majdnem 100%-os volt, míg csak a Pb volt 90%-os. WANG et al. (2013) munkájukban arról számoltak be, hogy az egyes nehézfémek közötti fáziseloszlás nagyon keveset változott a tisztítási folyamat során. ULMANU et al. (2003) munkájuk során a réz és kadmium ionok megkötésére aktív szenet, komposztot, cellulózpépet, szennyvíziszapot használtak fel. Vizsgálataik azt mutatják, hogy a réz megkötése a szennyvíziszapot kivéve, a többi anyaggal sikeres volt. QUDAIS and MOUSSA (2004) bemutatták, hogy az ozmózis és a nanoszűrési technológiák kiválóan alkalmasak a szennyvizek nehézfém tartalmának megkötésére. Az állításuk alapjául szolgáló vizsgálatokhoz laboratóriumi körülmények között elkészített réz és kadmium tartalmú „szennyvíz” mintákat használtak fel. Vizsgálati eredményeik azt mutatták, hogy az ozmózis és a nanoszűrés a réz esetében 98%-os, a kadmium esetében 99%-os hatékonysággal működött. A réz eltávolítás hatékonyságának köszönhetően, a szintetikus szennyvízmintákban az átlagos réz koncentráció $3,5 \pm 0,7$ ppm értékre csökkent.

SEELSAEN et al. (2005) kísérleteikben csapadékvízből kötötték meg a nehézfémeket komposztok és homok segítségével. A komposzt esetében megállapították, hogy a legjobb fizikai-kémiai tulajdonságokkal rendelkezik a réz és cink ionok megkötéséhez. A komposzt nehézfém megkötő tulajdonsága pH 5 értéken megfelelt a Langmuir egyenlet szerinti 11,2 mg/g értéknek. Megfigyelték, hogy a komposzt, homok és egyéb anyagok különböző keverékei növekvő nehézfém megkötési hatékonyságot eredményeztek (Zn 75-96%, Cu 90-93%). Későbbi vizsgálataik során, SEELSAEN et al. (2005) nehézfém szorpciós eredményeinek következtetése a komposztok 88-97%-os hatékonyságának alapultak. A komposzt relatív adszorpciós affinitása a nehézfémekre az alábbi sorrend szerint alakult: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+}$. A nehézfém adszorpció az Langmuir-izoterma szerint alakult. Kutatásaik bebizonyították, hogy a kisebb szemcseméretű komposztoknak jobb adszorpciós tulajdonságai vannak.

SELLING et al (2008) szerint ki kell terjeszteni a biogáz gyártás során keletkező szilárd biogáz fermentumnak (a komposztokhoz hasonló) mezőgazdaságban történő felhasználását. Ugyanakkor ez a tevékenység magában hordozza a nemkívánatos nehézfémek

környezetterhelő/károsító hatását. Vizsgálatuk során két lépcsőben fermentált biogáz maradékanyagot és komposztot használtak fel. Munkájukban, hat napon át, különböző eredetű csurgalékvizeket vizsgáltak, illetve azt is, hogy a mintákra nézve a szilárd fermentum és komposzt, milyen nehézfém megkötő tulajdonsággal rendelkezik. Arra az eredményre jutottak, hogy a Ni esetében 70%, a Zn esetében 40%, míg a Cd-nál 25%-os az megkötődési hatások. Egyedül a Cu és a Pb esetében mértek jelentéktelen megkötődést.

JAFFAR et al. (2015) Thoothukudi és Vizhinjam (India) területén vizsgálták a nehézfém szennyezések bioszorpciósi lehetőségeit *Phallusia nigra* segítségével. Vizsgálataik során a Cd, Cu, Hg és Pb tartalomra koncentráltak. Thoothukudi vízében magasabb koncentrációban találtak nehézfémeket, mint a Vizhinjam területéről származó vízmintákból. Meghatározták a bioakkumulációs faktorok sorrendjét is, e szerint: Pb>Cd>Cu> Hg a sorrend.

2.3.4 A technológiai vizsgálatokhoz alkalmazott nehézfémek

Nhézfém szennyezések az ipari forradalom óta jelen vannak a környezetben, de komolyabb vizsgálatuk, és humán egészségügyi hatásuk felismerése csak a XX. században kezdődött. Az ipari termelés (főleg a régi, elavult technológiák) hatására mind időben, mind mennyiségben heterogén nehézfém szennyezések jelentkeztek. A környezeti elemek elszennyezése több évtizeden keresztül folyamatosan zajlott. A talaj bizonyos mértékig pufferként tud viselkedni (a talaj felső rétegében felhalmozódó nehézfémeket a talajásványok képesek megkötni), így a nehézfém szennyezések egy részét még képes elnyelni (PAPP, KÜMMEL, 2005). Hosszú idejű, vagy nagy mennyiségű szennyezés esetén, azonban a talaj annyira elszennyeződik, hogy csupán kármentesítési technológiák alkalmazásával lehet megtisztítani. A talaj fokozódó elsavanyodása esetén, a szennyezésként benne lévő nehézfémek mobilizálódnak és a talajvízzel vagy a talajoldattal nagy távolságokra is képesek eljutni (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010). A természet növények képesek felvenni a nehézfémeket, sőt bizonyos növényfajok hiperakkumulációra is képesek (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010), így a nehézfémek a táplálékláncba kerülve, annak végpontjánál, az embernél is megjelennek. A nehézfémek toxicitása kiemelt kérdés. A toxicitást alapvetően meghatározza a különböző enzimek aktivitása. A nehézfémek enzimekben könnyen megjelennek (pl. cink-tartalmú fém-enzimek). A kétértékű átmeneti fémek reakcióképessége meghatározó, például könnyen reakcióba lépnek a fehérjék amino csoportjaival (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010), így károsítva az élő szervezeteket.

A réz tulajdonságai

A réz másodfajú fém, a fémréz önmagában nem mérgező. A rezet elsősorban ötvözetek készítésénél használják (pl. alpakka, bronz), mivel így növeli a szilárdságot. Rendkívül jó villamos áram vezető képességgel rendelkezik, így az elektromos iparban történő felhasználása is jelentős. Jó hővezető tulajdonsággal is rendelkezik. Környezetszennyezéssel a réz nagy mennyiségben kerülhet a környezetbe. Ilyen környezetszennyezéssel járó ipari folyamatok a bányászat, a kohászat, galvanizálás, akkumulátor és szárazelemgyártás. Míg a környezetben nagy mennyiségben felhalmozódva környezetszennyezést okoz, addig a növények számára (kis mennyiségben) esszenciális nyomelem. Számos élettani folyamatban, így például a fotoszintézisben is komoly szerepet játszik. A talaj felső rétegében felhalmozódva elhúzódó szennyezést okozhat, mivel nehezen mosódik ki. A talaj kémhatásának emelkedésével a réz mobilitása csökken. Ilyen kémhatás emelkedést például meszezéssel tudunk elérni. A talajban lévő mikroorganizmusok aktivitását gátolja a réz, ugyanakkor elmondható, hogy vannak olyan mikroorganizmusok, amelyek a növényekhez hasonlóan, képesek a rezet hiperakkumulálni. A talajban károsnak tekintett kapcsolódása a szerves anyagokhoz, az emberi szervezetben bizonyos mértékig hasznosnak bizonyul, mivel a táplálékkal bevitt réz mennyiség nagyon korlátozottan férhető hozzá. A vese és a máj nagyon jó hatásfokkal tudja a szervezetbe került rezet kiválasztani és méregteleníteni (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

A cink jellemzői

A cink másodfajú, nem mérgező fém. Az emberek és a növények számára is fontos esszenciális mikroelem, számos biokémiai folyamatban vesz részt. Több enzim működéséhez elengedhetetlen a cink jelenléte. Ilyen enzimek például az alkohol-dehidrogenáz vagy éppen a karboxipeptidáz enzim (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010). A növényekben a cink jelenléte következtében könnyebben termelődik az auxin, ezen kívül a szénhidrátok átalakulásának szabályozásában is fontos szerepe van. A cink földkéregbeli gyakorisága 76 ppm (GREENWOOD, EARNSHAW, 1999). A cink az iparban talán a leggyakrabban használt fémek egyike. Felhasználása sokoldalú, például horganyzáshoz, pénzérme készítéshez, ötvözetekhez is kiváló. A cinkszennyezések kibocsátói a kőszénbányák, az ásványolaj tárolók, kokszolók, ércbányák, vas- és acélgyártás üzemei, fémolvasztók, érckohók, galvánüzemek, festéküzemek. A cink legfontosabb ásványai a ZnS (Szfalerit és Wurtzit) és a ZnCO₃ (kalamit, cinkpát) (GREENWOOD, EARNSHAW, 1999). Növényekben nagyjából 400 mg/kg koncentráció felett okoz toxicitást. A talajban a cink könnyen kötődik az agyagásványokhoz. A talajsavanyúság növekedésével javul az oldhatósága (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

A mangán tulajdonságai

A mangán átmeneti fém. Először 1774-ben állították elő fémmangán formájában. 1060 ppm az átlagos gyakorisága a földkéregben (GREENWOOD, EARNSHAW, 1999), a Föld tizenkettedik leggyakoribb eleme. Legfontosabb ásványai a piroluzit és a hauszmannit. A kitermelt mangánt majdnem teljes egészében az acélipar használja fel, jellemzően ferromangán formájában. A talajban Mn^{2+} , Mn^{3+} illetve Mn^{4+} formában van jelen. Leggyakrabban a talaj magmás kőzeteinek szilikát ásványaiból jut a környezetbe (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

A kadmium jellemzői

Ezüstfehér fém, leggyakrabban cink, ólom-réz-cink ércekből nyerik ki. Akkumulátor- és elemgyártásban, festékgyártásban, atomtechnikai eszközökben alkalmazzák, valamint polivinil műanyagok stabilizálására is felhasználják. A környezetbe a kohászat, bányászat, acélgégyártás szennyezéseként kerülhet. Jelentős kadmium emissziós forrás lehet a dízelolajok égéstermékeinek környezetbe jutása. Bár toxikus elem, de akár 3 mg/kg koncentrációig is felhalmozódhat a növényekben, így könnyen bekerülhet a táplálékláncba. Gyakorlatilag az egyik legveszélyesebb nehézfém karcinogén és toxikus hatása miatt. A szulfát- és klorid- ionok koncentrációja hatással van a kadmium oldhatóságára, mivel mindkét ionnal oldható komplexet képez. Humán egészségügyi kockázata elsősorban az ún. itai-itai kórban jelentkezik, ami a csigolyák és a csontok lágyulásával, ritkulásával, rosszabb esetben összeroppanásával jár. A kadmiumot kifejezetten rákkeltő anyagként kezelik, mivel az emberi szervezetben már kis mennyiség is képes daganatot okozni. Kifejezetten karcinogén hatású a kadmiumnak szulfát, klorid és oxid formában való jelenléte, mely expozíciók leginkább az ipari területek közelében fordulnak elő (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

2.4 Menedzsment vizsgálatok, a nehézfém szennyezések kockázati értékelése

2.4.1 A nehézfémek környezeti mobilitása és kockázata

A nehézfémek környezeti mobilitása több tényező együttes hatásának eredménye. Jellemzően valamely komplex vegyületek formájában kerülnek a környezeti elemekbe (PAHARI & CHAUHAN, 2007). A (nehézfém) szennyezések egyik leggyakoribb módja, hogy valamely emberi tevékenység során keletkező szennyvizek, hulladékok útján a földtani közegbe, a felszín alatti vagy a felszíni vizekbe jutnak. Természetesen meg kell különböztetnünk a környezet terhelésével és a környezet szennyezésével járó kibocsátásokat. E szerint, környezet terhelést okozhat minden olyan

szennyezőanyag környezeti elembe való jutása, mely az elem egyensúlyát felborítja, annak természetes összetételét megváltoztatja, ugyanakkor nem lépi át a jogszabályilag meghatározott B szennyezettségi határértéket (PAPP, KÜMMEL, 1992). Ezeket a terhelési folyamatokat körültekintően kell kezelni, mivel a környezeti feltételek (esetleges további szennyezések) miatt a környezetbe jutott anyagok feldúsulhatnak, kémiaiilag átalakulhatnak, így átlépve azt a küszöböt, mely a terhelést és a szennyezést egymástól elválasztja (ZHANG, 2011).

A nehézfémek feldolgozása során keletkező szálló por komoly egészségügyi és légszennyezési problémát okoz. Az apró (10 nm-nél kisebb) szemcsék szél általi mozgása, élőlények és emberek általi belégzése egészség- és környezetkárosodáshoz vezethet (KERÉNYI, 1998).

A nehézfém szennyezés szempontjából a világon legsúlyosabban érintett területként tartják számon Felső-Sziléziát, valamint a Lengyelországban található Glogów környékét. Itt a vizekben a Cd, Mn, Zn és Pb koncentrációja esetenként a határérték több százszorososa. 1990-re annyira súlyossá vált a környezetszennyezés mértéke, hogy Glogów egyes területeiről ki kellett költöztetni a lakosságot. A nehézfém szennyezés súlyosságát fokozta, hogy a Ni és Cu egyidejű szennyezése esetén a két nehézfém erősítette egymás toxicitását (KERÉNYI, 1998).

A szennyvizeket két nagy csoportra oszthatjuk: ipari valamint kommunális eredetű szennyvizekre. Ezen kívül léteznek más besorolási alapot figyelembe vevő csoportosítások is, de a leggyakrabban e két csoportról beszélünk (ÖLLŐS, 1995). Az ipari szennyvizek nehézfém tartalma igen jelentős lehet, így tisztítatlanul a felszíni vizekbe engedve komoly környezetszennyezést, károsodást okozhatnak (ÖLLŐS, 1995).

Az ipari szennyvizek nehézfém tartalma több, jelenleg is alkalmazásban lévő ipari technológia eredményeként jelentkezik. A kohászat, a vas- és acéipar melléktermékei és szennyvizei három lépcsős szennyvíztisztítást igényelnek, így nem elég a fizikai (mechanikai) és a biológiai tisztítás, hanem szükséges a kémiai tisztítási fokozat alkalmazása is (ÖLLŐS, 1995). Ipari szennyvizekben a zavarosságot okozó lebegőanyag-tartalmon és finom szemcsés ülepedő anyagok jelenlétén kívül, magas koncentrációban található vas, mangán, réz, cink és kadmium.

A vízszennyező anyagok közül nem csupán a nehézfémek okozhatnak komoly környezetkárosodást, hanem a különböző szerves illetve szervetlen vízszennyező anyagok is. Sok esetben szénhidrogén származékok, egyéb szerves molekulák (vagyis TPH, PCB, BTEX vegyületek, valamint egyes esetekben növényvédőszer maradványok) is kimutatható koncentrációban vannak (FÖLDI, HALÁSZ, 2009; SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010). A vízszennyező anyagok közül a fémek és azok koncentrációja egyike a fontos paramétereknek. Nem mindig tudunk pontosan következtetni a víz teljes fémkoncentrációjára, mivel egyes szerves anyagoknak köszönhetően a fémszerves komplexek képződése felgyorsul, így a fémek oldatban maradnak (VARGA, 2000).

A környezet biológiai szereplői (növények, mikroorganizmusok) képesek a nehézfém felvételére, mely kelátképzés során történik. Ennek a következménye, hogy a nehézfémek akár teljes mennyiségben is eltűnhetnek a talajból vagy a természetes vizekből (fogalmazhatunk úgy, hogy kimutatási határ alatti mennyiségben maradnak meg). A biológiai nehézfém felvétel következtében, a biotéma nehézfém feldúsulása következik be.

Számos nemzetközi tudományos publikáció foglalkozik a környezeti elemeket ért nehézfém szennyezésekkel. BECK et al. (2002) a felszíni víztesteket érő Cd, Cu, Ni, Zn és Mn vizsgálatáról ír. Munkájuk során több helyről gyűjtöttek vízmintákat, melyek nehézfém koncentrációját ICP-MS segítségével mérték. Arra a következtetésre jutottak, hogy a felszíni vizeket érő nehézfém szennyezések a víztestben nehezen akkumulálódnak, kivéve a halak táplálkozása révén történő nehézfém felvételt. Kimutatták, hogy az esetek döntő többségében az üledékben jelentkezik a nehézfém szennyezés.

DANIELA et al. (2002) Szicíliában, Palermóban vizsgálták a városi talajok nehézfém szennyezettségének mértékét. Vizsgálataikkal bizonyították, hogy a nehézfém szennyezés jellemzően a Szicília partjaihoz, a tengeri hajózási útvonalakhoz közel eső (part menti) területeken jelentkezik, itt sok esetben a határérték többszörösét mérték. Továbbá bizonyították a hajózási útvonalak mentén történő nehézfém szennyezés (vízszennyezés) és a part menti területek talajaiban mért nehézfém koncentrációk közötti összefüggést is. Eredményüket azzal indokolták, hogy a víztestek és a földtani közeg között szoros környezeti kapcsolat áll. A nehézfém szennyezés terjedését a környezeti transzportfolyamatokkal magyarázták.

GRIFFITHS és LAMBERT (2013) az UNSECO gondozásában megjelent vízgazdálkodási szakkönyvükben azt írják, hogy a felszíni víztestek szennyezésének jelentős része a közlekedés, valamint a humán tevékenységek következménye. Feltárták a kapcsolatot a felszíni és a felszín alatti víztestek szennyezése között. Bemutatták, hogy milyen környezeti transzportfolyamatok és kémiai átalakulások eredményeként történik a nehézfém szennyezések „vándorlása” a különböző környezeti elemek között. Kapcsolódó információként megjegyezték, hogy a víztesteket érő nehézfém szennyezések jelentős része a harmadik világbeli országokban jelentkezik, ahol az ipari technológiák elavultak, a közlekedési eszközök (autók, hajók, vonatok) szinte egyike sem felel meg a minimális állapot elvárásoknak. A víztesteket érő szennyezések könnyen eléri a lakosságot is, és így a világon több tízmillióra tehető azon emberek száma, akik kimondottan magas nehézfém koncentrációjú ivóvizet fogyasztanak.

LUOMA és RAINBOW (2005) megjegyzik, hogy nehézfémek környezeti terjedésének alapját a könnyű kémiai átalakulási folyamatok okozzák. Leírják, hogy a nehézfémek többsége könnyen kerül komplex vegyületekbe, így a környezeti transzportja jelentősen javul, ezen kívül az

ilyen formában kötött nehézfémek jelenléte nehezebben mutatható ki, mint a komplex formában nem lévő nehézfémeké.

SASTRE et al. (2012) bemutatják, hogy az általuk vizsgált környezeti mintákban (talaj- és vízmintákban) a Cd, Cu, Pb és Zn koncentráció határérték feletti. A vízmintákban jelentkező koncentrációt azzal magyarázzák, hogy a szennyvíztisztítás során a nehézfém tartalmat éppen csak a határérték alatti koncentrációra csökkentik, hiszen így a tisztított víz megfelel a befogadóba vezetés feltételeinek. Nem számoltak viszont azzal, hogy a természetes vizekbe kerülve a nehézfém koncentráció feldúsulhat.

ROODBERGEN et al. (2008) Hollandiában vizsgálták a nehézfémek táplálékláncban történő megjelenését. Munkájuk során az ország egy nehézfémrel szennyezett és egy referencia (tiszt) területét választották mintának. Vizsgálataikkal bizonyították, hogy a nehézfémek könnyen megjelennek a táplálékláncban, mivel a szennyezett területeken nehézfém tartalmat mértek a humán fogyasztásra szánt termékekben. Ez leginkább a növényi akkumuláció illetve az állati táplálkozás következtében jelentkezhetett.

LIGETVÁRI (2008) szerint a hidromelioráció részeként meghatározott vízminőség javítás lehet az egyik kulcspontja a vízgazdálkodás környezetvédelmi aspektusának, így a nehézfém szennyezés csökkentésének is.

HSEU et al. (2002) kutatásukban üledék és talaj mintákkal dolgoztak, és a nehézfém tartalmat vizsgálták. Eredményeikkel meghatározták az általuk vizsgált üledékben és talajban mért nehézfém tartalom speciális roncsolási módját.

SELLING et al. (2008) munkájukban arról számoltak be, hogy az általuk kidolgozott kétlépcsős anaerob lebontási technika a vizet érő nehézfém szennyezések esetén jól működik. Ez a kétlépcsős anaerob lebontási technika az általuk vizsgált anaerob mikroorganizmusok segítségével történik, mivel kutatásaikkal bebizonyították, hogy vannak olyan anaerob fajok, melyek a nehézfémet úgy képesek akkumulálni, hogy az nem befolyásolja fiziológiai folyamataikat.

YU et al. (2009) arról számoltak be, hogy ha az in situ stabilizálás követi az ex situ komposztálást, akkor lehetővé válik a nehézfém szennyezett üledékek megtisztítása. Szerintük a komposztálás, mint biodegradációs folyamat, alkalmas lehet erre. Vizsgálataik során csak és kizárólag üledékeket vizsgáltak, így nem tértek ki más környezeti minták elemzésére.

ZENG et al. (2004) vizsgálatai során négy féle lebontási folyamatot határozott meg nehézfém szennyezett komposztminták megtisztítására.

KARVELAS et al. (2003) a nehézfémek eltávolítási lehetőségeit vizsgálták a víztisztítási folyamat során. Ehhez kapcsolódóan SEELSAEN (2005) arról számolt be, hogy az alternatív filtrációs módszer kiválóan alkalmazható a víztisztítási folyamat során.

QUAN et al. (2007) munkájukban hat szennyvíziszap komposzt mintával dolgoztak, és a mintákban található nehézfémek koncentrációját valamint minőségi megoszlását vizsgálták. Arra jutottak, hogy az összes nehézfém megtalálható a mintákban, ugyanakkor a nehézfémek egymáshoz viszonyított aránya eltolódik a Cu és Zn irányába.

ANDRIAN és YARMOSHENKO (2014) vizsgálataikban egy városi környezet vízbázisát mintázták és a nehézfém szennyezettséget mérték. Vizsgálták a Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mn valamint a Fe akkumulációját, terjedését. A kutatás során a geokémiai hatásokat és az antropogén szennyezések mértékét is elemezték.

ABID et al. (2015) kutatásukban bizonyították, hogy a nehézfémek szennyezéséért legfőképpen a folyamatos iparosodás, a mezőgazdasági technológiák és egyéb antropogén hatások felelősek. A nehézfémek emberre, növényre és állatra gyakorolt toxikus hatása miatt a fitoremediációt kiemelt jelentőségűnek tartják. A fitoremediáció kutatott terület, és számos növényfajjal végeztek már kísérleteket. Egy új eljárást dolgoztak ki: ez az ún. PGP baktériumok közreműködésével történő kármentesítés. Ezek a baktériumok a nehézfémeket képesek olyan formába vinni, ami biológiailag hozzáférhető, így a fitoremediációban már sikerrel alkalmazott növények számára könnyebben hozzáférhetővé válnak.

SUBRAMANIAN et al. (2015) többek között a nehézfémek jelenlétét vizsgálták Indiában az 1980-as évektől napjainkig. Szerintük a városiasodás, a fosszilis tüzelőanyagok használata valamint az agrárium is hozzájárultak ahhoz, hogy az általuk vizsgált part menti területen a nehézfémek koncentrációja a határérték felett van.

2.4.2 A nehézfém szennyezések humán egészségügyi kockázata

A nehézfém szennyezések jellemzően környezeti expozíciós útvonalak mentén okoznak humán egészségügyi kockázatot (FÖLDI, HALÁSZ, 2009). A talajba, vízbázisokba kerülve, könnyen bejutnak a táplálékláncba (HARIRI et al., 2015), melynek adott esetben az ember a csúcspontja (ROODBERGEN et al., 2008).

A nehézfémek humán egészségügyi kockázata kiemelt, mivel az emberi szervezetben felhalmozódva komoly egészségügyi problémákat okozhatnak, akár letális, karcinogén hatást is kifejthetnek (FÖLDI, HALÁSZ, 2009). Az egyik legveszélyesebb nehézfém a kadmium, mely bizonyítottan kóros elváltozásokat okoz az emberi szervezetben, és daganatkeltő hatása is van. A réz kis mennyiségben esszenciális elemként szükséges a növények fiziológiai folyamataihoz, így közvetve nincs hatása az emberre. Túladagolása (mint bármely más mikro- vagy makroelem esetében is) látható elváltozásokat okozhat a növényen. Ebben az esetben nyilvánvalóan nem kerül élelmiszeripari feldolgozásra az adott növény, így emberi fogyasztásra sem kerül sor. Ugyanakkor

vannak olyan növényfajok, melyek nagy mennyiségben képesek akkumulálni a nehézfémeket, adott esetben hiperakkumulációra is hajlamosak. Ez esetben a növényre nincs élettani hatással a nehézfém, nem okoz toxikus (látható) tüneteket, így ezeket a növényeket az élelmiszeriparban felhasználják, fogyasztási végpontja pedig az ember (FÖLDI, HALÁSZ, 2009).

A cink kis mennyiségben elengedhetetlen bizonyos enzimatikus folyamatokhoz, így ebben az esetben nem tekinthető szennyezőanyagnak. A cinknek ezen kívül fontos szerepe van a növények auxin termelésében is. A cinket kis mennyiségben tartalmazó növények elfogyasztása nem okoz egészségügyi problémát az emberi szervezetben (SZOBOSZLAY, KRISZT, 2010).

Összességében az a következtetés vonható le, hogy a nehézfémek környezeti mobilitása eltérő, a kémiai körülmények is befolyásoló tényezők, ugyanakkor a talajból és a felszíni vizekből könnyen a táplálékláncba kerülhetnek, és egészségügyi problémákat okoznak.

2.4.3 Kockázati menedzsmenti értékelési eljárások

Az alábbiakban összefoglalva kívánom bemutatni azt a gondolatmenetet, amely mentén az ipari, környezettechnikai eljárásokat és műveleteket kockázatmenedzsmenti szempontból értékelni lehet. Az általam kifejlesztett nehézfém eltávolítási technikával a kommunális eredetű szennyvizek nehézfém tartalmát lehet csökkenteni (eltávolítani), és így az élővizekbe történő tisztított szennyvízbevezetés nem okoz ökológiai problémát. Ugyanakkor fontos a kidolgozott technika kockázatmenedzsmenti szempontú vizsgálata is, mert bár kémiai analitikai mérésorozatokkal bizonyítottam, hogy a technika hatásfoka 97-98% körül alakul, de a kockázatelemzést minden új környezettechnikai eljárás során kötelező elvégezni.

A különböző kockázatmenedzsmenti modellek általában környezeti és humán szempontból vizsgálják egy-egy új technika kockázati mértékét. Mivel az általam kidolgozott alternatív szennyvíztisztítási résztechnológia alapvetően környezeti (ökológiai) szempontból jelent újdonságot, így a továbbiakban a környezeti kockázatmenedzsmenttel foglalkozom részletesebben.

A környezeti kockázatok becslésének és számításának alapjai

Különbséget kell tenni az egyes anyagok környezeti kockázatelemzésének során a között, hogy az anyagra rendelkezésre állnak-e releváns környezeti koncentráció értékek vagy sem. Előbbi esetben csupán becsléssel tudunk környezeti kockázatot meghatározni, utóbbi esetben viszont konkrét modellszámításokkal válik lehetővé az anyag kockázati értékelése. Ekkor a környezeti expozícióra vonatkoztatva is konkrét eredményekkel lehet szolgálni (pl. ipari technológiák kibocsátási koncentrációja, háttérkoncentráció számítások, terjedés-modellezés) (CARTER et al.,

2017). Amennyiben egy adott anyagra konkrét mérési eredmények állnak rendelkezésre, fontos elvégezni az adatok kritikai (és statisztikai) elemzését, illetve vizsgálni kell az eredmények reprezentitását. Ennek során valós képet kaphatunk a reális környezeti emisszióról, illetve pontosíthatók a környezeti emissziós és expozíciós modellek (SUI et al., 2018). Az anyagok kibocsátásának kockázati elemzése során különbséget kell tennünk a pontforrásokból emittált és a diffúz terjedések között (SUI et al., 2018). A lokális koncentráció értékeket ($PEC_{\text{lokális}}$) jellemzően a pontforrásból származó kibocsátások határozzák meg, melyek bizonyos mértékig a regionális koncentrációkra ($PEC_{\text{regionális}}$) is hatással vannak. A PEC értékek meghatározása a 93/67/EGK irányelv III. melléklete szerint történik, mely rögzíti, hogy a környezeti kockázatok becslése során a koncentráció értékeket mindig a lokális szintre kell meghatározni (ETINAY et al., 2018).

PEC_{lokális} és PEC_{regionális} értékek, vagyis az előre jelzett lokális és regionális környezeti koncentrációk meghatározása

A kidolgozott technika szempontjából fontos tényező a $PEC_{\text{lokális}}$ koncentrációk meghatározása, tehát azon anyagmennyiségek, melyek a pontszerű forrásokból történő kibocsátás során a környezetben jelentkeznek. A $PEC_{\text{lokális}}$ azt a várható koncentrációt fejezi ki, mely a forrástól bizonyos távolságban egy olyan napon alakul, amikor kibocsátás történik (NGUYEN et al., 2018). Tehát egyrészt konkrét koncentráció értékeket ad meg, ugyanakkor bizonyos mértékig hipotetikusnak is tekinthető információkat is szolgáltat. A meghatározás során abból indulnak ki, hogy a pontszerű szennyezőforrás anyagkibocsátása rendszeresen, meghatározott időnként történik, és így bármely kibocsátási nappal lehet számolni. Bizonyos esetekben időfüggő koncentráció alkalmazására is szükség lehet, melyet jellemzően az időszakos anyagkibocsátások során kell figyelembe venni (NGUYEN et al., 2018). A $PEC_{\text{lokális}}$ figyelembe veszi a degradációs és disztribúciós folyamatokat. A $PEC_{\text{regionális}}$ koncentráció meghatározását a nagyobb területekre kiterjedő pont vagy diffúz szennyezések során kell elvégezni, és a regionális környezetre vonatkozóan kell megadni (NGUYEN et al., 2018).

A PEC és a PNEC értékek közötti összefüggés

A PEC értékeket a rendelkezésre álló mérési eredményekből (adatokból) lehet meghatározni, míg a PNEC értékeket laboratóriumi vizsgálati adatok vagy modell ökoszisztéma vizsgálatok eredményei adják (CRAWFORD et al., 2018). A PNEC definíció szerint olyan koncentráció érték, mely alatt egy adott anyag mennyisége nem okoz biztonsági kockázatot. Tehát a gyakorlatban a PNEC értékek és a B szennyezettségi határértékek között összefüggést állapíthatunk meg. A

tanulmányomban bemutatott új nehézfém eltávolítási technikára a PNEC értékek meghatározása illik legjobban, mivel egyrészt modellkísérletről van szó, másrészt mindezt laboratóriumi körülmények között végeztem el.

Ahhoz, hogy teljes biztonsággal megállapíthassuk, hogy egy adott anyag mennyisége kockázatot jelent-e az ökoszisztémára, a környezetre, a PEC/PNEC arányt kell meghatározni és ebből kell a következtetéseket levonni. Amennyiben vagy a PEC vagy a PNEC értékek valamelyike nem határozható meg pontosan, úgy nincs lehetőség kvantitatív kockázatbecslésre. Ennek értelmében kvalitatív kockázatbecslést kell végezni (WANG et al., 2017).

A környezeti expozíció becslése

Egy adott anyag (szennyezőanyag) a teljes életciklusa során valamilyen hatással van a környezetre. Mennyisége, koncentrációja változhat, ugyanakkor ez a változás is hatást gyakorol az ökoszisztémára, folyamatosan alakítva annak kvalitatív jellemzőit (CRAWFORD et al., 2018). Az expozíció becslését minden környezeti elemre vonatkozóan el kell végezni. A vizsgálat során az anyag életciklusának alábbi állomásait kell figyelembe venni: gyártás, feldolgozás, tárolás és szállítás, használat (ipari, kereskedelmi, lakossági), valamint az esetleges ártalmatlanítás, kármentesítés. A környezeti expozíció becslése során fontos tényező a korábbi kibocsátások mennyiségi alakulása is (CRAIG, 2018). Azért kell számolni ezekkel az értékekkel is, mert a környezetben ún. háttér koncentrációt okozhat, vagyis kumulatív hatása van. Az expozíciós szintek meghatározása során figyelembe kell venni a mérési adatokat és az esetleges modellszámítások eredményeit is. Meg kell határozni, hogy a vizsgált anyagból biológiai (biokémiai) vagy abiotikus úton keletkezhetnek-e stabil, illetve toxikus bomlástermékek. Amennyiben igen, úgy ezek környezeti hatásával is számolni kell (HANSEN et al., 2018). A biológiai degradációval kapcsolatos ismeretek és adatok az esetek többségében csak aerob viszonyokra vonatkozóan állnak rendelkezésre, pedig üledék és talajvizsgálatoknál az anaerob bomlási tényezőkkel is számolni kell. A környezeti expozíciók becslésének lehetőségeit a környezeti elemek sótartalma és pH viszonyai is nagyban befolyásolják (HANSEN et al., 2018).

A mérési adatok besorolása lokális vagy regionális szintre

Minden olyan környezet kockázatmenedzsmenti eljárásánál, ahol konkrét mérési adatok állnak rendelkezésre (és nem csupán modellszámítások eredményeivel tudunk kalkulálni), lokális vagy regionális szintű besorolást kell végezni. Ez alapján lehetővé válik a számított PEC értékekkel történő összehasonlítás, így el lehet dönteni, hogy a kockázat jellemzéséhez melyik PEC értéket

tudjuk használni (MEHTA et al., 2018). Amennyiben a kérdéses mintavételi területek nincsenek elérhető földrajzi közelségben a szennyezőanyag kibocsátó pontforrásokhoz, akkor a területre vonatkozó háttér koncentrációt kell megadni ($PEC_{\text{regionális}}$), melyhez a számított lokális koncentráció értékeket hozzá kell adni ($PEC_{\text{lokális}}$). Szín tisztán $PEC_{\text{lokális}}$ értékeket akkor kapunk, ha a mintavételi területen mért szennyezőanyag koncentráció értékek egy adott kibocsátó pontforrás helyi jellegét mutatják. Szennyezett ipari területek esetén a kibocsátási hely a szennyezett területtel adott esetben egybe is eshet (CRAWFORD et al., 2018). A mintavételek során figyelembe kell venni a szennyezőanyagok eltérő viselkedését, vagyis a fizikai-kémiai és biológiai hatásokra történő koncentráció változásokat (BODAR et al., 2018).

Lokális és regionális szintű kockázatbecslési szempontok

Nagy mennyiségben előállított anyagok esetén, melyek környezeti kockázati jellemzőkkel rendelkezhetnek, figyelembe kell venni, hogy időben is változó felhasználás lehetséges, így a környezeti kibocsátás is ehhez mérten alakulhat. Ez esetben, lokális szinten össze kell adni az összes lehetséges emissziós értéket, hiszen az anyag életciklusa során az emisszió változik. Regionális kockázatbecslés esetén az összes környezeti elemre vonatkozó összes emissziós értéket össze kell adni, a szennyezőanyag teljes életciklusára vonatkoztatva. A regionális környezeti koncentrációkat mindig a lokális háttér koncentrációkra vonatkoztatva kell megadni (WANG et al., 2017).

A hosszú életciklusú anyagok esetében, melynek élettartama akár több évben is mérhető (pl. komplex vegyületekben rejlő, kémiaiilag kötött szennyezőanyagok), figyelembe kell venni, hogy az expozíció az anyag életciklusa során az eltelt idővel párhuzamosan növekszik (CRAIG, 2018). Ennek oka, hogy az anyag bomlása során egyre nagyobb koncentrációban szabadul fel a kötött szennyezőanyag. Amennyiben egy adott mintavételi területen emisszió csökkentő technológiákat alkalmaznak, úgy azok hatását is figyelembe kell venni a szennyezőanyag környezeti kockázatbecslése, emittált mennyiségének (koncentrációjának) mérése során (WANG et al., 2017).

A környezeti elemek kockázati jellemzési szempontjai

Szennyezőanyagok expozíciójánál minden környezeti elemre el kell végezni a vizsgálatokat, hiszen az anyagok térben és időben a teljes természeti környezetre hatást gyakorolhatnak. A lokális és regionális PEC értékek számításakor le kell határolni egy standardizált környezetet, melyekre a vizsgálatokat elvégezzük, hiszen így tudjuk interpretálni eredményeinket egy adott környezeti elemre vonatkozóan (NGUYEN et al., 2018). A standard környezeti jellemzők vizsgálati fázisai és jelölései (JENEI, 2016 alapján):

<i>Paraméter</i>	<i>Jelölés</i>
A szilárd fázis sűrűsége	$\text{RHO}_{\text{szilárd}}$
A víz sűrűsége	$\text{RHO}_{\text{víz}}$
A levegő sűrűsége	$\text{RHO}_{\text{levegő}}$
Felszíni vizek: szuszpendált koncentráció (száraz súly)	$\text{SZUSZP}_{\text{víz}}$
Szuszpendált anyagban lévő szilárd frakció térfogata	$\text{Fszilárd}_{\text{szuszp}}$
Szuszpendált anyagban lévő víz térfogata	$\text{Fszilárd}_{\text{víz}}$
A talajban lévő szilárd anyag térfogata	$\text{Fszilárd}_{\text{talaj}}$
A talajban lévő víz térfogata	$\text{F}_{\text{víz}}_{\text{talaj}}$
A talajban lévő levegő térfogata	$\text{F}_{\text{levegő}}_{\text{talaj}}$

A fentiekből kiolvasható, hogy a talaj és a szuszpendált anyag három fázisból áll: levegő (csak talaj esetében), szilárd anyag és víz. A környezeti elem sűrűségét a fázisok sűrűsége és azok térfogatának aránya határozza meg, az alábbiak szerint (ahol az „elem” az egyes környezeti elemek fázisait jelenti) (JENEI, 2016 alapján):

$$\text{RHO}_{\text{elem}} = [\text{Fszilárd}_{\text{elem}} \cdot \text{RHO}_{\text{szilárd}}] + [\text{F}_{\text{víz}}_{\text{elem}} \cdot \text{RHO}_{\text{víz}}] + [\text{F}_{\text{levegő}}_{\text{elem}} \cdot \text{RHO}_{\text{levegő}}]$$

Az egyenlet alapján elmondhatjuk, hogy a teljes környezeti elemre vonatkozó adatok keretrendszerét a három elemalkotó közeg, a szilárd, a víz és a levegő adatsorai adják. Azon környezeti elemekben, ahol a fenti három közeg közül valamelyik nincs jelen, vagy a mennyisége kimutatási határérték alatti, ott értelemszerűen az egyenletet módosítani kell.

2.4.4 A nehézfém eltávolítási hatások menedzsment szempontú értelmezése

Nehézfémeknek az 5 g/cm^3 -nél nagyobb sűrűségű fémeket tekintjük. A nehézfémek a környezetben egyedülálló anyagok: többségük „biogén elem” (az élővilág számára alapszükségletű elem), viszont akár nagyobb koncentrációban is felhalmozódhatnak. A kutatók számos kémiai és fizikai technológiát fejlesztettek ki és alkalmaznak a mai napig, hogy a szennyvizekből sikeresen eltávolíthassák a toxikus nehézfémeket. Ilyen módszerek többek között a csapadékképzés, az extrahálószerrel történő extrakció, az ioncserélés, a fordított ozmózis, az oxidáció/redukció, az ülepítés, a szűrés, a különböző elektrokémiai módszerek, valamint a kation felületaktív anyagok alkalmazása. A nehézfém eltávolítás kiterjedt elemzése magában foglalja a következőket (JEPPU et al., 2012): a nehézfém adszorpciójának vizsgálata és az adszorpciós izoterma-kinetikai modell

meghatározása, valamint a maximális adszorpcióra vonatkozó feltételek optimalizálása (JEPPU, CLEMENT, 2012). Vagyis a réz, a nikkel, a króm és a cink eltávolítási folyamatának elemzése, például a kiindulási koncentráció, a hőmérséklet, az adszorbens dózis és az érintkezési idő hatásának vizsgálata (JEPPU, CLEMENT, 2012; XUE et al., 2009). Ezek a hagyományos módszerek azonban további kutatást és fejlesztést igényelnek magas működési költségeik, kisfokú eltávolítási hatékonyságuk, valamint alacsony koncentráció esetében jelentkező toxikus iszaptermelési mellékhatásuk miatt. Az eredmények azt mutatják, hogy a toxikus fémek eltávolítását gazdasági és környezeti szempontból biztonságos módszernek lehet tekinteni (KIM et al., 2015; BAILEY et al., 1999).

A réz, cink, és kadmium tartalmú szennyvizek elsősorban ipari vagy mezőgazdasági tevékenység során keletkeznek. A nehézfémek felhalmozódása jelentős problémaforrás, amely új szennyvíztisztítási technológiák fejlesztését kívánja meg. Ezzel összefüggésben, többek között technológiai alapú bioszorpciós és ülepítési módszereket is kidolgoztak (AHMED, AHMARUZZAMAN, 2016). ASUQUO et al., 2017 publikálták a különböző típusú hulladék biomassza alapú kezelési technológiák, mint például a baktériumok, az élesztőgombák és a mesterséges iszapkezelési módszerek összehasonlítását, valamint és ezek hatékonyságának összevetését a szedimentációs / bioszorpciós technológiákkal. A bioszorpciós folyamatok során, az *A. nodosum*, *S. rimosus* és *F. vesiculosus* mikroba fajok hatékonyan kötötték meg a réz, cink és nikkel ionokat. Vizsgálataik során megállapították, hogy az *A. nodosum*, *S. rimosus*, *F. vesiculosus* és *P. chrysogenum* fajok a legmegfelelőbbek a szennyvizek nehézfém mentesítésére (ASUQUO et al., 2017; KENAWY et al., 2018).

A nehézfémek adszorpciós mechanizmusának kinetikájáról számos tanulmányban olvashatunk (BOŽIĆ et al., 2013; AN et al., 2017). A legtöbb kutató együttesen mérte össze a nehézfémeket és a vasat (Fe). ANIRUDHAN et al., 2012 elemezték az aktív iszaptechnológiát a görögországi Thesszalóniki szennyvíztisztító telepén. Vizsgálatukhoz a városi szennyvíziszap hat típusát használták fel, úgy, hogy a tisztítórendszer különböző pontjain, mindkét iszaptípusból mintát vettek. Elemzéseik során, a nehézfém megoszlási koefficiens ($\log K_p$) és a szuszpendált szilárd koncentráció (ZANIN et al., 2017) között exponenciális korrelációt találtak (HAYATI et al., 2017). A szennyvízmintákban a nehézfémek prevalenciája megközelítette a 100%-ot, csak az ólom (Pb) értéke volt 90%. HAYATI et al., 2017 munkájukban leírták, hogy az egyes nehézfémek fáziseloszlása a szennyvíztisztítási technológiák fejlődése során nagyon megváltozott. GUPTA, SUHAS, 2009 réz- és kadmiumionokat használtak a szén, a komposzt, a cellulózpép és a szennyvíziszap aktiválásához. TOVAR-GÓMEZ et al., 2015 kimutatták, hogy az ozmotikus és nanofiltrációs technológiák alkalmasak a nehézfém tartalmú szennyvíz sűrítésére. A háttérvizsgálatok során, laboratóriumi körülmények között réz és kadmium szennyvízmintákat használtak. Eredményeik azt mutatták, hogy

az ozmózis és a nanoszűrés hatékonysága 98% volt a réz, és 99% a kadmium esetében (TOVAR-GÓMEZ, et al., 2015). Az eltávolítás hatékonysága miatt, a szennyvízminták átlagos rézkoncentrációját $3,5 \pm 0,7$ ppm-re csökkentették (TOVAR-GÓMEZ, et al., 2015; WERNER et al., 2012).

GUIZA, 2017 kísérletezett a nehézfémekkel szennyezett esővíz-minták, homokkal történő tisztításával. A homok alkalmasnak bizonyult a réz- és cinkionok megkötésére. Az átlagos homok nehézfém eltávolítási tulajdonságai (pH 5 értéken) tipikus Langmuir egyenlettel volt definiálható (GUIZA, 2017; VIEIRA et al., 2012; FOMINA, GADD, 2014). Megfigyelték, hogy a homok és más anyagok keverékei a nehézfémeltávolítási hatékonyságot növelik (Zn esetében 75-96%, Cu esetében 90-93%). RANIERI és YOUNG, 2012 tanulmányukban leírták, hogy az adszorpció 88-97%-os hatékonysággal működött. A nehézfémek relatív adszorpciós tulajdonságai a következő sorrendet mutatták: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+}$ (FAN et al., 2017; PARK et al., 2016). A sorrend megfelel a Langmuir izotermán alapuló nehézfém adszorpciónak (PARK et al., 2016; TAVAKOLI et al., 2017; FISHER-POWER et al., 2016). RANIERI, YOUNG, 2012 eredménye bemutatta, hogy a kisebb szemcseméretű anyagok jobb adszorpciós tulajdonságokkal rendelkeznek. ABBAS et al., 2017 arról számoltak be, hogy a mezőgazdaságban biogáztermeléssel előállított biogáz maradékanyag adszorpciós használatának kiterjesztése szükséges (ABBAS et al., 2017; REDDY et al., 2016; BULGARIU, BULGARIU, 2012). Ugyanakkor ez a tevékenység bizonyos mértékig magában hordozza a nemkívánatos nehézfémek káros hatását is (ADAMCZUK, KOŁODYŃSKA, 2015; SYNGOUNA, CHRYSIKOPOULOS, 2012). Vizsgálataik során két erjesztett biogáz-maradékot és erjesztett komposztot használtak. Hat napig tesztelték a különböző eredetű szennyvizek, valamint a maradékanyag és a komposzt minták kapcsolatát. Eredményeikkel bemutatták, hogy a Ni 70%, a Zn 40% és a Cd 25% hatásfokkal távolítható el. Csak a Cu és a Pb hatékonyság rendelkezett szignifikáns eltérésekkel (BOHLI et al., 2015; NGHIEM et al., 2006).

KOLBASOV et al. 2017 két indiai városban vizsgálták a nehézfémek bioszorpciós potenciálját *Phallusia nigra* mikroorganizmus alkalmazásával. Vizsgálataik során a Cd, Cu, Hg és Pb tartalom eltávolítására összpontosítottak (XIA et al., 2017). Thoothukud város vízében a nehézfémek nagyobb koncentrációját voltak jelen, mint Vizhinjam város vízmintáiban (IHSANULLAH et al., 2016; MA et al., 2018). A bioakkumulációs tényezők (a nehézfémek biológiai megkötésének) sorrendjét a következőképpen határozták meg: $Pb > Cd > Cu > Hg$ (VILARDI et al., 2018; ZHAO et al., 2016; MISRA et al., 2011).

2.5 Gazdasági vizsgálatok, körkörös gazdasági kalkulációk

2.5.1 A lineáris és körkörös gazdasági koncepciók összehasonlító elemzése

A jelenleg alkalmazott gazdasági szemléletek jellemzően a lineáris elvet követik, vagyis a kitermel-gyárt-eldob struktúrát. Ez a rendszer nem támogatja a környezet és a természeti erőforrásaink fenntarthatóságának szempontjait, és nem jeleníti meg az anyagkörforgást (DI MAIO et al., 2017). A lineáris gazdasági rendszer a nagy tömegű termelést és az alacsony termelési költségeket részesíti előnyben, célja, hogy a termeléshez szükséges alapanyagokat a lehető legalacsonyabb költségen érje el (BLADES et al., 2017; DI MAIO et al., 2017). Ezzel szemben, a fenntarthatóság alappilléreinek, vagyis a társadalmi, környezeti és gazdasági dimenziók együttes vizsgálatával és alkalmazásával kialakítható az a körkörös rendszer, mely a modern 21. századi gazdasági folyamatok alapját jelenti. (MICHELINI et al., 2017). A fenntarthatóság egy olyan szempontrendszer, melyet a három dimenzió együttesen tart fent, vagyis ha az egyikben változás következik be, akkor az hatással van a másik kettőre is. A fogyasztással összefüggésben megjelenő társadalmi és gazdasági hatások elemzésére nem alkalmasak a lineáris gazdasági modellek, mivel nem törekednek a termelési rendszerek negatív hatásainak mellőzésére (FOGARASSY et al., 2017).

A körkörös gazdaságtani szisztéma elméleti háttérének kidolgozása számos eltérő szakmai látásmód egymásba fonódásának eredménye. Bizonyos nézetek szerint az anyagkörforgást, az újrahasznosítást szem előtt tartó rendszerek hosszú távon a jelenlegi üzemmenetet támogatják (BROCKWAY et al., 2017). Ennek alapja W.S. Jevons 1865-ben megjelent környezetgazdaságtani munkája, melyben egy gőzmozdony példáján keresztül mutatta be, hogy a széntermelés-felhasználás rendszerében relatív a hatékonyságra való törekvés. Vagyis a gőzmozdonyok elterjedése rövid távon csökkentette az ipari légszennyezést, viszont a gazdasági folyamatok a fosszilis energiaforrások preferálásához vezettek, ezáltal pedig végső soron növelték a légszennyezést (JEVONS, 1865). Ennek köszönhető, hogy a mai modern környezetgazdaságtani felfogásban, a körkörösséget nem csupán anyagkörforgásként értelmezik, hanem egybe kapcsolják a természeti körforgással is (FOGARASSY et al., 2017). Természetesen ez a mai felfogás nem zárja ki a fogyasztást, ami a természetben is jelen van, hiszen az input-output-input rendszerek az ökoszisztémák alapvető fenntartói (az egyik élőlény outputja inputként szolgál egy másik élőlény számára, például). Ezen alapszik az a körforgásos gazdaságtani elv, miszerint a körforgásos rendszernek mindenképpen zártnak kell lennie (HAWKEN et al., 1999). A körkörös folyamatok elemzésénél kulcskérdés a termékek életciklusa. Egyes szemléletek szerint a termékek életciklusának meghosszabbítása a körforgást lelassító művelet, mely lassuló körforgásnál a „bezáró” elem az újrahasznosítás (KRAAIJENHAGEN et al., 2016). Bizonyos mértékig járható út a termékek hasznos élettartamának

mesterséges meghosszabbítása, ugyanakkor előbb vagy utóbb a termékek életciklusuk végére érnek. Ebben az esetben válik kérdéssé, hogy e termékeket miként lehet (milyen hatékonysággal lehet) másodlagos nyersanyag formájában hasznosítani (FOGARASSY et al., 2017). A körkörös gazdaságtani modellek egyik fontos alapja, hogy nem csupán a termékek hasznos élettartamának minél hatékonyabb meghosszabbítását kell elérni, hanem biztosítani kell a termékek életciklusának végével azok alapanyagainak lehetséges újrahasznosítását is (BROCKWAY et al., 2017). A rövid életciklussal rendelkező termékeket könnyen újra termelésbe lehet vonni, viszont elősegítik a folyamatos termelés kialakulását, a folyamatos energiaigényt (energia költség), és a környezeti terhelést – szennyezést – is (FOGARASSY et al., 2017). A körkörös gazdaság minimális vagy zéró hulladéktermeléssel és erőforrás felhasználással történő visszaforgatást alkalmaz. Ennek következtében, a termékeket életciklusunk végén könnyen vissza tudjuk forgatni a rendszerbe (BLADES et al., 2017). A körkörös koncepció alapja a hulladékcsökkentés, újrahasznosítás, felhasználás, valamint az „újragyártás” és a javítás (MICHELINI et al., 2017). A 10. és a 11. ábra a lineáris és a körkörös gazdasági rendszerek alapstruktúráját és szakaszait mutatja be.



10. Ábra. A lineáris gazdasági modell szakaszai a nyersanyag beszerzéstől a hulladéktermelésig (FOGARASSY et al., 2017)



11. Ábra. A körkörös gazdasági rendszer szakaszai (MACARTHUR FOUNDATION TEAM, 2014)

A XX. század második felében terjedt el a lineáris gazdasági rendszer azon oldala, mely az előállított termékek hasznos élettartamának mesterséges lerövidítését jelentette („tervezett elavulás” fogalma), ezáltal a rendszeren belül keletkező hulladékok mennyiségét jelentősen növelte (FOGARASSY et al., 2017). Ez a szemlélet a mai napig segíti a túltermelésre alapozott gazdasági rendszer fenntartását (FOGARASSY et al., 2017). A lineáris és a körkörös gazdasági rendszer között az egyik lényegi különbség abban van, hogy a körkörös szemléletben a lineáris rendszer végén megjelenő „hasznos élettartam vége” koncepciót a helyreállítással váltja fel, vagyis törekszik a hulladékok mennyiségének csökkentésére, a visszaforgatásra és újrahasznosításra (D’AMATO et al., 2017). A körkörös gazdasági rendszerben megjelenik egy olyan szegmens, mely a lineáris rendszerek alkalmazásának köszönhetően egyre kisebb szerepet kapott: a megelőzés. Vagyis a hulladékok keletkezésének megelőzése. Természetesen ehhez az szükséges, hogy olyan nyersanyagokat válasszunk, melyek a körkörös gazdasági rendszerben megtermelt (előállított) termékek élettartamát jelentősen megnöveli, és ezzel lehetőséget ad a termékek újrahasznosítására is (ezáltal a rendszerbe történő visszaforgatásra) (KIRCHHERR et al., 2017). A körforgásos gazdaságban a termelési folyamat során a termékek életciklusának meghosszabbításáról beszélhetünk, vagyis megjelenik a hulladékok tökeként való értelmezése (BLADES et al., 2017; FOGARASSY et al., 2017). A körforgásos rendszerhez kapcsolódóan, megjelennek olyan üzleti modellek, melyek mind a termékek hasznos élettartamának meghosszabbításában játszanak szerepet. Ezek a modellek a sharing economy, refurbishing, re-manufacturing, upcycling (DE LOS RIOS and CHARNLEY, 2017).

2.5.2 A Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációja

A körkörös gazdasági érték (CEV – Circular Economy Value) egy olyan irányzat a körkörös gazdasági folyamatok modellezése kapcsán, mely két korábbi jelentős irányzat módosításával jött létre (FOGARASSY et al., 2017). Az egyik ilyen jelentős metrikus módszer a Material Circularity Indicator (MCI), a másik a Korse-féle Circular Value (FOGARASY et al., 2017).

Az Material Circularity Indicator (MCI) a termelés során létrejövő anyagáramot és a termelés során keletkezett termékek hasznosságát vizsgálja. A modell az anyagáramok tekintetében a Linear Flow Indexet (LFI) alkalmazza (*eq1*). Fontosnak tekinti, hogy a termékek előállítása során mennyi elsődleges nyersanyagforrás kerül felhasználásra és a termelés folyamán mekkora mennyiségű hulladék keletkezik (MacArthur Foundation Team, 2014).

$$LFI = \frac{V + W}{2M + \frac{Wf - Wc}{2}}$$

Amíg az anyagáram és annak rendszerbe történő visszaforgatása a fentiekben ismertetett MacArthur modell részét képezik, addig a Korse-féle modell csak ezt veszi figyelembe a körkörös gazdasági érték kiszámításánál (FOGARASSY et al., 2017) (eq2).

$$C = \frac{\sum_{anyag} m_{in} (r + v \times (1 - s)) \times \sum_{anyag} m_{out} r_{pot} (1 - A)}{m_{totin}^2}$$

ahol:

C: Körkörös érték (circular value)

m: anyagmennyiség

r: újrahasznosított tartalom

v: nyersanyagtartalom

s: a nyersanyag előfordulási gyakorisága

r_{pot}: újrahasznosítási potenciál

A: akkumulációs faktor

Fontos megjegyezni, hogy a Korse-féle modell figyelembe veszi, hogy a termelési folyamathoz használt input anyagmennyiség milyen arányban tartalmaz újrahasznosított és elsődleges nyersanyagokat (KORSE, 2015). Megjegyzendő, hogy a modell az elsődleges nyersanyagok vizsgálatánál figyelembe veszi azok előfordulási gyakoriságát a Földön (FOGARASSY et al., 2017). A kis gyakoriságú (ritka) elsődleges nyersanyag források rontják a Korse-féle modell mutató értékét. A modell a termék előállítását követően azzal is számol, hogy a termék összetevői okán, mennyire lesz újrahasznosítható a hasznos élettartam végén (KORSE, 2015). Összefoglalva elmondható, hogy a MacArthur-féle modell a nyersanyagfelhasználás mértékére helyezi a hangsúlyt, a Korse-féle modell pedig az újrahasznosíthatóság kérdését vizsgálja az input-output oldalak viszonyában.

A CEV (Circular Economy Value) számításának képlete a fenti két egyenleten (eq1 és eq2) nyugszik.

Egyrészt az anyagáram oldalon (material flow), mely a MacArthur és a Korse modellekhez igazodva az elsődleges nyersanyagforrásokat jelenti. Az output oldalon a termék előállítása során keletkezett hulladék anyagmennyiség van jelölve. Az alábbi egyenlet (eq3) mutatja a CEV érték kiszámításának módját (FOGARASSY et al., 2017).

$$CEV\% = 100 - \left(\frac{\left(\frac{Mp}{Mp + Ms} + \frac{Md}{Mr + Md} \right) + \left(\frac{Ef}{Ef + Es} + \frac{El}{Ec + El} \right)}{4} \right) \times 100$$

ahol:

CEV: Körkörös gazdasági érték (Circular Economic Value) [%]

M: anyagmennyiség az input és az output oldalon

M_p: elsődleges nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges

M_s: másodlagos nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges

M_d: nem újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén

M_r: újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén

E: energiamennyiség az input és az output oldalon

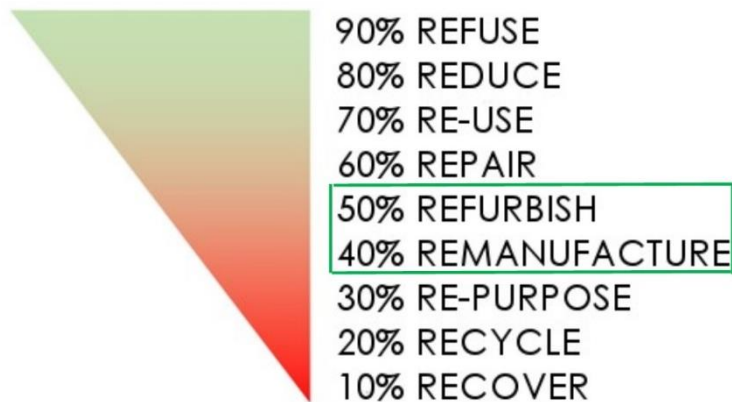
E_f: nem megújítható energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

E_s: megújuló energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

E_l: a termék életciklusát követő ártalmatlanítás folyamata során keletkezett energiamennyiség

E_c: a termék visszaforgatásához szükséges energiamennyiség a termék életciklusának végén

A CEV érték számításának eredménye egy százalékban kifejezett érték, mely a termék előállítási folyamatának körkörös gazdasági értékét mutatja meg (12. ábra). A százalékos értékek alapján felállítható egy 10%-tól 90%-ig terjedő skála, mely a termék előállítási folyamat körkörösségét adja meg (FOGARASSY et al., 2017).



12. Ábra. A CEV értékek százalékos mutatói a körforgásos gazdasági modellekben (FOGARASSY et al., 2017 alapján)

Ahogy a 12. ábra is mutatja, általában véve az 50% CEV értéket tekinthetjük a körforgásos gazdaságtani modellek érték optimumának (FOGARASSY et al., 2017).

A CEV meghatározása során, az újonnan kidolgozott technikák, módszerek körforgásos gazdasági értékét minden esetben a már meglévő és általánosan alkalmazott technikák értékéhez viszonyítjuk. Ez utóbbit nevezzük BAU-nak (*Business As Usual*) (BROCKWAY et al., 2017). Az összehasonlítás alapja az a technológiai kialakítás, mely nélkülözi a cirkularitást, vagyis a CEV_{BAU} .

Az alternatív módszert, melynek a körkörös gazdasági értékére kíváncsiak vagyunk, CEV_{Scen} -nek nevezzük (*CEV Alternate Scenario*). A CEV_{BAU} és a CEV_{Scen} közötti különbség mutatja meg az átmenet szintjét a körkörösség elérése érdekében. Ezt az értéket ΔCEV -nek nevezzük (FOGARASSY et al., 2017) (eq4). A végeredmény megmutatja az egész rendszer körkörösségét.

$$\Delta CEV = CEV_{Scen} - CEV_{BAU}$$

Ilyenformán a körkörösség definiálásához az egyes alkotók egyedi meghatározására van szükség. Fontos mérlegelni az input és az output oldalon található anyag- és energiaáramok értékét is. A CEV_{BAU} és a CEV_{Scen} meghatározása során nem elég a két összehasonlítandó oldal CEV értékét ábrázolni, minden esetben szükséges megadni azt is, hogy miként épülnek fel (a $CEV\%$ értékek alapján). Az esetek döntő többségében, a modell megadja a BAU azon fejlesztendő pontjait is, mely a körkörösség elérésében segít. Ezek a pontok többségében az output oldal anyag- és energia mennyisége (BROCKWAY et al., 2017; FOGARASSY et al., 2017).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1 A nehézfém adszorpciós vizsgálatok módszertani háttere

A csiperkegomba komposztok felhasználása, szemcseméret meghatározás

A vizsgálatokhoz csiperkegomba komposztokat használtam fel. Ez egy speciális komposzt, mert a csiperkegomba tönkjét és a csiperkegomba termőföldjét is komposztálják, így tápanyagokban még gazdagabb komposztot kapnak. Annak ellenére, hogy speciális fajtáról beszélünk, mind kis méretekben (háztartásokban, kertekben), mind nagyüzemi szinten is elő lehet állítani. A komposzt alapjául szolgáló csiperkegomba kis költségigényű termesztése kedvez a gombakomposztálás elterjedésének.

A csiperkegomba komposzt mintavételek, egy kimondottan erre a célra szakosodott hazai kisüzem telepén történtek, több ciklusban (a telepen a csiperkegomba komposzt előállítására nyitott prizmás komposztálási módszert alkalmaznak). A mintavételek előtt részletes mintavételi tervet készítettem, melyben az alábbi információkat tüntettem fel:

- mintavételek helye, időpontjai
- mintavevő eszközök
- minták száma, a mintavételi pontok kijelölése a prizmában, átlagminták
- az egyes minták tömege
- minták tárolása és szállítása

Az 5. táblázat tartalmazza a mintavételek időpontjait, a minták számát és tömegét. A mintavételek 2011.06.27 és 2013.08.26 között történtek. Minden mintavételi alkalommal 12 db mintát vettem, melyek egyenkénti tömege 0,25 kg volt. A mintákat a komposzt prizmákon belül egy előre meghatározott rend szerint vettem. A mintavételi tervben szerepelt, hogy a csiperkegomba komposzt prizma alsó harmadáról, felső harmadáról, valamint a prizma középső harmadának két pontjából is szükséges mintavétel.

5. Táblázat. A csiperkegomba komposzt mintavételek időpontjai, a minták száma és tömege

<i>Mintavételek időpontja</i>	<i>Minták száma</i>	<i>Minták tömege</i>
2011.06.27	12	12 x 0,25 kg
2011.07.21	12	12 x 0,25 kg
2011.08.25	12	12 x 0,25 kg
2012.05.24	12	12 x 0,25 kg
2012.06.19	12	12 x 0,25 kg
2012.07.22	12	12 x 0,25 kg
2012.08.29	12	12 x 0,25 kg
2013.05.18	12	12 x 0,25 kg
2013.06.21	12	12 x 0,25 kg
2013.07.24	12	12 x 0,25 kg
2013.08.26	12	12 x 0,25 kg

A mintavételt követően a laboratóriumi vizsgálatok következtek. Ennek részét képezte a Dewar edényekben történő komposztálási kísérlet, ami a csiperkegomba komposzt reprodukálhatóságát volt hivatott bizonyítani. Ez azért fontos kérdés, mert a nehézfém adszorpciós kutatásnak reprodukálhatóan kell lennie.

Szemcseméret meghatározás

A csiperkegomba komposztminták szemcseméret eloszlását az erre a célra szolgáló (talajok szemcseméret eloszlásának meghatározását is segítő) szitasorozat segítségével végeztem. 0,02 mm, 0,2 mm valamint 2 mm lyukátmérőjű szitán keresztül történt a komposztminta átszitálása, így a kapott három frakcióval vált lehetséges az adszorpciós vizsgálatok elvégzése. A 0,02 mm szemcseméretű komposzttal dolgozva már a rázatás (3.5 fejezet) során kiderült, hogy a törzsoldat + komposzt keverék olyan sűrűvé vált, hogy a rázatás nem vált lehetővé a továbbiakban. A 0,2 mm szemcsemérettel esetében ugyanezt tapasztaltam. A 2 mm szemcseméret esetében sikerült a rázatást elvégezni, ezt követően pedig a mintákat szűrni. Ez a szemcseméret vált alkalmassá arra, hogy a nehézfém adszorpciós vizsgálatokat elvégezzem.

Az ún. Dewar edények egy teflon béleléssel és nagy űrtartalommal rendelkező, henger alakú edények. Kimondott előnyük, hogy alacsony a kipárolgási veszteség, a külső alumínium borítás antimágneses, és nem rozsdásodik. Ebből kifolyólag, izolált körülmények valósíthatók meg. Mivel speciális, előre megadható környezeti paramétereket lehet beállítani, felhasználásuk a komposztálási folyamatok nyomon követésére is kiterjed. A komposztálási folyamat érési fázisában, (a Dewar edényekben is) egyértelműen eldönthetővé válik a komposzt megfelelő érettségi foka. Ennek megállapításában a következő paraméterek mérése jelent segítséget (KOCSIS, 2005; DARVAS, SZÉKÁCS, 2006):

- Hőmérséklet [$^{\circ}\text{C}$]
- Páratartalom [%]
- CO és CO₂ tartalom
- C/N arány
- Összes N mennyisége
- Összes szerves anyag és vízőldható szerves anyag mennyiség
- NO₃/N arány
- NH₄/N arány
- Cellulóz, hemicellulóz és lignin mennyisége, valamint az ezeket az anyagokat bontani képes baktériumok és gombák száma

A komposztálódási folyamat nyomon követésére 3 db hengeres Dewar edényt használtunk, melyekbe csiperkegomba termőtesteket és a csiperkegomba termesztéséhez használt (szervesanyagban igen gazdag) táptalajt töltöttünk. A kísérlethez az alapanyagokat (csiperkegomba tönk maradványok, kalap maradványok, a csiperkegomba termesztéséhez használt táptalaj) olyan arányban kevertem be, mint ahogy a komposztáló telepen is végzik. Így a várakozás szerint, közel hasonló összetételű csiperkegomba komposzt volt várható. Ezt követően, a hőmérsékleti értékek változásának mérésével folyamatosan figyeltük a komposztálódás szakaszainak alakulását.

A Dewar edényes kísérletekkel annak bizonyítása volt a célom, hogy teljes mértékben kontrolált körülmények között is el lehet készíteni csiperkegomba komposztokat, és azokat ugyanolyan hatásfokkal fel lehet használni a nehézfém adszorpció során, mint az erre szakosodott komposzttelepről származó mintákat. A bizonyítással a reprodukálhatóság fontos kérdését kívántam eldönteni, mivel a kifejlesztett nehézfém adszorpció módszer reprodukálhatósága fontos a későbbi üzemi körülmények közötti megvalósítás során.

Doktori munkám során a csiperkegomba komposztok nehézfém adszorpciós tulajdonságainak megállapítása volt a célom, így ehhez elsősorban ismert nehézfém tartalmú és ismert koncentrációjú törzsoldatok előállítása volt szükséges. Ezekkel az ismert törzsoldatokkal történő adszorpciót követően, pontosan meg lehet állapítani az eredeti koncentrációból megkötött nehézfém mennyiséget.

Célom az volt, hogy a törzsoldatok ne csupán egyes szimpla nehézfém tartalommal rendelkezzenek, hanem lehetőleg a nehézfémek különböző kombinációit is tartalmazzák (kettes illetve hármas nehézfém kombinációkban). Ezt azért végeztem, mert vizsgálataim során arra is kíváncsi voltam, hogy a kombinált nehézfém tartalom során miként változik az egyes nehézfémek adszorpciója az önálló szimpla törzsoldatokéhoz képest. Mivel előzetes ismereteim szerint, a kombinált nehézfém tartalmú törzsoldatokon belül az egyes nehézfémek adszorpciójának mértéke eltér attól, amikor azokat önállóan tartalmazó törzsoldatokot használtam, így arra vonatkozóan is végeztem vizsgálatokat, hogy ez az eltérő adszorpció minek köszönhető. Vizsgálati eredményeim bebizonyították, hogy a kombinált nehézfém tartalom esetében, az egyes nehézfémek adszorpciója eltér a szimpla törzsoldatok adszorpciójától.

Az elkészített törzsoldatok koncentrációi az alábbiak voltak: 250 mg/dm³; 500 mg/dm³; 750 mg/dm³ valamint 1000 mg/dm³. Minden egyes szimpla és kombinált nehézfém tartalmú törzsoldatot ebben a fenti négy koncentrációban készítettem el. A nehézfémek szimpla, dupla illetve tripla kombinációi az alábbi táblázat szerint alakultak (6. táblázat).

6. Táblázat. Az elkészített nehézfém tartalmú törzsoldatok szimpla verziói illetve kombinációi

<i>Szimpla</i>	<i>Dupla kombinációk</i>	<i>Tripla kombinációk</i>
Cu	Cu, Mn	Mn, Cd, Cu
Mn	Cd, Mn	Mn, Cd, Zn
Cd	-	-

Mint ahogy a 6. táblázatban látható, a Cu, Zn, Mn és Cd nehézfémekkel dolgoztam, és ezekből készítettem el a különböző kombinációjú és koncentrációjú törzsoldatokat. Szakirodalmi adatok alapján, a Cu, Zn, Mn és Cd adszorpciós tulajdonságai kedvezőbbek a többi nehézfémétől (BECK et al., 2002; MOHEE, SOOBHANY, 2014; YU G et al., 2009). Ez a kedvező adszorpciós tulajdonság volt az oka annak, hogy a törzsoldatokat Cu, Zn, Mn, Cd tartalommal, valamint ezek kombinációiban készítettem el.

Az adszorpciót elősegítő rázatásos módszer kidolgozása

A nehézfém adszorpció elősegítése érdekében, olyan technikát fejlesztettem ki, mely módszer adszorpciós időtartama viszonylag rövid, és néhány lépésben kivitelezhető. Doktori munkám egyik sarokpontja, hogy az adszorpció elősegítésére a rázatásos technikát dolgoztam ki, mely egy síkrázógép segítségével, meghatározott időtartamban és fordulatszámon történő rázatással segíti elő a nehézfémek adszorpcióját.

A technika kidolgozásának első fázisában, a módszer fizikai megvalósítása volt kérdés, vagyis hogy az adszorpciót milyen külső fizikai hatásra lehet serkenteni. Nyilvánvalóan, ha a nehézfém tartalmú törzsoldatot és a komposzt összekeverjük, és nyugalmi állapotban hagyjuk, akkor is megtörténik az adszorpció (a hatásfok már kérdéses), viszont ennek időtartama előre nem meghatározható, mivel több tényezőtől is függ (ilyen többek között a komposzt szemcseméret eloszlása, az ülepedés mértéke és időtartama). Ennek fényében a kidolgozandó módszer elsődleges feladata az adszorpciós időtartam csökkentése volt, a lehető legrövidebb időre (de természetesen az időtartamnak nem szabad az adszorpciós hatásfok rovására csökkennie).

A kidolgozott módszer lényege, hogy a síkrázógép vízszintes síkban történő mozgással, a komposzt és törzsoldat kombináció folyamatos keverését idézi elő, így megakadályozza a leülepedést (13. ábra). A technikához műanyag 40 cm³-es centrifuga csöveket használtam, melyek a centrifugálás során fellépő fizikai erőkhez alkalmazkodva lettek kialakítva. A centrifuga cső alja meredeken szűkített, és egy pontban végződik, így a centrifugális erőknek köszönhetően, mintegy örvényt képezve megy végbe a centrifugálás. Ezt az elvet felhasználva esett a választásom a műanyag centrifuga csövekre, hiszen a centrifugálás során fellépő fizikai erőket a rázatás során is használni lehet. Előzetes várakozásaim szerint, a rázatás (és így az adszorpció) hatásfokát ez jelentősen javította. Miután a módszer fizikai megvalósítása rendelkezésemre állt, az adszorpció hatásfokának további növelése következett, melyet a komposzt és a törzsoldat keverési arányának változtatásával alakítottam ki. A módszerfejlesztési vizsgálatok során, különböző arányokkal dolgoztam, de a legmagasabb adszorpciós hatásfok a 10 g csiperkegomba komposzt és 30 cm³ nehézfém tartalmú törzsoldat arányában (vagyis 1:3) jelentkezett. Más arányok esetén (pl. a csiperkegomba komposzt mennyiségének növelésekor), a rázatás során a rendszer besűrűsödött, egyes esetekben teljes eltömődés jelentkezett a centrifuga csövek belsejében.



13. Ábra. A rázatást követően a roncsolásra előkészített minták

A rázatás időtartama és a rázatás fordulatszáma szintén fontos tényező volt a lehető legjobb adszorpciós hatások elérése érdekében. Vizsgálatokat végeztem, hogy mely rázatási időtartam és mely rázatási fordulatszám a legideálisabb.

Vizsgálataim során megállapítottam, hogy az 50 min rázatási időtartam és a 480/min fordulatszám során lehet elérni a legmagasabb hatásfokot. Ezt diagram formájában az „5. Eredmények és értékelésük” fejezetben mutatom be.

A minták roncsolása, valamint műszeres analitikai mérések ICP-MS segítségével

A rázatást követően, a mintákat leszűrtem és leroncsoltam, hogy a szervesanyag tartalom ne legyen zavaró hatással a nehézfém tartalom mérésére. A roncsolást Milestone 1200M Mikrohullámú roncsoló segítségével végeztem. 5 cm³ oldatmintával dolgoztam, melyhez 5 cm³ HNO₃ és 1 cm³ H₂O₂ reagenseket adtam. A roncsolási program ideje 24 min volt (7. táblázat), ezt vízfürdő követte, 30 min időtartamban. A roncsolást szűrés követte, majd jelre állítás 25 cm³-re.

7. Táblázat. A roncsolási program menete

<i>Lépés</i>	<i>Időtartam</i>	<i>Teljesítmény</i>
1. lépés	6 min	250 W
2. lépés	6 min	400 W
3. lépés	6 min	650 W
4. lépés	6 min	250 W

A roncsolt, majd leszűrt minták nehézfém tartalmát ICP-MS segítségével mértem meg. Erre a műszeres analitikai mérésre a Bécsi Egyetem Analitikai Kémiai Intézetében volt lehetőségem (Universität Wien, Institut für Analytische Chemie). Pár nap mérési betanulási időszakot követően, a méréseket egyedül végeztem. A méréshez használt ICP-MS típusa Agilent 7500CE (Agilent Technologies, Waldbronn, Germany) (14. ábra) volt, automatikus mintaadagolóval kombinálva.



14. Ábra. Az ICP-MS és az Autosampler

Az alábbi táblázat összefoglalva tartalmazza a műszer főbb paramétereit (8. táblázat).

8. Táblázat. Az ICP-MS főbb paramétereit (HTTP1)

<i>Specifikációk</i>	<i>Paraméterek</i>
ICP frekvencia	27,12 MHz
Detektálási limit	ppt tartomány
Mass filter	Hyperbolic Quadrupole
Tömegspektrométer frekvencia	~ 3 MHz
Detektor	Electron multiplier
Vákuum rendszer	3 lépcsős vákuum rendszer
Pumpa	Rotary pump Turbo molecular pump
Autosampler típusa	Cetax ASX-520 (Nebraska, USA)
Az autosampler maximális kapacitása	360 minta

Az IPC-MS mérés során szembesültem azzal a ténnyel, hogy az izotóp interferencia alapján lehet eldönteni, hogy a mért koncentráció miként oszlik meg az adott elemek izotópjai között (GERNER, GRÖBL, 2014). Az alábbi táblázatban egyes elemek izotóp interferenciája látható (9. táblázat).

9. Táblázat. Izotóp interferenciák (BECK et al., 2002, p. 17.; GERNER, GRÖBL, 2014)

Tömegszám	Elem	Izotóp megoszlás (%)	Potenciális poliat. interferencia.	Interferencia izotóp megoszlás (%)
55	⁵⁵ Mn	100	³⁹ K ¹⁶ O	93
			¹⁵ N ⁴⁰ Ar	0,4
			³⁹ Ar ¹⁶ OH	0,06
56	⁵⁶ Fe	91,7	⁴⁰ Ar ¹⁶ O	99
			⁴⁰ Ca ¹⁶ O	97
57	⁵⁷ Fe	2,2	⁴⁰ Ar ¹⁷ O	0,04
			⁴⁰ Ar ¹⁶ OH	99
			⁴¹ K ¹⁶ O	7
58	⁵⁸ Fe	0,28	⁴⁰ Ar ¹⁸ O	0,2
	⁵⁸ Ni	68,3	⁴⁰ Ar ¹⁷ OH	0,04
			⁴² Ca ¹⁶ O	0,6
			⁴⁰ Ca ¹⁸ O	0,2
59	⁵⁹ Co	100	⁴⁰ Ar ¹⁸ OH	0,2
			⁴³ Ca ¹⁶ O	0,1
			²³ Na ³⁶ Ar	0,3
63	⁶³ Cu	69,2	²³ Na ⁴⁰ Ar	99,9
64	⁶⁴ Zn	48,6	²⁴ Mg ⁴⁰ Ar	79
65	⁶⁵ Cu	30,8	²⁵ Mg ⁴⁰ Ar	10
66	⁶⁶ Zn	27,9	²⁶ Mg ⁴⁰ Ar	11
111	¹¹¹ Cd	12,8	⁹⁵ Mo ¹⁶ O	16
114	¹¹² Cd	28,7	⁹⁸ Mo ¹⁶ O	24

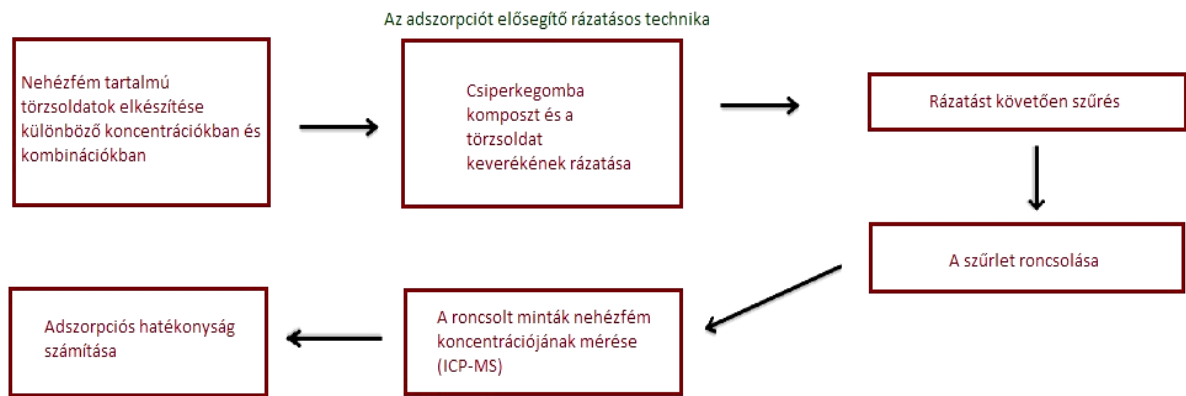
Ahogy a táblázatban is látható, több, általam is vizsgált nehézfém megtalálható izotóp eloszlás formájában, így a ⁶³Cu – ⁶⁴Cu – ⁶⁵Cu, valamint a ¹¹¹Cd – ¹¹²Cd is. Az ICP-MS műszeres analitikai mérési technika egyike a folyamatosan fejlődő modern multielemes vizsgálati technikáknak. Kiválóan alkalmas természetes vizek Cu, Zn, Mn, Cd és Ni tartalmának mérésére. Az ICP-MS egy rendkívül érzékeny technika, alkalmas az elemek és azok izotópjainak szimultán mérésére is (O’SULLIVAN, 2013).

Az ICP műszert leggyakrabban tömegspektrométerrel – MS, vagy optikai emissziós spektrofotométerrel – OES – kombinálják (doktori munkám során, a Bécsi Egyetem Analitikai Kémiai Intézetében az MS-el kombinált műszerrel mértem). Az MS-el kombinált műszer pontos (ezred pontosságú) mérést tesz lehetővé, és a mintákban nem csupán a vizsgált nehézfém minőségét, hanem annak mennyiségét is mérni tudjuk. Mind a két kialakítású verzió esetében, az alap ICP működési elve ugyanaz. A folyékony halmazállapotú minta injektálását követően, a mintából egy finom aeroszol lesz, és ez kerül a plazma térbe. Normál esetben, a mintát ~ 1 ml/min mennyiségben küldi a perisztaltikus pumpa a nebulizerbe. Itt történik a minta aeroszollá válása, mely argon gáz adagolásnak köszönhető. A plazmába csupán a kis átmérőjű (5-10 μm) aeroszol szemcsék kerülnek. A plazmában az aeroszol szemcsék disszociálnak, majd az atomizáció és végül az ionizáció következik be, és ez teszi lehetővé a minták komponenseinek vizsgálatát (FEIST, 2008; O’SULLIVAN, 2013). A minta injektálása, valamint a minta aeroszollá válásának és plazmába kerülésének módja szerint számos verzió létezik.

Miután a minta aeroszol halmazállapotúvá lett alakítva, a plazmába kerül, ami magát az ICP-t jelenti. Az ICP egység a minta aeroszollá válásának helyétől az MS interface-ig tart. A plazma közvetlenül az interface előtt helyezkedik el. A plazma térben eltérő hőmérsékleti értékek mutatkoznak, attól függően, hogy a plazma tér mely részét nézzük. A plazma lángban 8000 – 10000 K, míg a plazma analitikai zónájában 6000 – 6500 K hőmérséklet uralkodik (FEIST, 2008). A plazma torok három koncentrikus csőből áll, melyek leggyakrabban kvarcból készülnek. Az ICP része továbbá egy radiofrekvenciás (RF) egység is, mely a plazma térnél helyezkedik el. Az egység frekvenciája 27 és 40 MHz közötti (O’SULLIVAN, 2013). A minta ionizálása a plazma analitikai zónájában történik, mivel addigra a minta útja során áthalad a magasabb K hőmérsékletű téren és az RF egységen is. Ennek köszönhetően, a minta különböző fizikai átalakulásokon megy át. Az analitikai zónában a minta pozitív töltésű ionokká alakul. Az ionizálódást követően a minta az MS interface-be kerül.

A laboratóriumi vizsgálati részfolyamat áttekintése

A nehézfém tartalmú törzsoldatok elkészítését követően történt az adszorpciót segítő ráztatás, majd szűrést és roncsolást követően történt a minták műszeres analitikai mérése. Ahogy a folyamatábrán is látható, a kutatási vizsgálatok utolsó fázisát az adszorpciós hatékonyság számítása jelentette. Az IPC-MS segítségével mért nehézfém koncentrációk a szűrletben lévő nehézfémek mennyiségét jelentik, vagyis azt a mennyiséget, amit a csiperkegomba komposzt nem tudott megkötni. A 15. ábra a vizsgálati folyamat főbb fázisait és azok sorrendjét mutatja be.



15. Ábra. A vizsgálatok áttekintő folyamatábrája (saját szerkesztés)

3.2 Kockázati menedzsmenti értékelési módszertan

A mérési eredményeket „Past3” programcsomag segítségével statisztikailag is értékeltem. A kapott eredményeket (nehézfém koncentrációkat) összevettem a rendelkezésre álló, jogszabályban meghatározott (10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet) „B” szennyezettségi koncentráció határértékekkel, így mérés technikai szempontból is értékelhetővé vált a kidolgozott adszorpciós technika hatásfoka. A környezeti elemekre vonatkozó határértékek közül a felszíni vizekre vonatkozó adatsorokat választottam, mivel a kidolgozott új szennyvíztisztítási (nehézfém adszorpciós) technika az élő vizekre, a felszíni vizekre van kedvező közvetett hatással. A felszíni vizekre vonatkozó határérték koncentrációkat a fent említett VM rendelet 2. és 3. számú melléklete tartalmazza.

A kockázat modellezése során a „Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modellt” (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (Forrás: Bajor E.K.M.) alkalmaztam, mely a szennyezőanyagok potenciális kockázatát három szinten vizsgálja:

1. Emissziós szakasz (a szennyezőanyag potenciális veszélyességének jellemzése)
2. Transzmissziós szakasz (környezetbe történő bejutás és mobilitás jellemzése)
3. Immissziós szakasz (a hatásviselő érzékenységének minősítése és a hatás mértéke)

3.3 Gazdasági vizsgálatok és Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációk

Doktori munkám fontos része volt a körkörös gazdasági értékek (CEV) számítása, mely a szakirodalomban Circular Economic Value (CEV) néven ismeretes (FOGARASSY et al., 2017). A körkörös gazdasági érték nem más, mint az új kifejlesztett módszer, technológia viszonyítása a jelenleg rendelkezésre álló, legköltséghatékonyabban alkalmazható általános elterjedt módszerhez. Ez utóbbi a BAU (Business As Usual) (MICHELINI et al., 2017). Jelen esetben, a doktori

kutatásomban kifejlesztett új nehézfém eltávolítási technológiát (CEV_{Scen}) hasonlítottam össze a jelenleg általánosan alkalmazott vegyszeres kémiai nehézfém eltávolítási módszerrel (ez utóbbit tekinthetjük CEV_{BAU} -nak). A szakirodalomban rendelkezésre álló $CEV\%$ értékeket módosítottam mind a BAU, mind az új módszer esetében is, melyeket $CEV\%_{Scen(mod)}$ és $CEV\%_{BAU(mod)}$ -ként jelöltem. Erre azért volt szükség, mert a kutatás jelen fázisát követően fog a gyakorlatban történő pontos műszaki technológiai kialakításra sor kerülni (üzemi körülmények között), és mindaddig, amíg műszakilag helytálló prototípus nem készül a tisztítási rendszerhez, addig az energiaáramok tekintetében nem lehet összehasonlítást végezni. A módosított $CEV\%$ értékek a nyersanyagáramokra vonatkoztatva kerültek meghatározásra, és már ezzel az eredménnyel is összehasonlíthatóvá válik a BAU és a Scen technológia körkörös gazdasági értéke.

3.4 A települési szennyvízkezelés és az üzemi technológia-kialakítás vizsgálata

A kidolgozott nehézfém adszorpciós technológia laboratóriumi körülmények között kimagasló hatásfokot mutatott. Annak érdekében, hogy üzemi kialakítás esetén a nehézfém eltávolítási hatásfok ne mutasson szignifikáns különbséget, mindenképpen hangsúlyt kell fektetni a technika szennyvíztisztítási technológiai sorba való illeszthetőségére. Arra a kérdésre kerestem a választ, hogy a szennyvíztechnológiai sor melyik pontján lenne a legcélszerűbb bevezetni a technikát. Mindezt körültekintő üzemi megvalósítással, tehát az alábbi fontos szempontok hangsúlyos kezelésével:

- Ne okozzon ingadozó szennyvízmennyiséget a technológiai sorban
- A technika ne terhelje a rendszert szerves anyagokkal
- Az üzemi kialakítás során el kell dönteni, hogy szakaszos vagy folyamatos szennyvízterheléssel számolunk-e, hiszen ennek alapján a csiperkegomba komposzt felületén megkötött nehézfém egy része vízdoldható formában lemosódik és továbbítódik a rendszerben
- Energetikai szempontból se okozzon túlterhelést a szennyvízüzemben

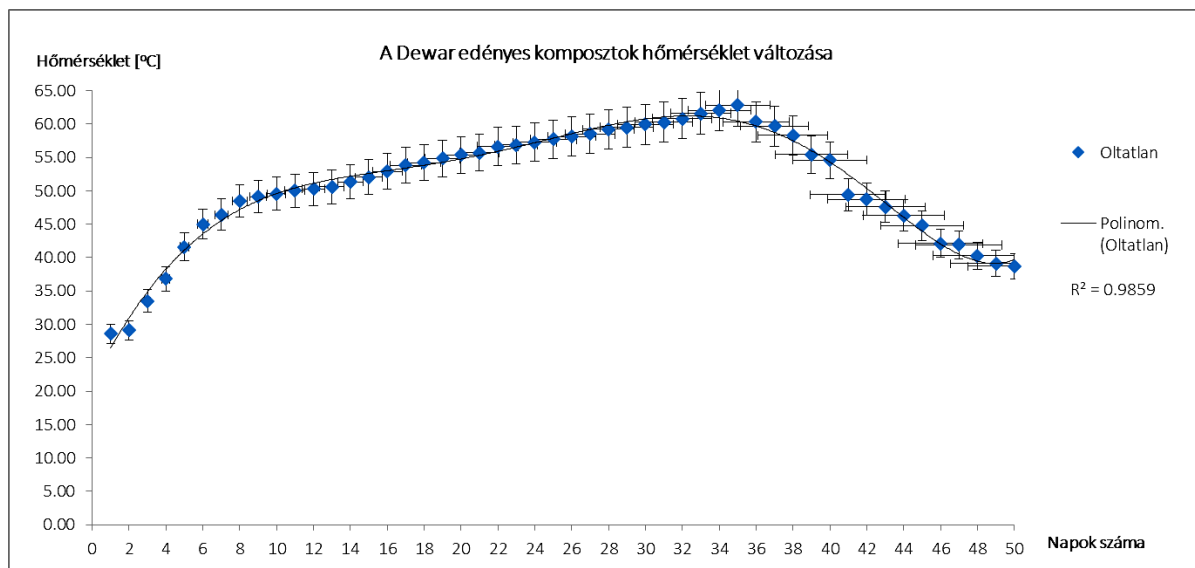
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Az alábbiakban doktori munkám eredményeit mutatom be. A vizsgálatok egy részét a gödöllői Szent István Egyetem Kémia és Biokémia Tanszékén, másik részét a Bécsi Egyetem Analitikai Kémiai Intézetében végeztem.

4.1 A csiperkegomba komposztálási folyamatok nyomon követése Dewar edényekben

Dewar edényekben folytak a vizsgálatok, melynek során a hőmérséklet változását kézi hőmérsékletmérő eszközzel mértem (az eszköz szondával rendelkezett, így a hőmérséklet meghatározása a komposzthalom belsejében történt). A hőmérséklet változását 50 napon keresztül mértem, így a komposzt az érési fázison keresztül haladva lett felhasználható csiperkegomba komposzt. A 10. táblázatban a hőmérséklet változását láthatjuk a napok számának alakulásában. Megfigyelhető, hogy a komposzt a hőmérsékleti maximumot a 35. napon érte el, ekkor 62,8°C volt.

A hőmérséklet a komposztálódás alatt folyamatosan (hosszan elnyúlóan) emelkedett, majd hirtelen lecsökkent, ahogy a komposzt az érési fázis végéhez ért. Az érett csiperkegomba komposzt hőmérséklete 38,7°C volt. Ahhoz, hogy a vizsgálatokhoz a komposztot fel lehessen használni, a hőmérséklet mesterséges csökkentése (vagyis hűtése) szükséges. Az alábbi diagramon (16. ábra) látható az említett hőmérsékletváltozási tendencia.



16. Ábra. A Dewar edényes vizsgálat során történő hőmérsékletváltozás [$\Delta^{\circ}\text{C}$]

A hőmérséklet változásának tendenciája jól reprezentálja a komposztálódási folyamat során lezajló szakaszokra jellemző hőmérsékleti értékeket.

10. Táblázat. A Dewar edényben 50 napon keresztül mért hőmérsékleti adatok [°C]

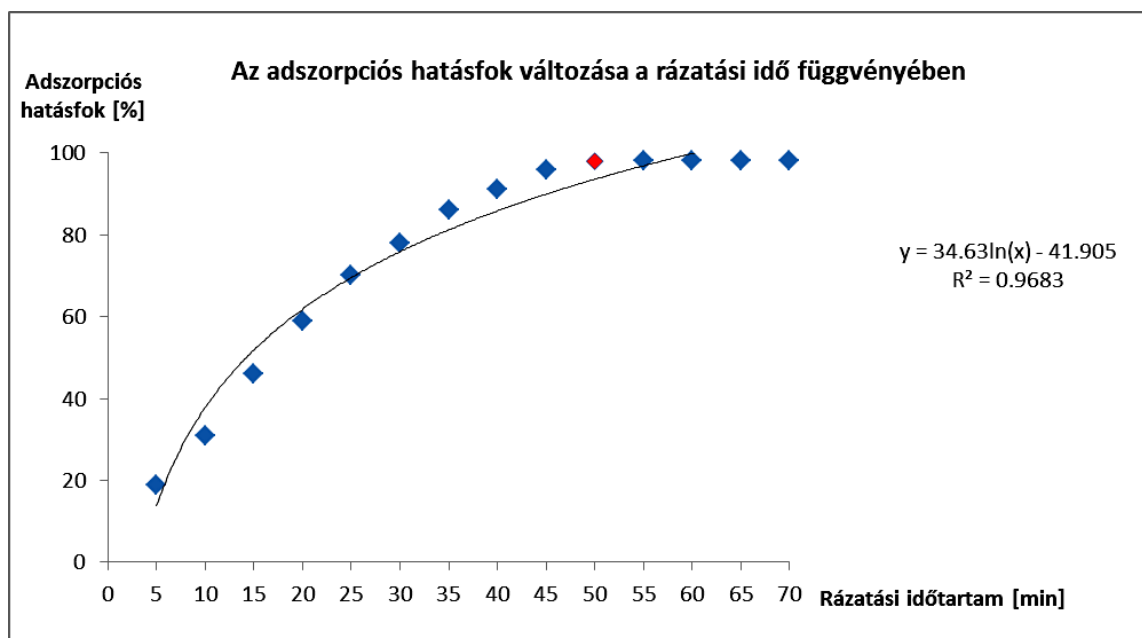
Napok száma	Mért adatok	Napok száma	Mért adatok
1	28,60	26	58,13
2	29,10	27	58,48
3	33,50	28	59,20
4	36,81	29	59,51
5	41,60	30	59,96
6	45,00	31	60,27
7	46,42	32	60,81
8	48,45	33	61,59
9	49,12	34	62,03
10	49,54	35	62,80
11	50,01	36	60,30
12	50,27	37	59,68
13	50,59	38	58,30
14	51,34	39	55,40
15	52,04	40	54,60
16	52,89	41	49,40
17	53,80	42	48,70
18	54,21	43	47,60
19	54,83	44	46,30
20	55,37	45	44,80
21	55,71	46	42,10
22	56,62	47	41,90
23	56,84	48	40,30
24	57,24	49	39,10
25	57,69	50	38,70

4.2 Az optimális rázatási időtartam kiválasztása a minél jobb adszorpciós hatások érdekében

A rázatási időtartam, valamint a rázatás fordulatszáma kiemelten fontos a lehető legjobb adszorpciós hatások eléréséhez. A lehető legjobb hatások ebben az esetben annyit jelent, hogy a centrifuga csövekbe töltött törzsoldatokból a kompozit nem képes több nehézfémot adszorbeálni.

Az ideális rázatási időtartam megállapításához több lépcsőben (5 min különbségekkel) emeltem az időtartamot, majd ezt követően a hatásfok megállapítása érdekében a csiperkegomba komposzt által adszorbeált nehézfém mennyiségét mértem. A rázatási időtartam induló értéke 5 min volt, ezt egészen 70 min időtartamig emeltem.

A rázatásos adszorpciót követő mérések alapján az 50 min rázatási időtartam volt a legideálisabb a technika hatásfokának szempontjából (17. ábra).



17. Ábra. Az adszorpció hatásfok változása a rázatási idő függvényében

Az 50 min időtartamú ráztatás során a hatásfok 98% volt, ezt követően nem emelkedett, így az 50 min ráztatás elfogadható hatásfokot eredményezett a vizsgálatokhoz. Ezt a ráztatási időtartamot nem lehetett összevetni szakirodalmi adatokkal, mivel az adszorpciót elősegítő ráztatási technika új tudományos eredményem, melynek kidolgozásához meg kellett határozni minden olyan paramétert, mely a technika gyenge pontja lehetett (vagyis azok a változókat, melyek a technika reprodukálhatóságát képezik).

4.3 A vizsgált nehézfémek adszorpciójának eredményei

Mn adszorpciója

Mint az összes nehézfém tartalmú törzsoldatot, így az ^{55}Mn tartalmú oldatot is a vizsgált koncentrációkban készítettem el. A 11. táblázatban láthatók az ICP-MS mérési eredmények.

11. Táblázat. ⁵⁵Mn mérési eredmények

	⁵⁵ Mn	⁶³ Cu	⁶⁵ Cu	¹¹¹ Cd	¹¹² Cd
Mn1-250	2.2684	0.0455	0.0510	0.0185	k.h.a.*
Mn2-250	2.8700	0.0614	0.0567	0.0081	k.h.a.
Mn3-250	2.6308	0.0650	0.0578	0.0079	k.h.a.
Mn1-500	5.8365	0.0595	0.0661	0.0145	k.h.a.
Mn2-500	5.8569	0.0296	0.0194	0.0091	k.h.a.
Mn3-500	5.9260	0.0385	0.0521	0.0082	k.h.a.
Mn1-750	6.8426	0.0690	0.0675	0.0316	k.h.a.
Mn2-750	6.7566	0.0964	0.1124	0.0154	k.h.a.
Mn3-750	6.7986	0.0409	0.0495	0.0072	k.h.a.
Mn1-1000	7.9737	0.0325	0.0392	0.0378	k.h.a.
Mn2-1000	7.8888	0.0869	0.0788	0.0438	k.h.a.
Mn3-1000	7.0612	0.0960	0.0927	0.0537	k.h.a.

*k.h.a.: kimutatási határ alatti érték

Ahogy a 13. táblázatban és a 16. ábrán is látható, a koncentráció emelkedésével az adszorpció mértéke is növekedett (ez látható a táblázatban, mivel a szűrt valamint roncsolt minták nehézfém koncentrációját tüntettem fel).

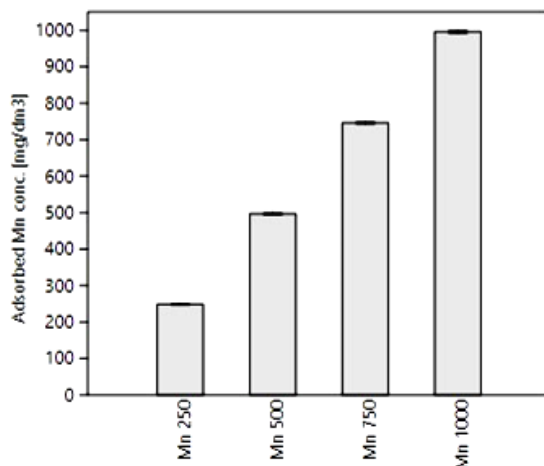
Mivel az 500 mg/dm³; 750 mg/dm³ és 1000 mg/dm³ koncentrációjú törzsoldatokból történő adszorpciót követő visszamérések eredményei az adszorpció maximumát nem mutatták meg, így vizsgálati eredményeim alapján elmondható, hogy a mért koncentráció tartományban 98-99% hatásfokkal működött az adszorpció.

Az adszorpciós hatásfokot és a csiperkegomba komposzt által megkötött nehézfém koncentrációt [mg/dm³] és az adszorpciós hatásfokot [%] mutatja be az alábbi táblázat (12. táblázat).

12. Táblázat. Az ⁵⁵Mn adszorpció hatásfoka, és az adszorpció értékei

55 Mn			
Eredeti konc.	Visszamért konc.	Megkötött konc.	Hatásfok
250	2.2684	247.7316	99.09
250	2.8700	247.1300	98.85
250	2.6308	247.3692	98.95
500	5.8365	494.1635	98.83
500	5.8569	494.1431	98.83
500	5.9260	494.0740	98.81
750	6.8426	743.1574	99.09
750	6.7566	743.2434	99.10
750	6.7986	743.2014	99.09
1000	7.9737	992.0263	99.20
1000	7.8888	992.1112	99.21
1000	7.0612	992.9388	99.29

Ahogy a táblázatban is látható, minél magasabb volt az eredeti törzsoldat koncentráció értéke, úgy lett folytonosan 99% az adszorpciós határfok. Az 18. ábra diagram formájában mutatja be, hogy a koncentráció emelkedésével, hogyan változott a csiperkegomba komposzt által megkötött koncentráció.



18. ábra. Az ^{55}Mn adszorpciója

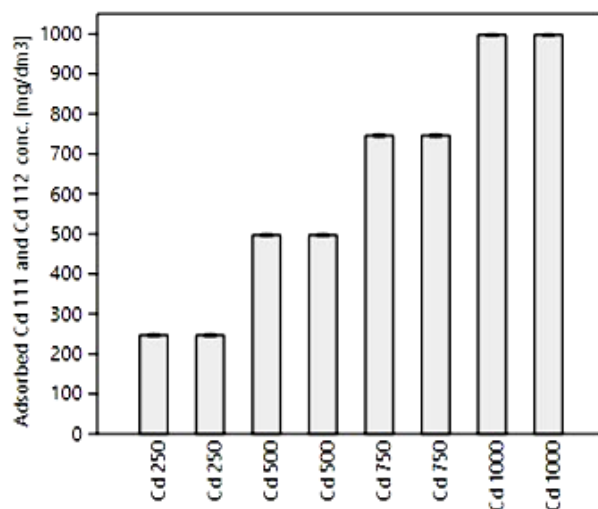
Cd adszorpciója

A Cd adszorpciójának esetében figyelembe kell venni, hogy az izotóp interferencia ebben az esetben a ^{111}Cd és ^{112}Cd között oszlik meg. Ahogy a 13. táblázatban is látható, a két izotóp közel 50-50%-ban osztozik az adszorpcióból. A 13. táblázatban látható a csiperkegomba komposzt által adszorbeált nehézfém koncentráció [mg/dm^3], valamint az adszorpciós határfok [%].

13. Táblázat. $^{111,112}\text{Cd}$ adszorpció eredményei

111,112 Cd Eredeti konc.	Visszamért konc.		Megkötött konc.		Határfok	
	111Cd	112Cd	111Cd	112Cd	111Cd	112Cd
	250	5.7480	5.7189	244.2520	244.2811	97.70
250	5.7091	5.7851	244.2909	244.2149	97.72	97.69
250	5.2992	5.2744	244.7008	244.7256	97.88	97.89
500	4.7616	4.7942	495.2384	495.2058	99.05	99.04
500	4.7592	4.8407	495.2408	495.1593	99.05	99.03
500	5.4383	5.4425	494.5617	494.5575	98.91	98.91
750	4.1076	4.0961	745.8924	745.9039	99.45	99.45
750	8.1716	8.0973	741.8284	741.9027	98.91	98.92
750	7.9099	7.8419	742.0901	742.1581	98.95	98.95
1000	4.3745	4.3183	995.6255	995.6817	99.56	99.57
1000	4.4297	4.4862	995.5703	995.5138	99.56	99.55
1000	4.9274	4.9136	995.0726	995.0864	99.51	99.51

A táblázatból is kiolvasható, hogy a 250 mg/dm³ eredeti törzsoldat koncentrációhoz tartozó adszorpciós hatások 97% volt, ami a magasabb koncentrációs értékhez tartozó hatásokkal szemben alacsonyabb (19. ábra).



20. Ábra. A ^{111,112}Cd adszorpciós hatásfoka

Az 17. ábrán mutatott eredmények alapján elmondható, hogy a ¹¹¹Cd és a ¹¹²Cd adszorpciós hatásfokának alakulása hasonló volt. Ez annak is köszönhető, hogy az izotóp arányok miatt az adszorpció mértéke is hasonló, így a diagramon is látható, hogy az eredeti koncentrációnak köszönhetően az adszorpció hatásfoka is egyenes arányosságban növekedett.

Cu adszorpciója

A Cu két izotópja, a ⁶³Cu és a ⁶⁵Cu aránya a kadmiumhoz hasonlóan közel 50-50%, így várható volt, hogy az adszorpció hatásfoka is hasonló lesz. Az 14. és 15. táblázatban látható az adszorpciós hatásfok alakulása a megkötött koncentráció függvényében. A hatásfok 98-99% volt.

14. Táblázat. ⁶³Cu adszorpciója

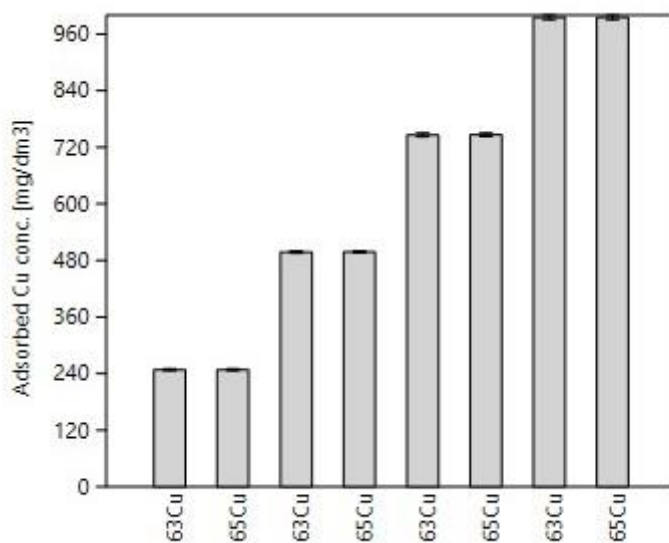
63Cu		Megkötött	Hatásfok
Eredeti konc.	Visszamért konc.	konc.	
250	3.4657	246.5343	98.61
250	3.4514	246.5486	98.62
250	3.4871	246.5129	98.61
500	4.4628	495.5372	99.11
500	4.2648	495.7352	99.15
500	4.2341	495.7659	99.15
750	7.5896	742.4104	98.99
750	7.2354	742.7646	99.04

750	7.6345	742.3655	98.98
1000	9.5671	990.4329	99.04
1000	9.5612	990.4388	99.04
1000	9.6354	990.3646	99.04

15. Táblázat. ^{65}Cu adszorpciója

^{65}Cu Eredeti konc.	Visszamért konc.	Megkötött konc.	Hatásfok
250	3.4215	246.5785	98.63
250	3.4692	246.5308	98.61
250	3.1346	246.8654	98.75
500	4.1345	495.8655	99.17
500	4.0136	495.9864	99.20
500	4.3194	495.6806	99.14
750	7.0124	742.9876	99.07
750	7.0465	742.9535	99.06
750	7.1204	742.8796	99.05
1000	9.4576	990.5424	99.05
1000	9.6124	990.3876	99.04
1000	9.3189	990.6811	99.07

A következő ábrán (20. ábra) diagram formájában látható, hogy a koncentráció növekedésével, a hatásfok ugyanúgy 98-99% maradt. Ez azt jelenti, hogy a vizsgálatokkal nem értem el az adszorpció maximumát.



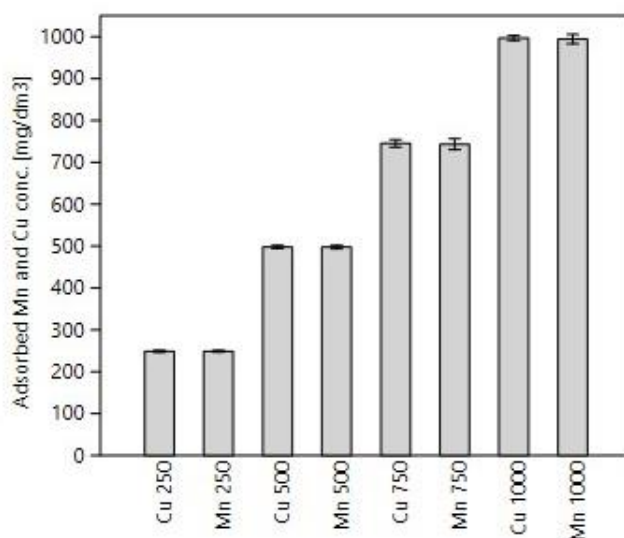
20. Ábra. A $^{63,65}\text{Cu}$ adszorpció hatásfoka

Cu és Mn adszorpciója

A Cu és Mn kombinált nehézfém tartalmú oldatok esetében az adszorpciós hatások 98-99% volt (16. táblázat). Az adatok alapján elmondható, hogy a két nehézfém nem gátolta egymás adszorpcióját, a kombinálás ellenére sem. Tehát, ha a Cu és Mn, mint nehézfém szennyezés egyszerre tartózkodik a szennyvizekben, akkor mind a kettő 98-99% hatásokkal tud adszorbeálódni (21. ábra).

16. Táblázat. A $^{63,65}\text{Cu}$ és ^{55}Mn adszorpciós értékei

CuMn Eredeti konc.	Visszamért konc.		Megkötött konc.		Hatások	
	^{55}Mn	$^{63,65}\text{Cu}$	^{55}Mn	$^{63,65}\text{Cu}$	^{55}Mn	$^{63,65}\text{Cu}$
250	2,1032	2,3156	247,8968	247,6844	99,16	99,07
250	2,1163	2,3636	247,8837	247,6364	99,15	99,05
250	2,2406	2,0505	247,7594	247,9495	99,10	99,18
500	4,1565	3,5374	495,8435	496,4626	99,17	99,29
500	4,1954	3,6584	495,8046	496,3416	99,16	99,27
500	4,6373	4,0184	495,3627	495,9816	99,07	99,20
750	11,7935	8,9822	738,2065	741,0178	98,43	98,80
750	11,3643	9,0539	738,6357	740,9461	98,48	98,79
750	11,2014	9,0251	738,7986	740,9749	98,51	98,80
1000	13,6222	5,5327	986,3778	994,4673	98,64	99,45
1000	13,3575	7,2120	986,6425	992,7880	98,66	99,28
1000	13,6472	5,8613	986,3528	994,1387	98,64	99,41



21. Ábra. A kombinált $^{63,65}\text{Cu}$ és ^{55}Mn adszorpciója

A 21. ábrán jól látható, hogy a Cu és Mn kombinált nehézfém tartalom esetén sem értem el az adszorpció maximumát, hiszen az 1%-os hatások csökkenés nem mutat szignifikáns különbséget.

Cd és Mn adszorpciója

A Cd és Mn kombinálása esetén végzett mérések eredményei (17. és 18. táblázat) alapján elmondható, hogy a Cd adszorpció hatása még az 1000 mg/dm³ koncentráció értéknél is több mint 99% volt, szemben az Mn adszorpcióval, mely az összes koncentráció értéknél 98% volt.

A két adszorpció hatása között nincs szignifikáns különbség, ugyanakkor a többi kombinálás eredményei alapján elmondható, hogy a Cd – Mn kombinálás esetén a Cd valamelyes csökkenti az Mn adszorpciót (22. ábra).

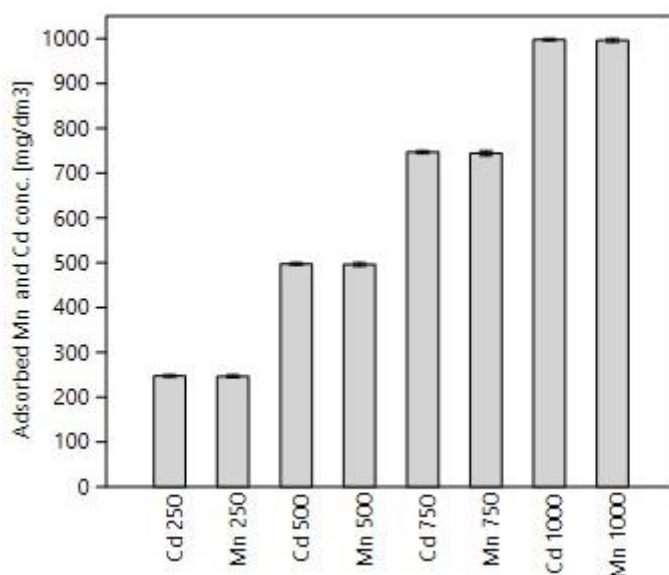
Ahogy a 22. ábrán is látható, a 250 mg/dm³, az 500 mg/dm³, a 750 mg/dm³ és az 1000 mg/dm³ koncentráció értékeknél is a Cd rendelkezett jobb adszorpció hatással. Ez a tendencia minden nehézfém kombinációban (kettes és hármas kombinációban is) jellemző volt. A (nem szignifikánsan) eltérő Cd adszorpció oka a Cd izotópok méretének köszönhető, hiszen így az adszorpció során képes a többi nehézfém kiszorítására. A későbbiekben tervezem az 1000 mg/dm³ nehézfém koncentráció feletti tartományban is vizsgálni a Cd adszorpció tulajdonságát (mind önállóan, mind kombinált nehézfém tartalom esetén).

17. Táblázat. A ^{111,112}Cd adszorpció értékei a kombinációs esetén

CdMn Eredeti konc.	Visszamért konc.		Megkötött konc.		Hatásfok	
	111Cd	112Cd	111Cd	112Cd	111Cd	112Cd
250	4.7400	4.7387	245.2600	245.2613	98.10	98.10
250	4.3126	4.3410	245.6874	245.6590	98.27	98.26
250	4.6967	4.6893	245.3033	245.3107	98.12	98.12
500	5.5509	5.5401	494.4491	494.4599	98.89	98.89
500	5.1335	5.2735	494.8665	494.7265	98.97	98.95
500	5.7319	5.8011	494.2681	494.1989	98.85	98.84
750	6.2188	6.3099	743.7812	743.6901	99.17	99.16
750	6.2198	6.2824	743.7802	743.7176	99.17	99.16
750	6.4068	6.3648	743.5932	743.6352	99.15	99.15
1000	8.2348	8.2341	991.7652	991.7659	99.18	99.18
1000	8.2354	8.3126	991.7646	991.6874	99.18	99.17
1000	8.1246	8.4174	991.8754	991.5826	99.19	99.16

18. Táblázat. Az ^{55}Mn adszorpciós értékei kombinálás esetén

CdMn	^{55}Mn	Megkötött	Hatásfok
Eredeti konc.	Visszamért konc.	konc.	
250	4,216	245,7842	98,31
250	4,385	245,6153	98,25
250	4,328	245,6724	98,27
500	6,332	493,6679	98,73
500	6,478	493,5223	98,70
500	6,404	493,5960	98,72
750	7,890	742,1098	98,95
750	7,710	742,2902	98,97
750	7,817	742,1827	98,96
1000	11,163	988,8373	98,88
1000	11,099	988,9013	98,89
1000	14,878	985,1220	98,51



22. Ábra. A $^{111,112}\text{Cd}$ és ^{55}Mn adszorpciója

Mn, Cd és Cu adszorpciója

A hármas nehézfém kombináció adszorpciójának vizsgálatára azért került sor, mert a szennyvizekben egyszerre több nehézfém is jelen van (eltérő koncentrációban), és az adszorpció sikerességét a minél nagyobb számú nehézfém kombináció jelenti. A hármas kombinációt két formában végeztem el: Mn-Cd-Cu, valamint Mn-Cd-Zn. A Cd mind a kétféle hármas kombinációban jelen volt, mivel sem a szimpla sem a dupla nehézfém tartalommal elvégzett vizsgálatoknál nem mutatott szignifikáns eltérést az adszorbeálódott koncentrációkban (23. ábra).

A 19/a. és 19/b. táblázatokban látható, hogy a Cd adszorpciójának határfoka eltért az előzetesen várttól. A csiperkegomba felületén adszorbeálódott Cd koncentráció értékek mind a Mn, mind a Cu értékeihez képest alacsonyabbak voltak (az értékek között nem volt szignifikáns eltérés). Összehasonlítva a kettős kombinációban vizsgált Cd adszorpciós határfokával, az ugyanazon eredeti nehézfém koncentráció értékekből számított adszorbeálódott koncentráció alacsonyabb volt a hármas kombináció esetében. Ennek oka, hogy a Cd több másik nehézfém egyidejű jelenléte mellett már eltérő adszorpciós tulajdonságokkal rendelkezik, illetve ebben a hármas kombinációban két olyan nehézfémel volt kombinálva, melyek adszorpciója sem a szimpla sem a dupla kombinációknál nem érte el az adszorpciós maximumot. Vélhetően a Cd adszorpciójának maximuma csak a hármas kombináció esetén következett be.

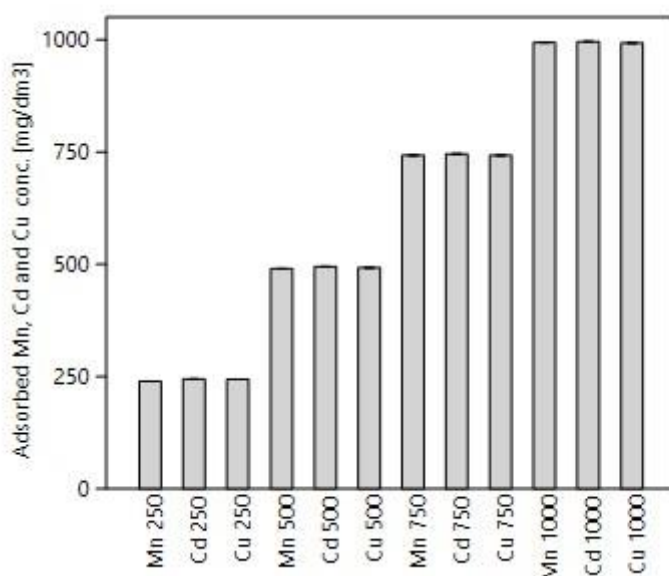
A továbbiakban a szimpla és dupla nehézfém kombinációknál is szükséges a Cd adszorpciós maximum megállapítása, elsősorban az eredeti nehézfém koncentrációk emelésével. Ennek megállapítása azért fontos, mert bár a környezetben nagyon ritkán fordul elő 1000 mg/dm³-nél magasabb koncentrációban nehézfém szennyezés, viszont az adszorpció maximuma segít megállapítani a kidolgozott módszer (vizsgálati és mérési) határait, illetve a gyakorlatban történő alkalmazásának lehetőségét.

19/a. Táblázat. Az ⁵⁵Mn, ^{111,112}Cd és ^{63,65}Cu hármas kombináció adszorpciós értékei

MnCdCu Eredeti konc	Visszamért konc.			Megkötött konc.		
	⁵⁵ Mn	^{111,112} Cd	^{63,65} Cu	⁵⁵ Mn	^{111,112} Cd	^{63,65} Cu
250	4,5238	5,2630	4,2341	245,4762	244,7370	245,7659
250	4,1996	5,4831	4,2781	245,8004	244,5169	245,7219
250	4,2278	5,2242	4,1296	245,7722	244,7758	245,8704
500	6,2368	7,7763	5,6403	493,7632	492,2237	494,3597
500	6,5913	7,9744	5,7278	493,4087	492,0256	494,2722
500	6,3292	7,6516	5,6800	493,6708	492,3484	494,3200
750	8,6495	9,7305	7,5955	741,3505	740,2695	742,4045
750	8,4861	9,7199	7,7290	741,5139	740,2801	742,2710
750	8,7347	9,7995	7,6346	741,2653	740,2005	742,3654
1000	10,3698	12,2734	9,8370	989,6302	987,7266	990,1630
1000	10,4225	12,5042	9,7941	989,5775	987,4958	990,2059
1000	10,5463	12,6453	9,8123	989,4537	987,3547	990,1877

19/b. Táblázat. Az ^{55}Mn , $^{111,112}\text{Cd}$ és $^{63,65}\text{Cu}$ hármas kombináció adszorpciós hatásfokai

Hatásfok		
^{55}Mn	$^{111,112}\text{Cd}$	$^{63,65}\text{Cu}$
98,19	97,89	98,31
98,32	97,81	98,29
98,31	97,91	98,35
98,75	98,44	98,87
98,68	98,41	98,85
98,73	98,47	98,86
98,85	98,70	98,99
98,87	98,70	98,97
98,84	98,69	98,98
98,96	98,77	99,02
98,96	98,75	99,02
98,95	98,74	99,02



23. Ábra. Az ^{55}Mn , $^{111,112}\text{Cd}$ és $^{63,65}\text{Cu}$ hármas kombináció adszorpciója

Mn, Cd és Zn adszorpciója

A Mn és a Cd ebben az esetben olyan hármas kombinációban szerepelt, melyben a harmadik nehézfém a Zn volt. Kíváncsi voltam, hogy mind a Mn, mind a Cd milyen adszorpciós hajlandóságot és hatásfokot mutat, ha egy addig még nem vizsgált nehézfémrel kombináljuk. Előzetes ismeretek szerint, a ^{64}Zn hasonló adszorpciós tulajdonságokkal rendelkezik, mint a $^{63,65}\text{Cu}$ (GERNER, GRÖBL, 2014). Ebből kifolyólag, a Mn-Cd-Zn hármas kombináció adszorpciós hatásfokának a Mn-Cd-Cu kombinációjához hasonló kellene lenni, vagyis nem lehetne szignifikáns különbség a két adszorpció

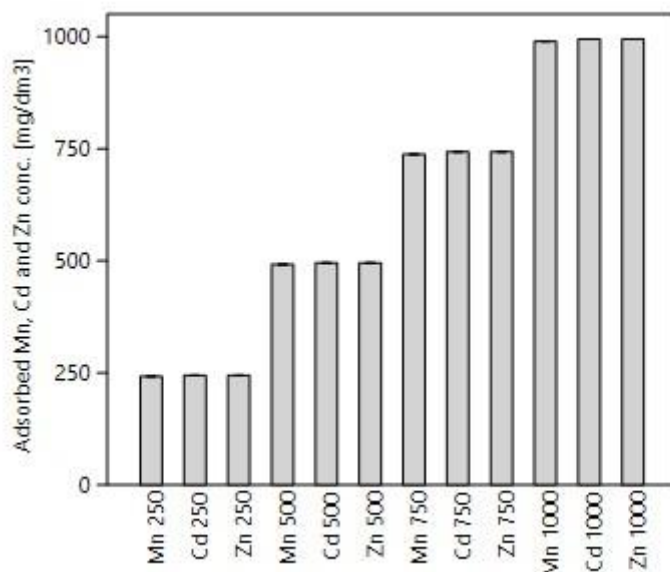
között. A mért adszorpciós értékeket és hatásfokokat a 20/a. és 20/b. táblázat, valamint a 24. ábra tartalmazza.

20/a. Táblázat. ^{55}Mn , $^{111,112}\text{Cd}$ és ^{64}Zn adszorpciós értékei

MnCdZn Eredeti konc	Visszamért konc.			Megkötött konc.		
	^{55}Mn	$^{111,112}\text{Cd}$	^{64}Zn	^{55}Mn	$^{111,112}\text{Cd}$	^{64}Zn
	250	4,5238	5,2630	3,9341	245,4762	244,7370
250	4,1996	5,4831	3,9781	245,8004	244,5169	246,0219
250	4,2278	5,2242	3,9296	245,7722	244,7758	246,0704
500	6,2368	7,7763	4,4301	493,7632	492,2237	495,5699
500	6,5913	7,9744	4,5378	493,4087	492,0256	495,4622
500	6,3292	7,6516	4,4530	493,6708	492,3484	495,5470
750	8,6495	9,7305	7,4235	741,3505	740,2695	742,5765
750	8,4861	9,7199	7,4221	741,5139	740,2801	742,5779
750	8,7347	9,7995	7,5935	741,2653	740,2005	742,4065
1000	10,3698	12,2734	9,5967	989,6302	987,7266	990,4033
1000	10,4225	12,5042	9,5985	989,5775	987,4958	990,4015
1000	10,5463	12,6453	9,6454	989,4537	987,3547	990,3546

20/b. Táblázat. ^{55}Mn , $^{111,112}\text{Cd}$ és ^{64}Zn adszorpciós hatásfoka

Hatásfok		
^{55}Mn	$^{111,112}\text{Cd}$	^{64}Zn
98,19	97,89	98,43
98,32	97,81	98,41
98,31	97,91	98,43
98,75	98,44	99,11
98,68	98,41	99,09
98,73	98,47	99,11
98,85	98,70	99,01
98,87	98,70	99,01
98,84	98,69	98,99
98,96	98,77	99,04
98,96	98,75	99,04
98,95	98,74	99,04



24. Ábra. ^{55}Mn , $^{111,112}\text{Cd}$ és ^{64}Zn kombináció adszorpciója

Az adszorpciós eredményeket nézve, összességében elmondható, hogy mind a szimpla, a dupla és a hármas kombináció adszorpciója esetében is sikeres volt a kifejlesztett rázatásos technika. Az adszorpciós maximum meghatározása a vizsgált nehézfém koncentrációk esetében nem valósult meg, viszont azt bizonyítottam, hogy (bár az ipari szennyvizek esetében lehetséges kiugróan magas nehézfém koncentráció) a környezetben ritka esetben elforduló 1000 mg/dm^3 nehézfém koncentrációnál magasabb tartományban is képes a csiperkegomba komposzt nehézfémeket adszorbeálni. A hatásfok értékek 97-98-99% körül mozogtak, és az egyes nehézfémek esetében mutatott hatásfok csökkenés sem jelentett szignifikáns különbséget.

Bizonyítottam, hogy az egyes nehézfémek eltérő adszorpciós tulajdonsággal rendelkeznek a szimpla, a dupla és a hármas kombináció esetében, vagyis a vizsgált nehézfémek egymáshoz viszonyított adszorpciója eltérő. Ugyanakkor az 1000 mg/dm^3 feletti nehézfém koncentráció esetében is érdemes megvizsgálni, hogy az egyes nehézfémek egymáshoz viszonyított adszorpciója mutat-e szignifikáns különbséget.

4.4 A kidolgozott víztisztítási technika alkalmazhatósága településfejlesztési kérdésekben

Az urbanizáció egyik velejárója a természeti környezet, vagyis az ökológiai egyensúly megbomlásának veszélye. A fejlődő világ nagyvárosainak szennyezettsége összetett kérdés, ami hosszú távú és többlépcsős megoldást igényel. A városi struktúra, a népesség koncentrációja szoros összefüggésben áll a városi környezet ökológiai problémáival. Mindennaposak a vízszennyezések, a rendelkezésre álló ivóvíz mennyisége és minősége, valamint a felszíni és felszín alatti víztestek általános vízminőségi romlása. Míg Európában a Víz Keretirányelv (EU VKI) kapcsán fontos intézkedések történtek a felszíni víztestek általános ökológiai állapotának javítása érdekében, addig a fejlődő világ országaiban (nagyvárosaiban) főképp gazdasági okok miatt korlátozott lehetőségek állnak rendelkezésre (MILLER, HUTCHINS, 2017). Az urbanizáció és a környezeti fenntarthatóság gondolata nem csupán a fejlett világban, de egyre inkább a fejlődő világ nagyvárosaiban is kiemelt jelentőségű, hiszen sok esetben komoly környezetszennyezések történnek. A lakossági ivóvíz-ellátás egyik kulcskérdése, hogy miként lehet minden lakoshoz fizikai-kémiai-biológiai szempontból megfelelő minőségű ivóvizet eljuttatni.

Vizsgálataim eredményei, a kifejlesztett új adszorpciós nehézfém eltávolítási technika ebben segítséget nyújthat, hiszen a nehézfémekkel terhelt (egyes esetekben szennyezett) ivóvizek, felszíni víztestek és vízbázisok humán egészségügyi kockázatot jelentenek.

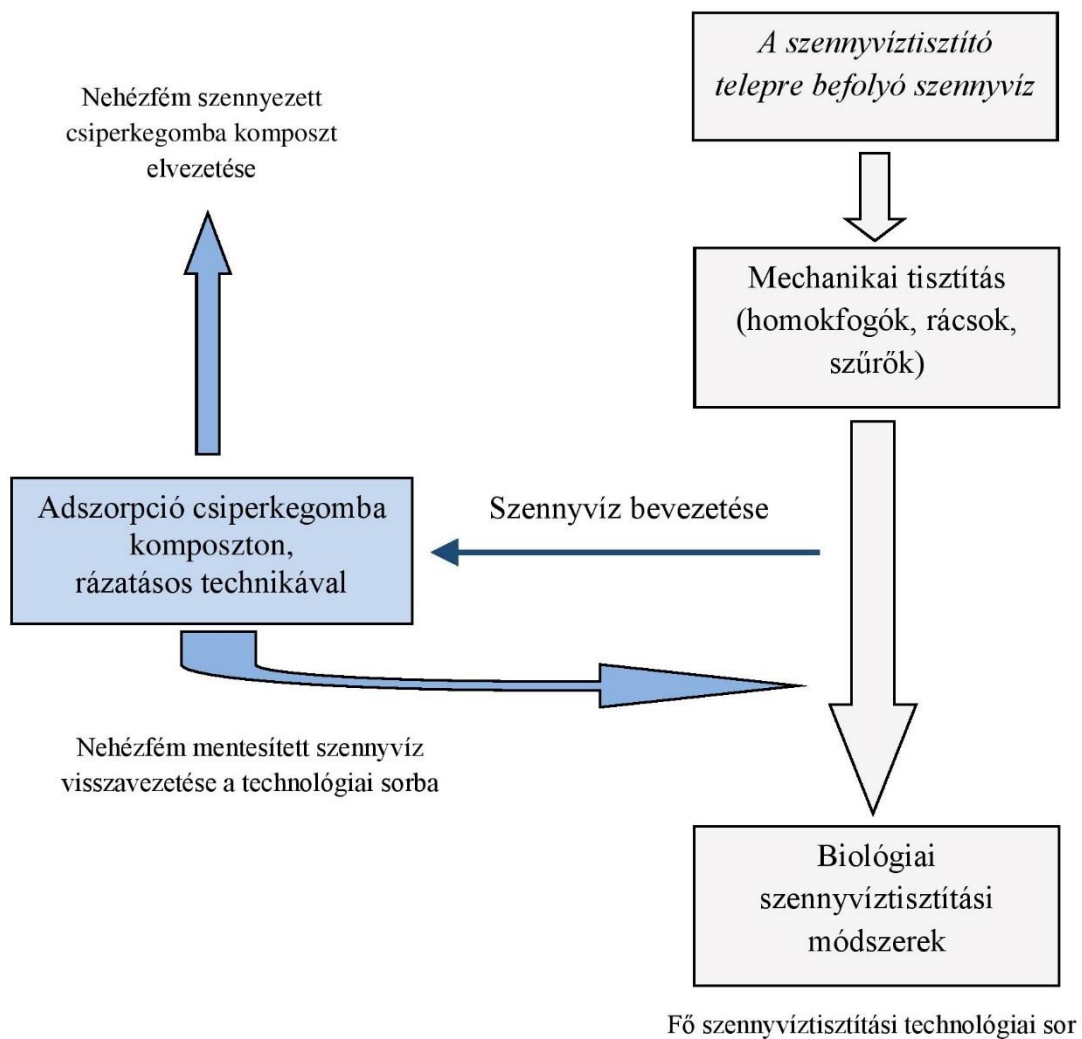
A települési kommunális és ipari szennyvizek eltérő nehézfém koncentrációval rendelkeznek. Fontos kiemelni, hogy a nagyvárosi lakosság által termelt szennyvíz nehézfém tartalma elsősorban konyhai, fürdőszobai, kerti tevékenységekből származik (GONG et al., 2016). Ennek köszönhetően, az ipari szennyvizek nehézfém koncentrációjához képest, szignifikáns különbséget mutat a kommunális szennyvizek nehézfém koncentrációja (BECK et al., 2002; GONG et al., 2016).

A nehézfémek humán egészségügyi kockázata azért fontos egészségvédelmi kérdés, mert a vízbázisok, ivóvizek nehézfém tartalma könnyen akkumulálódhat élelmiszerekben is, így a tápláléklánc végső állomásaként az ember szervezetében is felhalmozódhat. A szennyvíztisztítás nem csupán higiéniai kérdés, hanem a tisztított szennyvíz felszíni víztestbe való vezetésével jelentősen befolyásoljuk a befogadó víztest ökológiai állapotát és vízminőségét is. A települési ivóvíz-ellátás a nagyvárosok többségében parti szűrésű kutakkal valósul meg, ahonnan a vízvezeték-hálózatba vezetéssel lehet az ivóvizet a lakossághoz eljuttatni (GONG et al., 2016).

A vizsgálataim során kifejlesztett, rázatással történő adszorpciós módszer laboratóriumi körülmények között igazolta hipotézisemet, miszerint a ráztatás elősegíti a nehézfémek felületi megkötődését. Fontos megjegyezni, hogy mind ennek gyakorlati körülmények között, vagyis a szennyvíztisztítás technológiai sorába illesztve is igazolnia kell eredményeimet.

Eredményeim összességében igazolták, hogy módszerem a városok egyik fontos problémájára, az ivóvíz bázisokat és felszíni víztesteket érintő nehézfém szennyezések csökkentésére alkalmas.

Az alábbiakban egy lehetséges gyakorlati (üzemi) alkalmazási módot mutatok be, melynek lényege, hogy a már meglévő szennyvíztisztítási technológiai sorhoz egy alternatív utat kapcsolok, mely napi összefüggésben áll a fő tisztítási sorral, és nem helyettesíti annak egyetlen szegmensét sem. Mivel a kidolgozott tisztítás során csiperkegomba komposztokat alkalmaztam, így megállapítottam, hogy az alternatív technológiai ágat mindenképpen a biológiai tisztítási fokozat elé kell beiktatni. Ennek oka, hogy a csiperkegomba komposzttal történő adszorpció során, a tovább folyó szennyvízben magas szerves anyag tartalom jelentkezhethet, mely jellemzően vízdoldható, vagy vízben elegyedni képes komplex vegyületek formájában mutatkozik meg. Annak elkerülése érdekében, hogy a tisztított és befogadóba engedett víz ne okozzon az élővizekben eutrofizációt, szerves anyag feldúsulást, és ne okozza az élővíz oxigénháztartásának felborulását, a biológiai tisztítási fokozatot az adszorpciót követően kell alkalmazni. Az alternatív technológiai sor pontos helyét az alábbi, 26. ábrán mutatom be.



25. Ábra. A kidolgozott nehézfém adszorpciós technika, mint alternatív tisztítási technológiai sor beillesztési lehetősége a szennyvíztisztító telepeken (saját szerkesztés)

4.5 Környezeti kockázatmenedzsmenti értékelés

A felszíni vizek szennyezettségi határértékeit és azok alkalmazását a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet szabályozza. A törvény kimondja, hogy milyen nehézfém koncentrációk megengedettek a felszíni vizekben, és milyen koncentrációtól (B szennyezettségi határértéktől) minősül az adott nehézfém terhelés szennyezésnek. Igazodva az EU Víz Keretirányelvhez, törekedni kell a felszíni vizek jó ökológiai és környezetminőségi állapotának megtartására.

Az általam kifejlesztett nehézfém eltávolítási technikának is meg kell felelnie annak a követelménynek, ami a felszíni vizek nehézfém terhelésére és a nehézfémek humán egészségügyi kockázatára vonatkozik. A 21. és 22. táblázat a jelenleg hatályos nehézfém határértékeket (koncentrációkat) mutatja be.

21. Táblázat. A felszíni vizekre vonatkozó nehézfém szennyezettségi határértékek
(A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet 3. sz. melléklete alapján)

<i>Nhézfém fajtája</i>	<i>„B” szennyezettségi határérték</i>
Oldott réz	10 µg/l
Oldott cink	75 µg/l
Oldott kadmium	5 µg/l
Oldott mangán	50 µg/l

Általánosan elfogadott eredmény, ha egy új technológia a szennyezőanyagok koncentrációját a jogszabályilag meghatározott (B – szennyezettségi) határértékek alá tudja csökkenteni, ezzel elérve a kármentesítési célállapot határértéket. Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy a szennyvíztisztítási technikák között egyfajta versengés zajlik abban a tekintetben, hogy melyik technika tudja a lehető legmagasabb elérhető hatásfokot produkálni. Ebből a szempontból, az eredményeimmel bemutatott, majd az analitikai méréseimmel igazolt hatásfokok (97-99%) kimagaslónak tekinthetők. Vagyis a módszeremmel nem csupán a célállapot határértéket sikerül elérni, hanem minimális koncentrációra lehet csökkenteni a szennyvíztisztító telepre beérkező szennyvizek nehézfém koncentrációját.

22. Táblázat. A nehézfémek humán egészségügyi határértéke

(A 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet 1/B és 1/C sz. melléklete, valamint a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet 3. sz. melléklete alapján)

<i>Nehézfém fajtája</i>	<i>Egészségügyi határérték</i>
Réz	2 µg/l
Cink	75 µg/l
Kadmium	5 µg/l
Mangán	50 µg/l

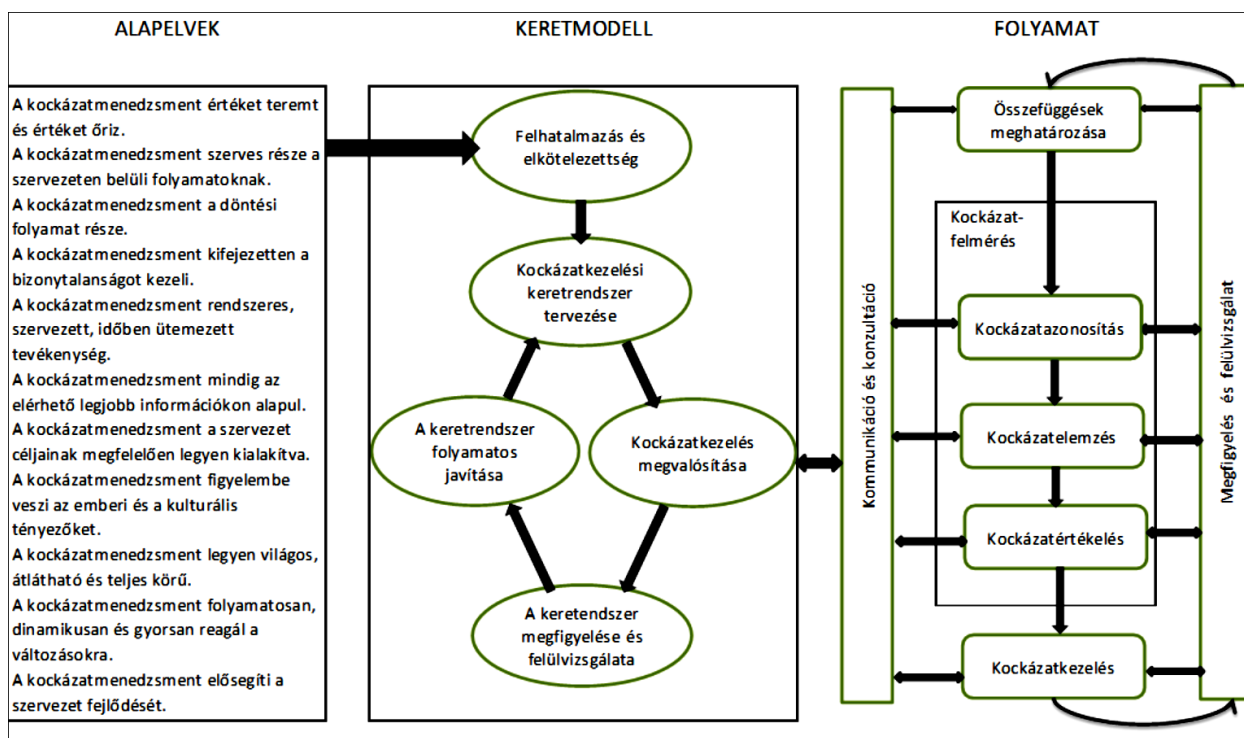
A fenti két táblázatból (21. és 22. táblázatok) kiolvasható, hogy mind a cink, mind a mangán és a kadmium határértéke egyezik a felszíni vizek minősítésénél és a humán egészségügyi vizsgálatnál is. Véleményem szerint ennek oka az lehet, hogy a cink és a mangán nagyobb mennyiségben sem fejt ki közvetlen egészségkárosító és környezetromboló hatást. A réz, bár kis mennyiségben esszenciális elemként viselkedik a szervezetben, ugyanakkor az ivóvizekben a megengedett koncentráció az összes általam vizsgált nehézfém közül a legalacsonyabb.

Ami a kutatásom során kifejlesztett nehézfém eltávolítási (adszorpciós) módszer kockázati szempontú értékelését illeti, fontosnak tartom megjegyezni, hogy a kockázat értékelése szorosan összefügg a technika hatásfokával, mert minél jobb hatásfokkal működik egy technika, annál jobb tisztítási eredményt lehet elérni, és annál kisebb lesz a szennyezőanyagok környezeti és humán egészségügyi kockázata.

A különböző szennyezőanyagok környezeti kockázatértékelési (kockázatmenedzsment) folyamatát elemezve, az elfogadott szakirodalmi alapeljárásokat (AVEN, 2016; ANSAH, SOROOSHIAN, 2017) alkalmazni lehet a kutatásomban kifejlesztett módszer vizsgálatánál is.

Kockázati értékelés a vízi ökoszisztéma szempontjából

Minden ipari, szennyvíztisztítási technológia valamilyen közvetett hatást gyakorol a természeti környezetre, így a vízi ökoszisztémára is. Ennek a hatásnak az elemzése a gyakorlatban a környezeti kockázatelemzést jelenti, mely általában indikátor szervezetekkel (pl. Daphnia, hal, bolharák) történik (AVEN, 2016). A környezeti kockázatmenedzsment folyamatát a 26. ábra mutatja be.



26. Ábra. A környezeti kockázatmenedzsment folyamatának modellje (JENEI, 2016)

A 26. ábra elemzéséből kiindulva, kutatási eredményeim értékelésére az alábbi modellt, keretrendszert lehet megadni. Fontos megjegyezni, hogy az egyes kockázatmenedzsment lépések csak szigorú egymás utáni sorrendiséget követhetnek, ahogy az a 26. ábrán is látszik.

Összefüggések vizsgálata, kockázat azonosítása

A szakirodalmi feldolgozásban bemutatott háttér, valamint a kutatási eredményeim alapján az alábbi kockázatmenedzsmenttel kapcsolatos összefüggésekre lehet rávilágítani.

A szennyvíztisztító telepekre beérkező (kommunális vagy ipari) szennyvizek többsége releváns koncentrációban tartalmaz nehézfémet. Sok esetben nem csupán analitikai értelemben véve tiszta állapotban, hanem ún. fém-komplex vegyületek formájában is. Ez alapján el lehet mondani, hogy a kifejlesztett nehézfém adszorpciós módszerem gyakorlati megvalósításának kulcskérdése az adott szennyvíztelep napi szennyvíz terhelése. Vizsgálataim eredményei bizonyították, hogy a 97-99%-os nehézfém eltávolítási hatásfok még az 1000 mg/dm³ mértékű (koncentrációjú) nehézfém terhelés során is jelentkezett. A gyakorlatban a literenkénti 1000 mg nehézfém tartalom ritkán jelentkezik, többségében környezeti katasztrófák során (ANSAH, SOROOSHIAN, 2017). Vagyis a kidolgozott módszerem hatékonyságát olyan nehézfém koncentrációs tartományban sikerült meghatároznom, ami a mindennapok során, az átlag szennyvíztisztító telepen jelentkezik. Ahogy már

korábban is bemutattam, a kimagasló nehézfém eltávolítási hatásfok értékek (97-99%) biztosítják, hogy akár egyedüli, akár kombinált formában jelentkezik a szennyvíz nehézfém tartalma, a technika sikeresen alkalmazható. A módszert követően a szennyvíztisztítási technológiai sorban tovább haladó szennyvíz nehézfém koncentrációja minimális lesz, így a tisztítást követően a befogadó vízfolyásban sem tekinthető potenciális szennyező tényezőnek.

A kidolgozott módszerem kockázatának elemzése/értékelése során két tényezőt kell figyelembe venni. Az egyik a nehézfém tartalom, a másik a technológiából kikerülő esetleges szerves anyag tartalom. A nehézfém tartalom a technológia várható sikerességének köszönhetően annyira lecsökken, hogy az output koncentrációban nem jelent környezeti vagy épp humán egészségügyi kockázatot. A másik kockázati tényező a szerves anyag tartalom lehet. Ebben a tekintetben, vizsgálataimmal bizonyítottam azokat a szakirodalmi adatokat, melyeket a 2.5 fejezetben már részletesen tárgyaltam. A kidolgozott technika egyik utóhatása, hogy az adszorpcióhoz alkalmazott csiperkegomba komposzt szerves anyag tartalma (javarészt a vízoldható formában jelen lévő hányada) a szennyvíztisztítási technológiai sorban tovább haladva, növeli a tisztítandó szennyvíz szerves anyag koncentrációját, és közvetve a biológiai tisztítás, vagy épp utóülepítés technológiai meghibásodásához is vezethet (mivel a tisztítási műtárgyakat meghatározott szerves anyag tartalomra méretezik, és ez ritkán alkalmas esetenkénti kiugró koncentrációk tisztítására is). Ennek okán, ahogy a 4.5 fejezetben is bemutattam, a kidolgozott technikát a biológiai tisztítási fokozat elé kell beiktatni, és fontos követelmény, hogy a technikát szakaszos szennyvízterheléssel lehet működtetni. Ezzel ki lehet küszöbölni, hogy folyamatosan magas szerves anyag terhelés jelentkezzen a biológiai tisztító műtárgyakban.

A Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell alkalmazásának és módosításainak eredményei

Az 'Anyag és Módszertan' fejezetben említett Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell három alappillére határozza meg egy adott szennyezőanyag kockázati minősítését, besorolását, illetve a kockázat becslését követő környezeti kármentesítési technikák alkalmazását. Ebből kifolyólag, fontos a modell finomítása és kisebb részleteiben történő módosítása a kidolgozott technika sajátosságainak figyelembe vételével. A módosításokat követő eredményeket a 23. táblázat tartalmazza.

23. Táblázat. A Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell alkalmazásának eredményei
(Kizárólag a talajvíz-felszíni víz környezeti hatásviselő rendszerre vonatkoztatva)
(BAJOR Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell alapján, saját módosításokkal)

<i>Talajvíz / Felszíni víz (mint környezeti hatásviselő közeg)</i>		<i>Kockázati besorolási osztály</i>
Emissziós szakasz		
Fő tényezők	Az anyagok potenciális veszélyességének meghatározása (háttér szerinti besorolás): Közepes kockázati besorolás, a nehézfémek kettős jellege alapján (kis koncentrációban biogén elemek, magas koncentrációban szennyezőanyagok)	Kiindulási kockázati osztály: III.
Kockázat növelő tényezők	Nagy anyagmennyiség vagy helyi terhelés áll-e fent? Kockázat növekedés csak kiugróan magas (>1000 mg/dm ³) nehézfém koncentráció esetén jelentkezhet	II.
Kockázat csökkentő tényezők	Mobilitás mértéke: Nagyfokú mobilitás, jelentős szennyezőanyag transzport (oldott formában a talajvízzel, felszíni vizekkel). Kockázat csökkenése az oldódás, így a koncentráció mérséklődése miatt várható	III.
Transzmissziós szakasz		
Fő tényezők	Felszíni vízfolyások (mint befogadók) átlagos áramlási sebessége, az átlagos vízmélység, vízhőmérséklet, pH, elektromos vezetőképesség	III.
Kockázat növelő tényezők	Kedvezőtlen domborzati viszonyok (felszín erodáltságának mértéke, lefolyás gátoltsága) kérdése: Nem áll fent, mivel a szennyvíztisztító telepek sík területeken létesültek, így a kedvezőtlen domborzati viszonyok okozta problémák nem jelentkeznek a befogadóba vezetéskor	IV.
Kockázat csökkentő tényezők	A befogadó közeg szigeteltsége (amennyiben a talaj/talajvíz – felszíni víz rendszerétől elkülönítve tárolják az anyagot: A technika szempontjából nem releváns kérdés	IV.

Imissziós szakasz		
Fő tényezők	A vízszennyeződés mértéke, illetve a vizsgálati eredmények esetleges hiánya: A kidolgozott technika esetében nem beszélhetünk vízszennyeződésről, mivel a kimagasló hatásfok miatt nem jelentkezik környezeti akkumulálódás. A rendelkezésre álló vizsgálati eredményekkel a kockázat csökkenését bizonyítottam	V.
Kockázat növelő tényezők	A környezeti hatásviselő közeg (korábbról) ismert károsodása: A szennyvíztisztító telepekről a befogadóba engedett tisztított víz számára olyan felszíni vízfolyást választanak, melynek károsodása nem ismert (hiszen előzetesen bevizsgált vízminőségi paraméterekkel rendelkezik)	IV.
Kockázat csökkentő tényezők	Az áramló vízben a káros anyag szállításának mértéke: Mivel a technika hatásfoka nem 100%, így minimális koncentrációban tartalmaz nehézfémeket a befogadóba engedett tisztított szennyvíz (3. táblázat). A nehézfémek mobilitása magas, az akkumulálódás kérdése más felszíni vízfolyásokkal történő keveredést követően válik csak kérdéssé	IV.

Ahogy a 23. táblázatban is olvasható, a Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell alapvetően a környezeti hatásviselő közeg (talajvíz-felszíni víz) szempontjából vizsgálja a szennyezőanyagok környezeti kockázatának mértékét. A modell kockázatbecsléssel dolgozik, így mindenképpen szükségesnek látom a technika alkalmazását kontrollmérésekkel is összekötni, melyek a befogadó felszíni vízfolyás vízminőségi paramétereinek pont- és átlagmintákon keresztül történő periodikus nyomon követését jelenti.

A Bajor Egyszerűsített kockázatbecslési Modellhez tartozik egy osztályozási rendszer is, mely a modell egyes szakaszaihoz tartozó számszerű értékek alapján adja meg a talajvíz-felszíni víz expozíciós útvonal kockázati mértékét. A Bajor Osztályozási Rendszer alapján elkészített értékelést a 24. táblázat tartalmazza.

24. Táblázat. A Bajor Osztályozási Rendszer alapján készített környezeti kockázati értékelés
 valamint a kockázati osztályba sorolás eredménye
 (BAJOR Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell alapján)

<i>Talaj-talajvíz expozíciós útvonal</i>		
<i>Modell osztályzata</i>	<i>Kockázat osztály</i>	
>8	I.	Nagyon magas
5-7	II.	Magas
4-5	III.	Közepes
2-3	IV.	Alacsony
0-1	V.	Nagyon alacsony

A 24. táblázat besorolása, valamint a kockázatbecslési modellel készített elemzés alapján kijelenthető, hogy a kidolgozott technika kockázati kérdése az '**IV. Alacsony**' kockázati osztályba sorolható. A 23. táblázatban közölt osztály besorolások a kiindulási kockázati osztály alapján, 1-1 osztállyal növelhető vagy csökkenthető értékeket mutatnak. A modellben bemutatott kockázat növelési vagy csökkentési körülmények miatt, a kockázati besorolás - a modell útmutatásai alapján - objektíven meghatározható. Az alacsony kockázati osztályba sorolás előnyös lehet a technika fülüzemi körülmények közötti megvalósíthatóságának elemzése során, hiszen a módszer elsődleges feladata a környezeti hatásviselő közegek kockázati kitettségének csökkentése.

4.6 A CEV értékek meghatározása, körkörös gazdasági vizsgálatok

A kifejlesztett nehézfém adszorpciós technika alkalmazhatóságának kérdése nem csupán abban az értelemben vizsgálendő, hogy milyen fizikai kialakítással valósítható meg a nehézfém eltávolítás, hanem az is kiemelten fontos kérdés, hogy miként valósul meg az alternatív rendszer körkörösége.

Az első lépés az *alternate scenario* (vagyis a kidolgozott alternatív nehézfém eltávolítási technika) CEV értékének meghatározása volt. A 2.9 fejezetben közölt $eq3$ egyenletet újból felírva, meghatározhatók az input és az output oldalon az egyes anyag- és energiamennyiségek.

$$CEV\% = 100 - \left(\frac{\left(\frac{M_p}{M_p + M_s} + \frac{M_d}{M_r + M_d} \right) + \left(\frac{E_f}{E_f + E_s} + \frac{E_l}{E_c + E_l} \right)}{4} \right) \times 100$$

Az *INPUT* oldal anyagmennyiségeinek alap összetevői az alábbiak:

- a rendszerbe táplált csiperkegomba komposzt mennyisége [kg]
- a komposztra engedett tisztítandó (nehézfém terhelt) szennyvíz mennyisége [m³]
- nehézfém mennyisége (koncentrációja) a tisztítandó szennyvízben [mg/dm³]

Az *OUTPUT* oldal anyagmennyiségeinek alap összetevői az alábbiak:

- a rendszerből elvezetett tisztított (nehézfém mentesített) szennyvíz mennyisége [m³]
- az időszakosan eltávolításra kerülő, „kimerült” csiperkegomba komposzt mennyisége [kg]
- az elvezetett tisztított szennyvíz nehézfém koncentrációja [mg/dm³]

Fontos megjegyezni, hogy mivel a tervezett kialakítás miatt szakaszosan fog a rendszerre történő szennyvíz ráengedés megvalósulni, így a szennyvíz mennyiség tekintetében az input és az output oldal anyagmennyisége megegyezik. Ettől eltérő a helyzet a csiperkegomba komposzt esetében. A rendszer elindításakor megtörténik a csiperkegomba komposzt betáplálása. Ezt követően, amíg a csiperkegomba komposzt analitikailag alkalmas arra, hogy nehézfémeket adszorbeáljon (tehát még terhelhető nehézfémekkel), addig a rendszerben marad, majd a komposzt nehézfém telítettségének elérésekor kerül csak elvezetésre. Másképp fogalmazva, a csiperkegomba komposzt, mint anyagmennyiség az output oldalon csak bizonyos szakaszokban fog megjelenni. Ezt figyelembe kell venni a CEV_{Scen} meghatározása során.

A tisztítandó szennyvíz mennyiségét az input oldalon könnyen meg lehet határozni, hiszen a rendszer fizikai kialakításának részeként, meghatározásra kerül a csiperkegomba komposzt és a

tisztítandó szennyvíz aránya, vagyis számítható érték a szennyvízmennyiség. Az output oldalon ugyanakkor számolni kell egy nagyon fontos tényezővel: ez a minimális, de ugyanakkor minden esetben jelentkező anyagmennyiség-veszteség. Ez abból ered, hogy a nehézfém eltávolítás során, tehát az adszorpció alatt, a nehézfémekkel együtt minimális mennyiségű szennyvizet is felvesz a csiperkegomba komposzt, hiszen a nehézfém adszorpció vizes közegben játszódik le, és a vizes közeg fenntartása alapvető a nehézfémek hatékony adszorpciója szempontjából.

A tényleges anyagmennyiségekkel számolva, igazodva a nehézfém adszorpciós vizsgálatok során meghatározott csiperkegomba komposzt – tisztítandó szennyvíz mennyiségének arányához, az alábbi számszerű értékeket határoztam meg:

Az INPUT oldal anyagmennyiségei:

- a rendszerbe táplált csiperkegomba komposzt mennyisége: 1 kg
- a komposztra engedett tisztítandó (nehézfém terhelt) szennyvíz mennyisége: 3 m³
- nehézfém mennyisége (koncentrációja) a tisztítandó szennyvízben: 1000 mg/dm³

Az OUTPUT oldal anyagmennyiségei:

- a rendszerből elvezetett tisztított (nehézfém mentesített) szennyvíz mennyisége 3 m³
- az időszakosan eltávolításra kerülő, „kimerült” csiperkegomba komposzt mennyisége 1 kg
- az elvezetett tisztított szennyvíz nehézfém koncentrációja: 30 mg/dm³

Az input oldalon jelentkező anyagmennyiségek esetében azért választottam az 1000 mg/dm³ értéket a tisztítandó szennyvíz nehézfém koncentrációjára vonatkozóan, mert ez volt a legmagasabb nehézfém tartalom, mellyel a vizsgálatokat elvégeztem (erre vonatkozóan is kimagasló hatásfokot értem el, ahogy eredményeimmel bizonyítottam is), illetve az 1000 mg/dm³ koncentrációnál magasabb nehézfém tartalom települési szennyvizek esetében nem, vagy csak ritka esetben jelentkezik. Ez utóbbit nevezhetjük környezeti haváriának is (SZOBOSZLAY és KRISZT, 2010).

A CEV képlet (*eq3*) alapján, igazodva az abban meghatározott anyagmennyiségekhez, az alábbi értékek meghatározása fontos:

M_p: elsődleges nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges

M_s: másodlagos nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges

M_d: nem újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén

M_r: újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén

Esetünkben:

Mp: elsődleges nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges: 1 kg

Ms: másodlagos nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges: 3 m³

Md: nem újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén: 0 kg / 0 m³

Mr: újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén: 1 kg

Az output oldalon jelentkező anyagmennyiségek esetében azért választottam a 30 mg/dm³ koncentráció értéket a nehézfém mentesített szennyvíz esetében, mert az eredendő 1000 mg/dm³ koncentráció jelenlétekor is átlagban 97%-os hatásfokot értem el.

Az energiamennyiségek vizsgálatánál figyelembe kell venni a rendszer üzemeltetésének speciális jellegét. Ez alatt azt kell érteni, hogy az üzemeltetési energiaigény a tisztított szennyvíz betáplálásából és elvezetéséből, valamint a rázatáshoz szükséges villamosenergiaigényből áll. Input-output szempontból vizsgálva, az következő megállapításokat tehetjük. Igazodva a CEV érték kalkulációja során megadott energiamennyiségekhez és azok arányához, az alábbi felosztás szerint határoztam meg a termék előállításához szükséges és az életciklus végén keletkezett energiamennyiségeket.

E: energiamennyiség az input és az output oldalon

Ef: nem megújítható energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

Es: megújuló energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

El: a termék életciklusát követő ártalmatlanítás folyamata során keletkezett energiamennyiség

Ec: a termék visszaforgatásához szükséges energiamennyiség a termék életciklusának végén

Esetünkben:

Ef: nem megújítható energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

Es: megújuló energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges

El: a termék életciklusát követő ártalmatlanítás folyamata során keletkezett energiamennyiség

Ec: a termék visszaforgatásához szükséges energiamennyiség a termék életciklusának végén

Ahol:

Nem megújítható energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges:

Az a villamos áram szükséglet, mely a rendszer üzemeltetése szempontjából elengedhetetlen és a nehézfém adszorpciós folyamat fenntartását biztosítja (a rázaton keresztül).

Megújuló energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges:

A kidolgozott technika esetében nem a megújuló energiatermelés- és felhasználás volt a fő szempont, hanem egy alternatív, költséghatékony és környezetbarát nehézfém eltávolítási technika kialakítása. Esetünkben a felhasznált megújuló energiaforrások részaránya abból adódhat, ha a fent említett áram igényt nem villamosenergia formájában, hanem környezetbarát megújuló energiaforrások felhasználásával biztosítjuk. Ilyen megújuló energiaforrás lehet a napkollektorok alkalmazása, melynél fontos kérdés a teljesítmény (vagyis mekkora teljesítményű és hány darab napkollektor szükséges a technika folyamatos üzemeltetéséhez).

A termék életciklusát követő ártalmatlanítás folyamata során keletkezett energiamennyiség:

A termék, melynek az életciklusa a technika szempontjából kulcskérdés, az a csiperkegomba komposzt, mely a nehézfém adszorpciót végzi. Az életciklus ez esetben azt jelenti, hogy a termék rendszerbe történő táplálásától, egészen a nehézfém telítettségi pont eléréséig eltelt időszak. Fontos kérdés a nehézfém telítettség elérésének mérése. Erre a nehézfém mentesítést követően elvezetett tisztított szennyvíz nehézfém tartalmának analitikai kémiai kontrollmérése szolgál. Periodikus szennyvíz mintavételekkel rendszeres kontrollméréseket lehet végezni, melyhez a szennyvíztisztító telepek többségében adott a laboratóriumi háttér (hiszen a szennyvíztisztító telepeken szerves és szervetlen szennyezőanyag tartalomra is kell analitikai méréseket végezni).

A termék életciklusát követő ártalmatlanítás a kidolgozott technika esetében azt jelenti, hogy kémiai vizes mosással a lemosható nehézfém tartalmat eltávolítjuk a rendszerből kivezetett csiperkegomba komposztról, majd ezt követően pirolízissel a maradékanyagot ártalmatlanítjuk. Ezt követően, a termék (jelen esetben az ártalmatlanított csiperkegomba komposzt) visszaforgathatóvá válik a rendszerbe.

A termék visszaforgatásához szükséges energiamennyiség a termék életciklusának végén:

A nehézfémekkel telített csiperkegomba komposztot ártalmatlanítást (nehézfém mentesítést) követően vissza lehet forgatni a rendszerbe, és a komposzt telítődési pontjáig újra felhasználható. Fontos meghatározni, hogy hány ártalmatlanítás-visszaforgatás ciklus lehetséges, vagyis hányszor használható fel újra a csiperkegomba komposzt a nehézfém adszorpcióra. A nehézfém mentesítés szempontjából ez jelenti a körkörösség biztosítását. Ugyanakkor a már vissza nem forgatott csiperkegomba komposzt hulladékként jelentkezhet a rendszerben, melynek mennyiségét minimalizálni kell. A kidolgozott technika hulladéktermelését nem lehet nullára redukálni, mivel az elhasználdott csiperkegomba komposzt előbb vagy utóbb hulladékként fog jelentkezni.

A települési szennyvizek tisztítása során alkalmazott nehézfém eltávolítási technikák közül potenciálisan BAU-nak (*Business As Usual*) tekinthetjük a mikrobiológiai megkötést, a koagulációs, a flokkulációs és a kicsapatasos eljárásokat. A szennyvizek nehézfém tartalmának eltávolítására leggyakrabban alkalmazott eljárásokat másképp is csoportosíthatjuk (ÖLLŐS, 1995; LIGETVÁRI, 2008):

- Rosszul oldódó csapadékok formájában történő leválasztás (hidroxidok, szulfidok stb.)
- Ún. szelektív membránok segítségével történő elválasztás és sűrítés (a membrántechnikás tisztítási eljárásokat egyre gyakrabban alkalmazzák települési szennyvíztisztításban)
- Ioncserés eljárások, szelektív ioncserélőkkel
- Elektrokémiai leválasztási eljárások

Bármelyik nehézfém eltávolítási technikáról is beszélünk, általánosságban véve elmondható, hogy a cél a gazdaságos és biztonságos üzemeltetés, valamint a folyékony halmazállapotú hulladékok termelődésének minimalizálása (LIGETVÁRI, 2008). A jelenleg alkalmazott nehézfém eltávolítási módszerek közül BAU-ként jelöltem meg a tölteten adszorbeáló nehézfém mentesítő rendszert. Választásom oka, hogy nem csak széles körben alkalmazott eljárás, hanem a rendelkezésre álló technikák közül a legmagasabb hatásfokkal dolgozik, így összehasonlítható az általam kifejlesztett technika hatásfokával és adszorbeáló mechanizmusával. Az így kiválasztott BAU rendszer működésének lényege, hogy nagy hatásfokkal képes eltávolítani a szennyvizek oldott vagy oldatlan formában jelenlévő nehézfém tartalmát. A berendezés egy speciális katalitikus töltetet tartalmaz, mely elősegíti, illetve gyorsítja a nehézfém ionok reakciójához szükséges oxidációs folyamatokat és az így keletkező csapadékmennyiséget is növeli. A nehézfém mentesítés során telítődött adszorpciós közeget (szűrőanyagot) intenzív ellenáramú vizes mosással regenerálják.

A kiválasztott BAU rendszer hátrányait az alábbiakban látom:

- Vegyszerigényes folyamat, mely az oxidációs közeg fenntartásában jelentkezik. A vegyszerek ebben az esetben állandó másodlagos nyersanyagigényként mutatkoznak
- A katalitikus töltet mesterséges anyag, mely előállításának nyersanyag- és energiaigénye van (szemben az általam kifejlesztett technikával, melynek minimális komposztálási nyersanyagigénye van, és a folyamathoz szükséges energiát a rendszer a komposzt érési fázis során saját maga – mikroorganizmusok által – termeli meg hőenergia formájában)
- A rendszer működésének legfontosabb eleme, hogy a nehézfém kicsapatas okán kémiai csapadékmennyiség keletkezik, mely kvázi hulladékként definiálható, mivel nem újrahasznosítható, és nem vezethető vissza a rendszerbe

- A folyamatosan képződő csapadékmennyiség (~hulladék) miatt a tisztítási folyamat nem körkörösíthető!
- Mivel nem cirkuláris, hanem lineáris rendszerről beszélünk, így a rendszer csak akkor működtethető fenntartható módon, ha folyamatosan biztosítjuk a primer nyersanyag utánpótlását, és a keletkező hulladékot (kémiai csapadék, mely a nehézfémeket tartalmazza komplex formában) folyamatosan elvezetjük a rendszerből, hogy az eltömődést és a folyamat leállítását megakadályozzuk.

A ΔCEV számításhoz szükséges CEV_{BAU} meghatározás során, vizsgáltam a kiválasztott alapeljárás nyersanyag- és energiaigényét. Az input-output oldalakra vonatkoztatva, az alábbi adatok állnak rendelkezésre:

A rendszer optimális működése során jelentkező (nyers)anyagmennyiségek az input és output oldalak tekintetében az alábbiak:

Mp: elsődleges nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges:

Vagyis a katalitikus töltet mennyisége: 5 kg

Ms: másodlagos nyersanyag mennyisége, mely a termék előállításához szükséges:

Vagyis a rendszerre engedhető tisztítandó szennyvíz mennyisége: 50 m³

Md: nem újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén:

Vagyis a katalitikus töltet mennyisége, melyet telítődés után a rendszerből el kell vezetni és regenerálni kell: 5 kg

Mr: újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklus végén:

Vagyis a nehézfém mentesítést követően újrahasznosítható anyagok mennyisége: 0 kg

Fontos megállapítani, hogy a nyersanyagáramok tekintetében egyértelműen látható, hogy a rendszer lineáris volta miatt melyik az a pont, ahol a körkörösítés megghiúsul. Ez a pont az újrahasznosítható anyagmennyiség a termék életciklusának végén, mely a BAU esetében 0 kg. Ennek oka, hogy a rendszerben alkalmazott katalitikus töltet és a kémiai csapadékmennyiség mesterséges anyag, mely a rendszer végső telítődését követően már hulladékként jelentkezik a folyamatban. Nem vezethető vissza a rendszerbe, vagyis a körkörös gazdasági elvhez igazodva, eléri a rendszer azt a fázist, amikor újbóli primer nyersanyag betáplálás szükséges (ez esetben újbóli katalitikus töltet alkalmazása), tehát egy új nehézfém eltávolítási ciklus indul, melynek végén ugyancsak hulladék keletkezik kémiai csapadék, és nem regenerálható katalitikus töltet formájában. A BAU rendszer működése során fellépő energiaáramok (energiamennyiségek) az alábbi adatokkal számszerűsíthető.

Ef: nem megújítható energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges:

Bár a termelési folyamat fenntartásához alkalmazható lenne megújuló energiaforrás is, de a rendszer alapján véve villamosenergia ellátásra van optimalizálva. Ennek értéke: 1,5 kJ

Es: megújuló energiamennyiség, mely a termeléshez szükséges:

Mivel a termelés során nem használnak fel megújuló energiát, így ez az érték 0 J

El: a termék életciklusát követő ártalmatlanítás folyamata során keletkezett energiamennyiség:

A termék életciklusát követően az ártalmatlanítás annyit jelent, hogy a telítődött katalitikus töltetről ellenáramú vizes mosással eltávolítják azon nehézfémeket, melyek másodlagos kémiai kötésekkel, aránylag gyengén kapcsolódnak a töltethez. Ebből következik, hogy nem a teljes adszorbeált nehézfém mennyiséget lehet eltávolítani, így az ártalmatlanítás végeredményeként nem kapunk tiszta kémiai katalitikus töltetet, hanem egy nehézfémekkel bizonyos mértékig terhelt hulladék marad vissza. A kémiai csapadékmennyiség, mely a rendszer működése során keletkezik, és a módszer „természetes” velejárója, szintén hulladék. A termék életciklusát követő bizonyos mértékű ártalmatlanítása során keletkezett energiamennyiség (mivel az ártalmatlanítás energiabefektetést igényel, és a csapadék valamint a katalitikus töltet ártalmatlanítása során nem szabadul fel számottevő energiamennyiség) 0 J

Ec: a termék visszaforgatásához szükséges energiamennyiség a termék életciklusának végén:

Mivel lineáris a rendszer, így nem beszélhetünk visszaforgatásról, vagyis ez az érték 0 J

A rendelkezésre álló adatok alapján, a korábban felírt *eq3* egyenletet az alábbiak szerint határozhatjuk meg a $CEV\%_{BAU}$ számításához:

$$CEV\%_{BAU} = 100 - \left(\frac{\left(\frac{5}{5+50} + \frac{5}{0+5} \right) + \left(\frac{1,5}{1,5+0} + \frac{0}{0+0} \right)}{4} \right) \times 100$$

Az *eq5* egyenlet kiszámításával megkapjuk a CEV_{BAU} értéket (vagyis a BAU technológia körkörös gazdasági értékét), ami: $CEV\%_{BAU} = 47,7\%$

Ahhoz, hogy az *eq3* egyenletet felhasználva felírassuk az általam kifejlesztett technológia $CEV\%_{Scen}$ számítását is, meg kell adni a módszer energiamennyiségeit is. Erre vonatkozóan pontos adatok még nem állnak rendelkezésre, mivel az energiaviszonyok számszerűsítéséhez elengedhetetlen a technológia pontos műszaki gyakorlati kialakításának meghatározása (amit az értekezés végén javaslatként megfogalmazok a további kutatásokra vonatkozóan). Ennek hiányában

az anyagáramok alapján számított CEV értékek összehasonlítása lehetséges, mellyel megmutatható a kifejlesztett technológia és a BAU közötti különbség.

4.7 Orientációs vizsgálatok az anyagáramok CEV értékei alapján

Az orientációs vizsgálatok lényege, hogy a kidolgozott technológia tekintetében meghatározzuk azokat a sarokpontokat, melyek alapján eldönthető, hogy az új fejlesztés gazdasági-technológiai szempontból kedvezőbb, mint az általánosan elfogadott és használt BAU technika. Mivel doktori munkám a technológiai elméleti és alaptechnikai kidolgozására fókuszált, így még nem került sor prototípus műszaki kidolgozására és a kivitelezés pontos meghatározására. Az orientációs vizsgálatok és az anyagáramokra vonatkoztatott CEV értékek számítása segítséget nyújt a későbbi gyakorlati technológiai kialakítás megtervezésében és a további műszaki paraméterek meghatározásában.

A 4.6 fejezetben kiszámított $CEV\%_{BAU}$ érték alapján felírható a BAU anyagáramokra vonatkoztatott CEV értéke is. Ez azért fontos, mert így az általam kidolgozott új technológiai (alternate scenario) összehasonlíthatóvá válik a kiválasztott BAU technikával.

A BAU-ra vonatkoztatott teljes CEV% érték 47,7%. Ennek az értéknek része a BAU esetében rendelkezésre álló energiaáramok mérlegelése is. Amennyiben a $CEV\%_{BAU}$ -t az energiamérleg nélkül számítjuk ki, a módosított érték ($CEV\%_{BAU(mod)}$) a következő lesz:

$$CEV\%_{BAU(mod)} = 100 - \left(\frac{\frac{5}{5+50} + \frac{5}{0+5}}{2} \right) \times 100$$

A kiszámított érték: $CEV\%_{BAU(mod)} = 45,5\%$

Mivel a BAU lineáris voltát az energiaáramok tükrözik, a módosított CEV% képlet alapján kapott szám nem közvetíti a körkörösíthetőség teljes értékét. Ugyanakkor csak ez a módosított CEV% érték hasonlítható össze az általam kifejlesztett technológiával, mivel a CEV_{Scen} esetében még nem kerültek meghatározásra a műszaki kialakításhoz kapcsolódó energiaforgalmi értékek.

A $CEV\%_{SCEN}$ számolása a $CEV\%_{BAU}$ esetéhez igazodva, szintén módosított képlet alapján – az anyagáramokra vonatkoztatva – történik, hogy a kapott eredmények összehasonlíthatók legyenek.

$$CEV\%_{Scen(mod)} = 100 - \left(\frac{\frac{1}{1+3} + \frac{0}{1+0}}{2} \right) \times 100$$

A fenti módosított egyenlet kiszámolásával kapott érték: $CEV\%_{Scen(mod)} = 87,5\%$

Az értékek összehasonlításával fontos következtetéseket vonhatunk le. A $CEV\%_{BAU(mod)} = 45,5\%$ és a $CEV\%_{Scen(mod)} = 87,5\%$ közötti különbséget az adja, hogy a kifejlesztett technika (*Scen*) esetében a termék életciklusának végén újrahasznosítható anyagmennyiség megegyezik a primer nyersanyag anyagmennyiségével, mivel a csiperkegomba komposzt teljes egészében újrahasznosítható, természetes primer nyersanyagnak minősül. Az újrahasznosíthatóság kérdése fontos a körkörösség vizsgálatánál, és segítséget nyújt az energiamérleg (energiaáramok) későbbi meghatározásához is.

A kapott két módosított $CEV\%_{mod}$ érték alapján, felírható a módosított ΔCEV_{mod} képlet is.

$$\Delta CEV_{mod} = CEV_{Scen(mod)} - CEV_{BAU(mod)}$$

$$\Delta CEV_{mod} = 87,5 - 45,5$$

Tehát a módosított ΔCEV számítással kapott érték: $\Delta CEV_{mod} = 42,0\%$.

Az eredmény alapján önmagában nem vizsgálható a teljes körkörös gazdasági érték (ΔCEV), ugyanakkor megállapítható, hogy már az anyagáramok tekintetében jelentős különbség mutatkozik a BAU módszer, és az általam kifejlesztett módszer között. A BAU esetében jelentkező eltérést az is adja, hogy a technikához használt adszorpciós közeg mesterséges kémiai anyag, mint ahogyan a keletkezett csapadék is, melyek összességében hulladékként jelentkeznek a rendszerben. Az új technika esetében viszont bármely komposztáló telepen előállítható természetes adszorpciós közegről beszélhetünk, mely regenerálható, és az életciklus végén nem hulladékként jelentkezik, hanem energetikailag hasznosítható terméként. Ez utóbbi pont az egyik lényeges eltérés a két technika között.

A kidolgozott technika esetében az életciklus végére ért és kimerült csiperkegomba komposzt energetikai hasznosíthatóságának vizsgálata további kutatási program része lehet. Ugyanakkor megállapítható, hogy energetikai hasznosíthatósága más tudomány területeken kutatott már lehetőség, melynek eredményeit össze kell vetni az itt alkalmazott módszer speciális körülményeivel.

Ezek a körülmények az alábbiak:

- Szakaszos szennyvíz előntés terheli a rendszert, így a csiperkegomba komposztot is
- A szennyvíz előntésnek köszönhetően, a rendszerből elvezetett, életciklusa végére ért komposzt minimális (kémiaailag kötött) víztartalommal rendelkezik, melyet az energetikai hasznosítást során figyelembe kell venni
- A rendszerre vonatkoztatott energiaáramokat és a $CEV\%_{Scen}$ értéket csak akkor tudjuk pontosan megadni, ha a vizsgálatokat a víztelenített komposztra vonatkoztatva végezzük

Miután a műszaki kialakítás pontos meghatározása, és így egy prototípus is rendelkezésre áll, meg lehet határozni az optimális működéshez szükséges energiaáramokat, illetve ki lehet alakítani a megújuló energiával történő működtetés műszaki feltételeit is. Ennek következtében a kidolgozott új nehézfém adszorbeálási technika körkörös gazdasági értéke tovább javítható.

4.8 A kidolgozott technika SWOT adaptációjának eredményei

Az eredményeim alapján SWOT analízist végeztem, melynek segítségével a technika erősségeit (strengths), gyengeségeit (weaknesses), a lehetőségeket (opportunities), illetve a technikára vonatkozó kockázatokat (threats) tudtam azonosítani. A 27. ábrán az elkészített SWOT analízis látható.



27. Ábra. A kidolgozott technika SWOT analízisének eredményei (saját szerkesztés)

Az 27. ábrán feltüntetett információkat részletesen kifejtve, áttekinthetővé válik a technika működtetésének feltételrendszere.

Erősségek:

A technikához használt csiperkegomba komposzt természetes adszorbensnek minősül. Azért fontos ezt kiemelni, mert számos mesterséges adszorbenssel végeznek vizsgálatokat, ugyanakkor ezek nehezebben hozzáférhetőek, illetve gyártási költséggel is számolni kell. Az értekezésemben bemutatott technika azonban természetes komposztot használ, ami a legtöbb magyarországi komposzt telepen elkészíthető, sőt, kis léptékben akár házi (kerti) körülmények között is elérhető.

Mérési eredményeimmel bizonyítottam a technika adszorpciós hatékonyságát, illetve kimagasló hatásfokát is (97-98%).

A nehézfém adszorpciót követően, a csiperkegomba komposzt regenerálása is lehetővé válik, így adszorpciós közegként többször is felhasználható. A regenerálás egyik lehetséges iránya az ellenáramú vizes mosás, mellyel el tudjuk távolítani a vízmosható nehézfém tartalmat a komposzt felületéről, így újra hasznosítható kötőhelyeket tudunk biztosítani.

Az új technika bizonyítottan mérsékeli a felszíni vizekben megjelenő nehézfémek környezeti és humán egészségügyi kockázatát. Ennek oka, hogy a kimagasló adszorpciós hatásfok miatt nincs számottevő nehézfém a tisztított szennyvízben, így a felszíni vízfolyásokba vezetve nem történik feldúsulás.

Vizsgáltam a technika beilleszthetőségét a meglévő szennyvíztisztítási technológiai sorba. Arra az eredményre jutottam, hogy önálló technológiai körként összekapcsolható a tisztítórendszerrel, így a technika alkalmazása nem okoz fennakadásokat a szennyvizek tisztításában.

Gyengeségek:

A kidolgozott technika műszaki kialakítása még nem történt meg, vagyis üzemi körülmények közötti vizsgálatra és prototípus kialakítására még nem volt lehetőség. Erre azért lenne szükség, hogy meg lehessen határozni a laboratóriumi körülmények közötti mérési eredmények és az üzemi technológiai paraméterek közötti különbségeket. A technika pontosítása érdekében erre mindenképpen szükség lenne.

A kidolgozott technikához kapcsolódóan megtörtént a CEV kalkuláció, melyet az anyagáramokra vonatkozóan adtam meg. Ennek az volt az oka, hogy a teljes CEV kalkuláció részét képező energiaáramok csak az üzemi technológiai kialakítást követően adhatók meg pontosan. Amennyiben az üzemi kialakítás megtörténik, pontos energiaáramokkal lehet számolni, és meg lehet határozni a teljes CEV értéket.

Lehetőségek:

Lehetőség van az adszorbens többszöri regenerálására (a technika jellegéből fakadóan). Ugyanakkor ez véges lehetőség, így a többszöri regenerálást követően, szükségessé válik az

adszorbens valamilyen formában történő kezelése. Erre az újrahasznosítás ad lehetőséget. Mivel az újrahasznosítandó adszorbens egy biológiai-kémiai közeg (nehézfém szennyezett csiperkegomba komposzt), körültekintően kell eljárni a hasznosítás során. Egyrészt víztelenítésre is szükség van, mivel az adszorbens a folyamat során valamekkora vízmennyiséget mindenképpen fel fog venni. Ezt követően, az újrahasznosítás következik, melyre a pirolízis nyújt lehetőséget. A pirolízis során, a magas szerves anyag tartalmú hulladékokból, hő hatására végbemenő kémiai lebontás útján, különböző végtermékeket kapunk. Ezek a pirolízisgáz, a pirolíziskoksz (szilárd végtermék), valamint a folyékony termékek (pl. szerves anyagokat tartalmazó lebontási víz). A pirolízis 450°C és 1200°C között megy végbe, és a végtermékeket energetikai úton (mint energiahordozókat) hasznosítani lehet. Az általam kidolgozott technika esetében, a nehézfémekkel szennyezett csiperkegomba komposzt alkalmas lehet pirolízissel történő újrahasznosításra, mivel magas szervesanyag tartalommal rendelkezik. A hőbontás során keletkező pirolízisgázt mindenképpen alkalmasnak találom energiahordozóként történő hasznosításra.

Lehetőségként kell számba venni a technika energiamérlegének optimalizálását, az energiaáramok meghatározását. A SWOT analízis során a gyengeségek egyik részeként említettem az energiaáramok számszerű ismeretének hiányában történt módosított CEV kalkulációkat. Ez ugyanakkor egyben lehetőség is, hiszen az üzemi kialakítással nyert energiaáram adatok birtokában, számszerűsíthető a folyamat energiamérlege, lehetőség van a folyamat egyes fázisainak optimalizálására, mely változások az energiamérleg adataiban is jelentkeznek (nyomon követhetők). Tehát a kidolgozott technikában rejlő lehetőség az energiamérleg optimalizálása és az energiaáramok számszerűsítése, így a teljes CEV kalkuláció elvégzése.

Kockázatok:

Az egyik legfontosabb kockázati tényező a folyamatosan változó szennyvízterhelés. Természetesen, a szennyvíztisztító telepek esetében meghatározzák azt a szennyvíz mennyiséget, amit a telep naponta fogadni tud és tisztítani képes. A kidolgozott technikára nézve az olyan szennyvízmennyiség-változás is problémát jelenthet, ami a szennyvíztelep szempontjából még nem releváns. Az adszorbensen jelentkező, folyamatosan változó szennyvízterhelés eltérő nehézfém koncentrációkat is jelent, ami a technika határfokának bizonyos határok közötti ingadozását is jelenti. Éppen ezért, az üzemi kialakítás során, meg kell határozni azt a minimális és maximális szennyvízmennyiséget, amellyel a rendszert terhelni lehet - az üzemszerű működés veszélyeztetése nélkül.

Kockázati tényezőként határoztam meg a kiugró nehézfém tartalom kezelésének kérdését is. Ezt azonban feltételesem soroltam a SWOT analízis kockázati tényezői közé, mivel a kidolgozott technika az 1000 mg/dm³ nehézfém koncentrációt is képes kezelni. Az ennél magasabb koncentráció

tartományban nem születtek vizsgálatok (mivel csak környezeti havária esetén jelentkezik ennél számottevően magasabb nehézfém tartalom). Ugyanakkor egy esetleges extrém környezetszennyezés során jelentkező kiugróan magas (1000 mg/dm³ értéknél magasabb) nehézfém koncentrációt a rendszer még nem tud jó hatásfokkal kezelni.

4.9 Hipotézisek vizsgálata és értékelése

Igazodva az 1.2 fejezetben megfogalmazott hipotéziseimhez, az alábbiakban a hipotézis vizsgálataim eredményeit mutatom be.

HIPOTÉZIS 1.

A rázatásos nehézfém adszorbeálásnak köszönhetően, magas hatásfokkal csökkenthető a kommunális szennyvizek nehézfém koncentrációja.

Vizsgálataim eredményeimmel bizonyítottam, hogy hipotézisem megvalósult, vagyis a kidolgozott nehézfém eltávolítási technika alkalmas arra, hogy kiemelkedő hatásfokkal csökkentse a kommunális szennyvizek nehézfém tartalmát. Kémiai analitikai méréseimmel számszerűen is **igazoltam** ezt a hipotézist.

HIPOTÉZIS 2.

Az általam kifejlesztett módszer beilleszthető az urbanizációs tendenciákkal párhuzamosan fejlődő szennyvíztisztítási eljárások sorába.

Vizsgálataim eredményei alapján, kijelenthető, hogy a kidolgozott technika alkalmas arra, hogy hatékonyan, üzemi körülmények között is alkalmazható legyen települési szennyvizek nehézfém mentesítésére. Ugyanakkor fontos kérdés, hogy a technika miként illeszthető be a meglévő szennyvíztisztítási technológiai sorba. Erre vonatkozóan is végeztem vizsgálatokat, melyek eredményeként meghatároztam a technológiai soron belüli helyet. Megállapítottam, hogy a technika alternatív tisztítási technológiai ágaként történő alkalmazása esetén, a mechanikai (fizikai) tisztítási fázist követően, és a biológiai tisztítási fázist megelőzően, hatékony üzemi alkalmazás válik lehetségessé.

A kijelölt alternatív tisztítási technológiai ág pontos helyét a 25. ábra mutatja be. Látható, hogy nem csupán a pontos beillesztés helyére tettem javaslatot, hanem arra vonatkozóan is, hogy a rendszerbe visszakerülő komposzt mennyiség kiküszöbölésére javasoltam a használt csiperkegomba komposzt elvezetését is.

Elmondható, hogy a második hipotéziseben megfogalmazott állítást vizsgálataim eredményeimmel és javaslataimmal bizonyítottam, ugyanakkor a pontos üzemi kialakítási kérdések

további vizsgálatokat igényelnek. Ennek alapján kijelenthetem, hogy a második **hipotézisem részben igazolt.**

HIPOTÉZIS 3.

Kutatásom eredményeként egy olyan alkalmazható módszer kidolgozása várható, mellyel a nehézfém koncentráció csökkentésének köszönhetően, a tisztított vizek környezeti és humán egészségügyi kockázata jelentősen mérsékelhető.

A kidolgozott alternatív nehézfém eltávolítási technika kimagasló hatásfokkal képes csökkenteni a települési szennyvizek nehézfém tartalmát. Eredményeimmel igazoltam, hogy nagyságrendekkel csökkenthető a nehézfém koncentráció. Eredményeimet a hatályos jogszabályok által előírt nehézfém határértékekhez viszonyítva kijelenthetem, hogy egyik vizsgált nehézfém esetén sem éri el a környezeti szennyezettségi és a humán egészségügyi határértéket a vizsgált anyagok mennyisége. Ez alapján elmondható, hogy a hipotézisben megfogalmazott állítás **igazoltnak tekinthető.**

HIPOTÉZIS 4.

Meghatározható egy olyan üzemi kialakítás, mely a nehézfém eltávolítási módszer gyakorlatban történő alkalmazhatóságát elősegíti.

A negyedik hipotézisben megfogalmazott állítást **egyelőre nem tekinthetem igazoltnak.** Ennek oka, hogy a szennyvíztisztítási technológiai sorba illeszthetőségre vonatkozóan végeztem vizsgálatokat, a pontos üzemi technológiai kialakítás meghatározása későbbi vizsgálatokat igényel. Azt mindenesetre kijelenthetem, hogy a laboratóriumi körülmények között kidolgozott technika feltételezhető, hogy sikeresen megvalósítható a gyakorlatban, mivel a technika során alkalmazott csiperkegomba komposzt, valamint a nehézfémekkel terhelt települési szennyvizek mind rendelkezésre állnak valós körülmények között is.

HIPOTÉZIS 5.

Meghatározható a technika körkörös gazdasági jellege, megadható a körkörös gazdasági érték (CEV), valamint definiálható a CEV érték számolás képletének további módosítási iránya.

Módosított CEV képlet segítségével meghatároztam a kifejlesztett technika körkörös gazdasági jellegét és körkörös gazdasági értékét. Ez által bizonyíthatóvá vált a módszer gazdasági szempontú újszerűsége is. Javaslatokat fogalmaztam meg a technika CEV képletének további módosítására, melyet a későbbiekben a biológiai ciklust alkalmazó technikák körkörös gazdasági érték vizsgálatánál alkalmazni lehet.

Ez alapján elmondható, hogy a hipotézisben megfogalmazottakat bizonyítottam, így az állítás **igazoltnak tekinthető**.

A hipotézis vizsgálataim során megfogalmazottakat a 25. táblázat összefoglaló módon mutatja be. A fentiekben leírtak alapján, az egyes hipotézisek után az *igazolt*, a *részben igazolt*, vagy a *még nem igazolt* állítást tüntettem fel.

25. Táblázat. A hipotézis vizsgálatok eredményei (saját szerkesztés)

Hipotézis száma	Hipotézis vizsgálat eredménye	
<i>Hipotézis 1.</i>	Igazolt	✓
<i>Hipotézis 2.</i>	Részben igazolt	-----
<i>Hipotézis 3.</i>	Igazolt	✓
<i>Hipotézis 4.</i>	Még nem igazolt	✗
<i>Hipotézis 5.</i>	Igazolt	✓

Összességében elmondható, hogy az 1.2 fejezetben megfogalmazott hipotéziseim vizsgálatánál három hipotézist teljes egészében, míg egy hipotézist részben sikerült igazolnom. Mindösszesen egy hipotézist nem tudtam igazolni, mivel várhatóan a későbbiekben kerülhet sor az üzemi technológiai kialakításra, így a H4. hipotézis teljes körű vizsgálatára ezt követően mindenképpen érdemes visszatérni.

5. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Kidolgozásra került egy új, gombakomposztra alapozott adszorpciós technika a szennyezett vizek nehézfém tartalmának csökkentésére. Erre egyedi új adszorpciós közeget, a csiperkegomba komposztot használtam, mely eljárás során, a rázatásos módszert alkalmazva, a szennyvízben lévő nehézfém tartalom kiemelkedően magas hatásfokkal adszorbeálható.

Bizonyítottam, hogy a csiperkegomba komposzt megfelelő adszorpciós kapacitással rendelkezik ahhoz, hogy a szennyezett vizek még 1000 mg/dm^3 koncentrációjú nehézfém tartalmát is jelentős hatásfokkal adszorbeálja. Megállapítottam, hogy a csiperkegomba komposzt adszorpciós közegnek kifejezetten alkalmas.

Az volt a célom, hogy a szakirodalmi ismeretek birtokában, egy olyan új technikát dolgozzak ki, mely az adszorpció szempontjából kedvező, mivel növeli az adszorpcióban részt vevő felület százalékát, illetve csökkenti az adszorpció időtartamát.

A technika végrehajtásához szükséges körülményeket vizsgálataim során megadtam: ez a rázatási időtartam, a rázatási fordulatszám, a rázatott csiperkegomba komposzt és nehézfém tartalmú törzsoldat aránya, valamint meghatároztam az adszorpció sikerességének ellenőrzése érdekében elvégzendő további feladatokat (roncsolás, műszeres analitikai mérés). A rázatásos technikával történő adszorpció azért tekinthető új tudományos eredménynek, mert a pontos kidolgozásnak és beállításoknak köszönhetően, jelentős mértékben javítja az adszorpciós közeg kapacitását, és csökkenti az adszorpciós időt. Az adszorpciós kapacitás javítását azzal értem el, hogy a folyamatos rázatásnak köszönhetően, a folyadék minta nehézfém tartalma folyamatosan érintkezik az adszorpciós közeg (csiperkegomba komposzt) teljes felületével, így az adszorpció nem fog leszűkülni a felület bizonyos mértékére, hanem egyenletesen eloszlik az adszorpciós felületen.

A Dewar edényekben elvégzett komposztálási kísérlet során képződött csiperkegomba komposzt adszorpciós kapacitása nem mutatott szignifikáns különbséget a komposztáló telepen mintavételezett csiperkegomba komposzt kapacitásához képest. Ennek köszönhetően, a későbbiekben Dewar edényekben bármikor elvégezhető a csiperkegomba komposzt készítése, így a vizsgálatokhoz reprodukálható összetételű komposzt használható fel, vagyis az adszorpció reprodukálhatóan elvégezhető.

2. Bizonyítottam a vizsgált egyes nehézfémek (Cd, Mn, Zn, Cu) kombinálása esetén jelentkező eltérő adszorpciós hajlandóságot, mely során egyértelműsítettem, hogy az általam alkalmazott új adszorpciós technológiai eljárás (gombakomposzttal történő adszorpció) során is jellemzőek azok a kombinációs előnyök, amelyek más adszorpciós eljárásoknál is növelik a megkötés határfokát.

Bizonyítottam azt a szakirodalmi megállapítást, hogy a különböző nehézfémek egyidejű együttes tartózkodás esetén befolyásolják egymás adszorpciós képességét (GERNER, GRÖBL, 2014; BAGHER et al., 2017). A kombinált nehézfém tartalmú törzsoldatok alkalmazásánál az egyes nehézfémek egymás melletti viselkedését (vagyis az adszorpció határfokát) befolyásolja a nehézfémek kombinációja. Az egyes nehézfémek adszorpciója eltérő a szimpla és a kombinált tartalom esetén. Ennek az lehet az oka, hogy a nagyobb méretű ionok kiszorítják a kisebbeket, így azok adszorpciója sok esetben jelentéktelen is lehet. Ugyanakkor a hármas nehézfém kombináció esetén, a szakirodalmi adatokkal (WANG et al., 2013) ellenkezőleg, a nehézfémek egymáshoz viszonyított adszorpciója nem mutatott szignifikáns különbséget. Ezzel meghatároztam, hogy az 1000 mg/dm³ nehézfém koncentrációjú oldatok esetén az adszorpciót nem befolyásolja, ha három nehézfém tartózkodik egyszerre az oldatban. Az adszorpció mértéke az adszorpciós közegen múlik.

3. Menedzsmenti és társadalmi szempontból kijelenthető, hogy a gombakomposzttal történő adszorpciós eljárás kiemelkedően magas határfoka miatt, hatékonyan mérsékelhetők (alacsony kockázati osztályba sorolhatók) a nehézfémek okozta humán egészségügyi valamint környezeti kockázatok. Eredményemet kockázatmenedzsment-elemzéssel sikerült bizonyítanom.

A környezeti kockázatmenedzsmenti vizsgálataim során alkalmazott Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Modellel bizonyítottam, hogy környezeti kockázati szempontból az *alacsony* kockázati osztályba sorolható a kidolgozott nehézfém adszorpciós technika. Ezzel azt is bizonyítottam, hogy a hipotézisnek megfelelően, a technika alkalmazásával elért adszorpciós határfok eredményeként nem jelentkezik releváns környezeti kockázat.

A nehézfémek humán egészségügyi kockázata ismert tény, ugyanakkor a kockázat mértéke nagyban függ a nehézfém környezeti koncentrációjától. Kidolgozott módszeremmel sikerült 97-99%-os adszorpciós határfokot elérnem, így ezzel párhuzamosan bizonyítottam módszerem alkalmasságát a nehézfémek humán egészségügyi kockázatának csökkentésére. Módszerem nem csupán a szennyvíztisztítási technológiai sorban (egy alternatív tisztítási sor kialakításával) alkalmazható sikerrel, hanem ebből kifolyólag a tisztított szennyvíz nehézfém koncentrációja is alacsonyabb lesz,

mint a jogszabályilag előírt határérték. Mivel az alacsony nehézfém koncentráció esetén csökken a tisztított szennyvíz nehézfém tartalmának környezeti eredetű feldúsulása, a humán egészségügyi kockázat is várhatóan kisebb lesz.

4. Meghatároztam a kifejlesztett technológiai eljárás Körkörös Gazdasági Értékét (CEV), valamint kidolgoztam egy új (módosított) gazdasági érték kalkulációt, melynek eredménye alapján bizonyítható, hogy az új eljárás kiemelkedően kedvező hatással van az anyagkörforgás fenntartásának növelésére.

A vizsgálataimmal kifejlesztett és analitikailag bizonyítottan működő új nehézfém eltávolítási technikát összehasonlítottam az általánosan alkalmazott (és elfogadott) – vagyis BAU – technika körkörös gazdasági jellemzőivel. Ennek során meghatároztam, hogy az új technika milyen körkörös gazdasági értékkel rendelkezik. Az anyagáramok tekintetében meghatároztam a technika működésének alapfeltételeit, valamint bizonyítottam a technika cirkuláris gazdasági jellegét.

Javaslatokat fogalmaztam meg az új technika körkörös gazdasági vizsgálatának további lépéseire, melynek fontos része az energiaáramok meghatározása is, mintegy alátámasztva az új technika gazdaságfejlesztési újszerűségét. Továbbá javaslatokat fogalmaztam meg az eddig alkalmazott CEV (körkörös gazdasági érték) képlet továbbfejlesztésére is, melyben az energiaáramok módosításai is megjelennek.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Vizsgálati eredményeimmel bizonyítottam, hogy a csiperkegomba komposztok felületén történő nehézfém adszorpció működőképes módszer a nehézfém tartalom csökkentésére. Ugyanakkor az általam eddig vizsgált nehézfém koncentrációkban még nem lehetett meghatározni az adszorpció maximumát. Ennek alapján arra következtetek, hogy az adszorpció maximuma 1000 mg/dm^3 -nél nagyobb koncentrációban fog jelentkezni. Nem csupán a nehézfém koncentráció számít az adszorpció során, hanem a nehézfémek szimpla oldata illetve kettes és hármas kombinációja is. A kombinált nehézfém tartalmú törzsoldatok esetében azért volt eltérő az adszorpció a szimpla tartalmú oldatokhoz képest, mert az egyes nehézfémek adszorpciós képessége annak is függvénye, hogy milyen más nehézfémek vannak még az oldatban. Vagyis több nehézfém egyidejű tartalma esetén az adszorpciót a nehézfémek egymáshoz viszonyított viselkedése határozza meg. A mérések számszerű eredményéből arra lehet következtetni, hogy egyes nehézfémek adszorpciója időben hamarabb következik be, így az oldatban lévő többi nehézfém adszorpciója már korlátozottá válik.

Az egyes nehézfémek eltérő adszorpciója tekintetében, érdemes összehasonlítást végezni eredményeim és WANG et al. (2013) kutatásai között. Míg a kutatási tapasztalatom szerint az egyes nehézfémek adszorpciója eltérő a szimpla és a kombinált törzsoldatok esetén, addig WANG et al. (2013) arra mutatott rá, hogy az egyes nehézfémek közötti megoszlás az adszorpció során jelentéktelen. Kutatásaim azt igazolták, hogy a nehézfémek adszorpciós mértékének megoszlása az adszorpciós közegen múlik. A munkám során alkalmazott csiperkegomba komposzt speciális anyag, így a nehézfémekre vonatkozó szelektivitása erősen befolyásolja az adszorpció mértékét. MOHEE és SOOBHANY (2014) munkájukban kitérnek a nehézfémek adszorpciós tulajdonságaira is. Megemlítik, hogy a nehézfémek általában jó adszorpciós tulajdonsággal rendelkeznek, különösen a Mn, Cu, Cd és Zn. Amennyiben ezt összehasonlítom kutatási eredményeimmel, elmondhatom, hogy a MOHEE és SOOBHANY (2014) által említett különösen jó adszorpciós tulajdonsággal rendelkező nehézfémek csoportját én is igazoltam, mivel az általam vizsgált koncentráció tartományban kimondottan jó hatásfokú adszorpciót tapasztaltam. Nehézfém választásomat támasztja alá QUAN et al. (2007) vizsgálata is, mely szintén az Mn, Cu, Cd és Zn magas arányát és jó adszorpciós tulajdonságát bizonyította az általuk vizsgált környezeti mintákban.

Kutatásom egy olyan új nehézfém eltávolítási technikát mutat be, mely sikeresen lehet alkalmazni a szennyvíztisztításban gyakorlati, üzemi körülmények között is. A kifejlesztett módszer a rázatásos technika, mely segíti a nehézfémek adszorpcióját a csiperkegomba komposztok felületén. Ugyanakkor, mint minden új módszer, ez is tovább fejleszhető.

Nehézfém adszorpcióval kapcsolatos további analitikai vizsgálati irányok, lehetőségek

- Mivel az 1000 mg/dm³ koncentráció értéknél az adszorpció hatásfok 97-98% volt, így mindenképpen szükséges a további koncentráció értékeknél történő vizsgálat, vagyis a koncentráció emelését javaslom
- A koncentráció érték emelését egészen addig kell elvégezni, amíg el nem éri a maximális adszorpció pontot, vagyis amíg az adszorpció hatásfok csökkenni nem kezd
- Az adszorpció vizsgálatokat a többi, eddig még nem vizsgált nehézfém esetében is szükséges elvégezni, mind az eddigi koncentráció értékeknél, mind a megnövelt tartományban
- Amennyiben az összes nehézfémre megtörténtek az adszorpció vizsgálatok, javaslom egy olyan adatbázis létrehozását, mely az egyes nehézfémekre és azok kombinációira ad adszorpció adatokat minden egyes koncentráció értéknél.

A technológia üzemi körülmények közötti műszaki megvalósíthatóságára vonatkozó javaslatok

Nehézfém adszorpció módszerem a szennyvíztisztításban jelent segítséget. Ennek érdekében a továbbiakban az üzemi körülmények közötti megvalósítás következik, melyre a 4.4 fejezetben vázoltam egy lehetséges megoldást. A nehézfém adszorpció helyének pontos meghatározása azért is fontos, mert a csiperkegomba komposztokból az állandó szennyvíz elöntés hatására szerves anyagok kerülnek a rendszerbe. Javaslom, hogy a továbbiakban a szennyvíztisztítási folyamatban történő elhelyezés meghatározása érdekében üzemi vizsgálatok is történjenek. Ez választ adna arra a kérdésre, hogy a laboratóriumban kialakított módszert miként érdemes tovább fejleszteni annak érdekében, hogy üzemi körülmények között is kimagasló hatásfokkal működjön.

Gazdasági és kapcsolt energetikai vizsgálati javaslatok

Javaslom, hogy az eddig számolt körkörös gazdasági érték további módosításával, meghatározásra kerüljön a teljes rendszerre vonatkoztatott CEV érték is, melynek alapfeltétele, hogy a pontos műszaki kialakítást követően a teljes technológiai rendszerre meghatározásra kerüljön a folyamat energiamérlege (input-output oldalra vonatkoztatva). A későbbiekben tervezem, hogy vizsgálatokat végzek a technológiai rendszer megújuló energiaforrásokkal való üzemeltetésére is, hogy teljes egészében függetleníthető legyen a villamos áram hálózattól (ellátástól).

Jelen állapotban kézenfekvő megoldásnak látszik a biogázzal történő működtetés is, hiszen a hazai szennyvíztisztító telepek többségén van biogáz termelés, amivel a szennyvíztelepek saját áramellátását oldják meg (vagy legalábbis annak nagyobbik hányadát fedezik vele).

Távlati energiaellátási megoldásként kínálkozik egy olyan lehetőség is, mely az adszorpciós közegeként alkalmazott csiperkegomba komposztok előállítására alapul. A komposztálási folyamat során, az érési fázis lejátszódásához szükséges hőenergiát a komposztálási rendszer saját maga termeli meg, mikroorganizmusok segítségével. Amennyiben a csiperkegomba komposzt előállítása az adott szennyvíztisztító telepen történik, lehetőség mutatkozik a komposztálás során termelődött hőenergia rendszerbe történő visszaforgatására, mellyel a nehézfém eltávolítási technika energiaellátását lehetne biztosítani. Ezzel párhuzamosan - gazdasági értelemben vizsgálva a lehetőséget - tovább növelhető a kidolgozott technológia körkörös gazdasági (CEV) értéke is.

További vizsgálati javaslatként fogalmazom meg a CEV érték számításának módosítását is. Szükségesnek tartom a CEV képlet olyan irányú kiegészítését, mellyel az energiaáram oldalon nem csupán a hagyományos és megújuló energiaforrások aránya mutatkozik meg, hanem az állandó működtetésből adódó, esetlegesen jelentkező energiapazarlás tekintetében, vizsgálhatóvá válik annak hagyományos/megújuló részaránya is. A nehézfém-tisztítás protokollja így például a biogáztermeléssel összehangolt energiaellátásra alapozva működtethető.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

7.1 Összefoglalás

Napjainkban a kutatás-fejlesztés a környezetvédelmi technológiák terén is kiemelt jelentőséggel bír. A szennyvíztisztítás az egyik olyan fontos szakterület, melyben a szükségszerű a módszerek fejlesztése. Doktori kutatásom témáját azért tartom fontosnak, mert a szennyvizek nehézfém tartalma kiemelten megoldandó környezetvédelmi probléma. Kutatásom célja egy olyan nehézfém tartalom csökkentési módszer kidolgozása volt, amely során egy speciális komposzt fajttal, a csiperkegomba komposzttal válik lehetővé a tisztítás. Módszerem újszerűségét mutatja, hogy egy hatékony technikát dolgoztam ki, ez pedig a rázatásos módszerrel történő nehézfém adszorpció. A csiperkegomba komposztok nem csupán az általános komposzt jellemzőkkel rendelkeznek, hanem olyan kémiai-mikrobiológiai tulajdonságokkal is, melyek alkalmassá teszik ilyen irányú felhasználásra is. A csiperkegomba komposztokkal történő nehézfém adszorpciót az általam kidolgozott rázatási technikával valósítottam meg, így kutatási céljaim bizonyítást nyertek.

A laboratóriumi kutatáshoz előre meghatározott koncentrációban (250 mg/dm^3 ; 500 mg/dm^3 ; 750 mg/dm^3 és 1000 mg/dm^3) nehézfém tartalmú törzsoldatokat készítettem. A nehézfém tartalmat nem csupán szimpla nehézfémeként végeztem, hanem kettes és hármas nehézfém kombinációkat is készítettem. A nehézfém adszorpció érdekében kidolgoztam a rázatásos technikát, ami síkrázógéppel, általam előre kikísérletezett és meghatározott időtartamban és rázatási fordulatszámmal segítette elő a nehézfémek komposzt általi adszorpcióját. A rázatást követően a mintákat leszűrtem majd roncsoltam. Ezt követően ICP-MS segítségével mértem a roncsolt minták nehézfém tartalmát. A kapott koncentrációk a csiperkegomba komposzt által meg nem kötött nehézfémek mértékét mutatta. Vagyis a rázatást követő szűréssel elválasztottam egymástól a komposzt fázist (a megkötött nehézfém tartalmat) és a folyadék fázist (a meg nem kötött nehézfém tartalmat) Az IPC-MS-el mért nehézfém koncentrációk azt mutatták, hogy az adszorpció az általam vizsgált eredeti nehézfém koncentráció tartományban 97-98% hatásfokkal működött. Kutatásom során egy olyan technológiát dolgoztam ki, mely reményeim szerint a jövőben bárhol, bármikor (a szükséges feltételek mellett) elvégezhető.

Ehhez azonban a reprodukálhatóságot kellett bizonyítanom. Ebből a szempontból a kulcskérdés a csiperkegomba komposzt volt. A reprodukálhatóság bizonyítása érdekében, Dewar edényes kísérletet végeztem, amely során a mintázott komposzt telepről a komposztálódás első szakaszában lévő mintákat is vettünk. A Dewar edényes kísérlet során azzal bizonyítottam az adszorpció technológia reprodukálhatóságát, hogy minőségi paramétereiben szignifikáns különbséget nem mutató csiperkegomba komposztot sikerült előállítanom.

Elvégeztem a kidolgozott nehézfém eltávolítási technológia környezeti és humán egészségügyi kockázati elemzését. A kockázatmenedzsmenti vizsgálatok során a „Bajor Egyszerűsített Kockázatbecslési Módszert” alkalmaztam, mely lehetővé teszi a környezettechnikai eljárások objektív elemzését. A módszer egy modellsort alkalmaz, mely három (emissziós, imissziós és transzmissziós) szakaszon keresztül végzett kockázatbecslési eljárást jelent. A kidolgozott gombakomposztos adszorpciós eljárás technológiai paramétereit figyelembe véve, az egyes szakaszokon végighaladva adtam meg a kockázati besorolást. A Bajor módszerhez tartozó „Kockázati osztályba sorolás” tartalmazza azt a szempontrendszert, mely alapján a kidolgozott technológia kockázati értékelésének eredményét megkaptam. Ez alapján, a kidolgozott nehézfém eltávolítási eljárás *alacsony* kockázati besorolású technológiának minősül. Ezzel sikerült bizonyítanom, hogy a kimagasló nehézfém eltávolítási határfok alapján valószínűsített kedvező kockázati besorolás, a Bajor modell alapján valóban alacsony kockázatot takar.

Szükségszerűnek tartottam a kidolgozott technológia gazdasági vizsgálatát is. Ennek oka, hogy a modern környezettechnikai eljárásoknál kiemelt szempont a technológia gazdasági értékelése, a körkörösíthetőség vizsgálata is. Körkörös Gazdasági Érték (CEV) kalkulációkat végeztem, melynek során a technológiai folyamat anyagmérlegének (anyagáramainak) értékeivel számoltam. Mivel a rendszer energiamérlegére még nem állnak rendelkezésre műszaki üzemi paraméterek, így a CEV képletet módosítottam, ami ennek köszönhetően az anyagáramokra vonatkoztatott körköröségi értékeket eredményezett. Annak ellenére, hogy a nehézfém eltávolítási technológia üzemi körülmények közötti kialakítására még nem került sor, az anyagáramokra vonatkoztatott CEV értékek reprezentatívnak bizonyultak a technológia körkörös gazdasági jellegét illetően.

7.2 Summary

Research and development in the field of environmental technologies is one of the most importance today. Wastewater treatment is one of the key areas in which cleaning methods are necessary. The subject of my doctoral research is also novel because the heavy metal content of wastewaters is a very important environmental issue. The purpose of my research was to elaborate a method for reducing the heavy metal content, through which a special kind of compost variety, with caviar sponge, allows composting to be cleansed. The novelty of my method is that I have developed a reduction technology, which was the heavy metal adsorption by the shaking method. Cognac composts have not only the general compost characteristics, but also chemical-microbiological properties that make it suitable for such use. The heavy metal adsorption with the compacts of compacts was realized by the shaking technique I developed, so my research goals were proved.

I prepared a heavy metal stock solution for laboratory research at a predetermined concentration (250 mg/dm³, 500 mg/dm³, 750 mg/dm³ and 1000 mg/dm³). The heavy metal content was not only made for single heavy metals, but also made combinations of two and triple heavy metals. For the purpose of heavy metal adsorption, I developed the shaking technique, that is to say, with the aid of a platinum machine, by means of a predetermined experiment and with the help of a predetermined time and with a shaking speed, the adsorption of heavy metals by compost. After shaking, the samples were filtered and then scraped. Then I measured the heavy metal content of the broken samples using ICP-MS. The concentrations obtained showed the degree of heavy metals not in compost by the clayey bomb. That is, after the shaking the separation between the compost phase (bound heavy metal content) and the liquid phase (unbound heavy metal content) was determined.

The heavy metal concentrations measured with IPC-MS showed that the adsorption in the original heavy metal concentration range 97-98% worked efficiently. During my research, I developed a technology that I hope will be available anywhere, anytime (under the required conditions). To do so I had to prove the reproducibility. From this point of view, the key question was the chicken compote compost. In order to prove the reproducibility, I carried out a Dewar potato experiment in which samples of the composting compost from the sample compost were also taken. During the Dewar pot experiment, I proved the reproducibility of the adsorption technology, that I was able to produce cognac compost that did not show significant difference in its quality parameters.

I have carried out the environmental and human health risk analysis of the researched heavy metal removal technology. In the risk management studies, I applied the "Bayer Simplified Risk Assessment Method", which allows an objective analysis of environmental engineering processes. The method uses a model line that involves a risk assessment procedure through three (emission, imission and transmission) sections. Taking into account the technological parameters of the

elaborated Mushroom Composition Adsorption process, I gave the risk classification throughout the sections. The "Risk Classification" for the Bayer method contains the criteria for obtaining the result of the risk assessment of the developed technology. Based on this, the elaborated heavy metal removal process is considered a low-risk technology. I have been able to demonstrate that this is a very low risk for the Bayer model, which is likely to have a favorable risk rating based on the outstanding heavy metal removal efficiency.

I also considered the economic analysis of the elaborate technology necessary. This is due to the fact that in the field of modern environmental technology, the emphasis is on technology economic evaluation and the study of circularity. I compiled the Circular Economic Value (CEV) calculations, with the values of the material balance (material flows) of the process process. Since there are no technical operating parameters available for the energy balance of the system, I have modified the CEV formula, which has resulted in circularity values for the flow of material. Despite the fact that the heavy metal removal technology has not yet been set up under operating conditions, CEV values for material streams have been representative of the circular economic nature of the technology.

MELLÉKLETEK

M1. Irodalomjegyzék

1. ABBAS, A., HUSSAIN, M.A., SHER, M., IRFAN, M.I., TAHIR, M.N., TREMEL, W., HUSSAIN, S.Z., HUSSAIN, I. (2017): Design, characterization and evaluation of hydroxyethylcellulose based novel regenerable supersorbent for heavy metal ions uptake and competitive adsorption. *Int. J. Biol. Macromol.* 102: 170–180. p.
2. ABDULLAH N.C. (2015): Going Green in Urbanisation Area: Environmental Alternative Dispute Resolution as an Option. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 170: 401-408 p.
3. ABELLA GARCIA A., ORTIZ C., DE PABLOS H.C. (2015): The ecosystem of services around smart cities: An exploratory analysis. *Procedia Computer Science* 64: 1075-1080 p.
4. ABID U., SUN H., MUHAMMAD F.H.M., FAHAD S., YANG X. (2015): Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: A review. *Environmental and Experimental Botany* 117: 28-40 p.
5. ADAMCZUK, A., KOŁODYŃSKA, D. (2015): Equilibrium, thermodynamic and kinetic studies on removal of chromium, copper, zinc and arsenic from aqueous solutions onto fly ash coated by chitosan. *Chem. Eng. J.* 274: 200–212. p.
6. ADORJÁN A. (2016): Slow urban development, the history and the future of Poblenou, 22. district of Barcelona, Spain. *YBL Journal of Built Environment* 4 (1): 5-12 p.
7. AGILENT TECHNOLOGIES PUBLICATION: Analysis of High Matrix Environmental Samples with the Agilent 7500ce ICP-MS with Enhanced ORS Technology. 5989-0915EN <http://www.agilent.com/chem> (Letöltés dátuma: 2014.07.01)
8. AGUAYO-VILLARREAL, I.A., BONILLA-PETRICIOLET, A., MUÑIZ-VALENCIA, R. (2017): Preparation of activated carbons from pecan nutshell and their application in the antagonistic adsorption of heavy metal ions. *J. Mol. Liq.* 230: 686–695. p.
9. AHMARUZZAMAN, M. (2011): Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals. *Adv. Colloid Interface Sci.* 166: 36–59. p.
10. AHMED, M.J.K., AHMARUZZAMAN, M. (2016): A review on potential usage of industrial waste materials for binding heavy metal ions from aqueous solutions. *J. Water Process Eng.* 10: 39–47. p.
11. AL-BOAININ M.R., SZELÉNYI L., ZSARNÓCZAI J.S. (2013): The gas emission in environmental pollutions and as externalities in point of view of economy. *Economics of*

Sustainable Agriculture, 2013. december. *Scientific Book Series*, Szent István University. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 159-173 p.

12. ALI, R.M., HAMAD, H.A., HUSSEIN, M.M., MALASH, G.F. (2016): Potential of using green adsorbent of heavy metal removal from aqueous solutions: Adsorption kinetics, isotherm, thermodynamic, mechanism and economic analysis. *Ecol. Eng.* 91: 317–332. p.
13. ALMEIDA, M.I.G.S., CATTRALL, R.W., KOLEV, S.D. (2012): Recent trends in extraction and transport of metal ions using polymer inclusion membranes (PIMs). *J. Membr. Sci.* 415–416: 9–23. p.
14. AMELA, K., HASSEN, M.A., KERROUM, D. (2012): Isotherm and Kinetics Study of Biosorption of Cationic Dye onto Banana Peel. *Energy Procedia* 19: 286–295. p.
15. AN, F.-Q., WU, R.-Y., LI, M., HU, T.-P., GAO, J.-F., YUAN, Z.-G. (2017): Adsorption of heavy metal ions by iminodiacetic acid functionalized D301 resin: Kinetics, isotherms and thermodynamics. *React. Funct. Polym.* 118: 42–50. p.
16. ANDRIAN A.S., YARMOSHENKO I.V. (2014): Study of urban puddle sediments for understanding heavy metal pollution in an urban environment. *Environmental Technology & Innovation* 1-2: 1-7 p.
17. ANGELIDOU M. (2015): Smart cities: A conjuncture of four forces. *Cities* 47: 95–106 p.
18. ANIRUDHAN, T.S., JALAJAMONY, S., SREEKUMARI, S.S. (2012): Adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions by amine and carboxylate functionalised bentonites. *Appl. Clay Sci.* 65–66: 67–71. p.
19. ANSAH R.H., SOROOSHIAN S. (2017): Effect of lean tools to control external environment risks of construction projects. *Sustainable Cities and Society* 32: 348–356 p.
20. ASUQUO, E., MARTIN, A., NZEREM, P., SIPERSTEIN, F., FAN, X. (2017): Adsorption of Cd(II) and Pb(II) ions from aqueous solutions using mesoporous activated carbon adsorbent: Equilibrium, kinetics and characterisation studies. *J. Environ. Chem. Eng.* 5: 679–698. p.
21. AVEN T. (2016): Risk assessment and risk management: Review of recent advances on their foundation. *European Journal of Operational Research* 253: 1–13 p.
22. BAILEY, S.E., OLIN, T.J., BRICKA, R.M., ADRIAN, D.D. (1999): A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Res.* 33: 2469–2479. p.
23. BAJI P. (2017): Okos városok és alrendszereik – Kihívások a jövő városkutatói számára? *Tér és Társadalom* 31 (1): 89-105 p.
24. BAJOR Egyszerűsített Kockázatbecslési Modell (Bayerisches Landesamt für Umwelt). https://www.lfu.bayern.de/wasser/hopla_donau/risikomanagement/organisation/index.htm

25. BAKKALOGLU I. et. al (1998): Screening of various types biomass of removal and recovery of heavy metals (Zn, Cu, Ni) by biosorption, sedimentation and desorption. *Water Science and Technology* 38: 269-277. p.
26. BALÁZS S. (2004): *Zöldségtermesztők kézikönyve*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 215-246 p.
27. BARÓTFI I. (2000): *Környezettechnika*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
28. BATTY M., AXHAUSEN K.W., GIANNOTTI F., POZDNOUKHOV A., BAZZANI A., WACHOWICZ M., OUZOUNIS G., PORTUGALI Y. (2012): Smart cities of the future. *The European Physical Journal Special Topics* 214: 481–518 p.
29. BECK N.G., FRANKS R.P., BRULAND K.W. (2002): Analysis for Cd, Cu, Ni, Zn, and Mn in estuarine water by inductively coupled plasma mass spectrometry coupled with an automated flow injection system. *Analytica Chimica Acta* 455: 11–22 p.
30. BELUSZKY P. (2014): *Budapest – zászlóshajó vagy vízfej? A főváros és az ország – történeti-földrajzi áttekintés*. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó, 172 p.
31. BENKŐ D., TÓTH T. (2007) (Szerk.): *Felszíni víztestek és vízgyűjtők felülvizsgálata. Az EU Víz Keretirányelv hazai alkalmazása*. Budapest: VKKI Zárójelentés. 3-87 p.
32. BERECS E. (1980): *Fizikai kémia*. Budapest: Tankönyvkiadó. 490-499 p.
33. BLADES L., MORGAN K., DOUGLAS R., GLOVERA S., De ROSA M., CROMIEA T., SMYTH B. (2017): Circular Biogas-Based Economy in a Rural Agricultural Setting. 1st International Conference on Sustainable Energy and Resource Use in Food Chains, ICSEF 2017, 19-20 April 2017, Berkshire, UK. *Energy Procedia* 123: 89-96 p.
34. BODAR, C., SPIJKER, J., LIJZEN, J., WAAIJERS-VAN DER LOOP, S., LUIT, R., HEUGENS, E., JANSSEN, M., WASSENAAR, P., TRAAS, T. (2018): Risk management of hazardous substances in a circular economy. *J. Environ. Manage.* 212: 108–114. p.
35. BOHLI, T., OUEDERNI, A., FIOL, N., VILLAESCUSA, I. (2015): Evaluation of an activated carbon from olive stones used as an adsorbent for heavy metal removal from aqueous phases. *Comptes Rendus Chim.* 18: 88–99. p.
36. BOTTLIK ZS., CZIRFUSZ M., GYAPAY B., KŐSZEGI M., PFENING V. (szerk.) (2012): *Társadalomföldrajz – Területfejlesztés - Regionális Tudomány*. ELTE TTK Földtudományi Doktori Iskola. Budapest: Komáromi Nyomda Kiadó Kft. 201 p.
37. BOŽIĆ, D., GORGIEVSKI, M., STANKOVIĆ, V., ŠTRBAC, N., ŠERBULA, S., PETROVIĆ, N. (2013): Adsorption of heavy metal ions by beech sawdust – Kinetics, mechanism and equilibrium of the process. *Ecol. Eng.* 58: 202–206. p.
38. BÖRÖCZ M. (2016/a): Development and subsidization possibilities for efficient energy provision in the Hungarian built environment within the 2021-2030 EU Programming Period. *YBL Journal of Built Environment* 4 (1): 25-33 p.

39. BÖRÖCZ M. (2016/b): Az életcikluselemzés módszerének használata és karbonlábnyom számítás alapjai. SZIE Szaktanácsadási és Továbbképzési Központ Tudományos Szakmai Kiadványok Sorozata (3/12). Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 40 p.
40. BÖRÖCZ M. (2016/c): A környezeti kockázatok kezelése és a környezeti menedzsment rendszerek jelentősége a gyakorlatban. SZIE Szaktanácsadási és Továbbképzési Központ Tudományos Szakmai Kiadványok Sorozata (4/12). Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 42 p.
41. BROCKWAY P.E., SAUNDERS H., HEUN M.K., FOXON T.J., STEINBERGER J.K., BARRET J.R., SORRELL S. (2017): Energy rebound as a potential threat to a low-carbon future: Findings from a new energy-based national level rebound approach. *Energies* 10 (1): 51 p.
42. BRYANT, P.S., PETERSEN, J.N., LEE, J.M., BROUNS, T.M. (1992): Sorption of heavy metals by untreated red fir sawdust. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 34–35: 777–788. p.
43. BULGARIU, D., BULGARIU, L. (2012): Equilibrium and kinetics studies of heavy metal ions biosorption on green algae waste biomass. *Bioresour. Technol.* 103: 489–493. p.
44. BUSKÓ T. L., JÓSZAI A. (2013): Az urbanizációs folyamatok megjelenése Budapest környékén. *Tér és Társadalom* 27 (4): 75-94 p.
45. CAN, N., ÖMÜR, B.C., ALTINDAL, A. (2016): Modeling of heavy metal ion adsorption isotherms onto metallophthalocyanine film. *Sens. Actuators B Chem.* 237: 953–961. p.
46. CARTER, D.A., ROGERS, D.A., SIMKINS, B.J., TREANOR, S.D. (2017): A review of the literature on commodity risk management. *J. Commod. Mark.* 8: 1–17. p.
47. CHANG C.S.W., WANG M.C., HUANG C.C. (2006): Reactions of compost-derived humic substances with lead, copper, cadmium, and zinc. *Chemosphere* 64: 1353–1361 p.
48. CHENG, H., HU, E., HU, Y. (2012): Impact of mineral micropores on transport and fate of organic contaminants: A review. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 80–90. p.
49. CHO, Y.-M., WERNER, D., CHOI, Y., LUTHY, R.G. (2012): Long-term monitoring and modeling of the mass transfer of polychlorinated biphenyls in sediment following pilot-scale in-situ amendment with activated carbon. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 25–37. p.
50. CHUAN T., ZHANG Y., HUI X., YUAN J.C., DAVEN W., BERTRAND C.D. (2015): A literature survey on smart cities. *Science China Information Sciences* 10: 1–18 p.
51. COBBINAH P.B., ERDIAW-KWASIE M.O., AMOATENG P. (2015): Africa's urbanisation: Implications for sustainable development. *Cities* 47: 62-72 p.
52. COBBINAH P.B., POKU-BOANSI M., PEPRAH C. (2017): Urban environmental problems in Ghana. *Environmental Development* *In press*

53. COYETTE C., FIASSE I., JOHANSSON A., MONTAIGNE F., STANDELL H. (2015): Being young in Europe today. Eurostat Statistical Books. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 2010 p.
54. CRAIG, C. (2018): Risk management in a policy environment: The particular challenges associated with extreme risks. *Futures*.
55. CRAWFORD, M.H., CROWLEY, K., POTTER, S.H., SAUNDERS, W.S.A., JOHNSTON, D.M. (2018): Risk modelling as a tool to support natural hazard risk management in New Zealand local government. *Int. J. Disaster Risk Reduct.* 28: 610–619. p.
56. CRINI, G. (2006): Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresour. Technol.* 97: 1061–1085. p.
57. D'AMATO D., DROSTE N., ALLEN B., KETTUNEN M., LAHTINEN K., KORHONEN J., LESKINEN P., MATTHIES B.D., TOPPINEN A. (2017): Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production* 168: 716-734 p.
58. DANIELA S.M., ANGELONE M., BELLANCA A., NERI R., SPROVIERI M. (2002): Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment* 300: 299-243 p.
59. DARVAS B., SZÉKÁCS A. (2006): *Mezőgazdasági ökotoxikológia*. Budapest: L'Harmattan Kiadó. 12-21 p.
60. DE LOS RIOS I.C., CHARNLEY F.J.S. (2017): Skills and capabilities for a sustainable and circular economy: The changing role of design. *Journal of Cleaner Production* 160: 109-122 p.
61. DI MAIO F., REM P.C., BALDE K., POLDER M. (2017): Measuring resource efficiency and circular economy: A market value approach. *Resources, Conservation and Recycling* 122: 163–171 p.
62. ETINAY, N., EGBU, C., MURRAY, V. (2018): Building Urban Resilience for Disaster Risk Management and Disaster Risk Reduction. *Procedia Eng.* 212: 575–582. p.
63. EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2014): National adaptation policy processes in European countries 2014. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 130 p.
64. FÁBIÁN A. (2010): Párbeszéd és együttműködés. *Területfejlesztési Szabadegyetem 2006-2010*. Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem Közgazdaságtudományi Kar. 472 p.
65. FÁBIÁN A. (szerk.) (2015): Otthon a Kárpát-medencében. *Területfejlesztési Szabadegyetem 2011-2015*. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó. 528 p.
66. FAKHRE, N.A., IBRAHIM, B.M. (2018): The use of new chemically modified cellulose for heavy metal ion adsorption. *J. Hazard. Mater.* 343: 324–331. p.

67. FAN, C., LI, K., LI, J., YING, D., WANG, Y., JIA, J. (2017): Comparative and competitive adsorption of Pb(II) and Cu(II) using tetraethylenepentamine modified chitosan/CoFe₂O₄ particles. *J. Hazard. Mater.* 326: 211–220. p.
68. FARAGÓ L. (2008): A funkcionális városi térségekre alapozott településhálózat-fejlesztés normatív koncepciója. *Falu, Város, Régió* 3: 27-31 p.
69. FEIST B., MIKULA B., PYTLAKOWSKA K., PUZOI B., BUHL F. (2008): Determination of heavy metals by ICP-OES and F-AAS after preconcentration with 2,2'-bipyridyl and erythrosine. *Journal of Hazardous Materials* 152: 1122-1129 p.
70. FEKETE E., SZABÓ S. A., TÓTH Á. (1991): *A Vízszennyezés ökológiája*. Budapest: Mezőgazdasági Könyvkiadó, Planétás Kiadó. 25-92 p.
71. FISHER-POWER, L.M., CHENG, T., RASTGHALAM, Z.S. (2016): Cu and Zn adsorption to a heterogeneous natural sediment: Influence of leached cations and natural organic matter. *Chemosphere* 144: 1973–1979. p.
72. FODOR L. (2015): *Környezetjog*. Debreceni Egyetem Kiadó.
73. FODOR L., BARTA A., FÓNAI M., BÁNYAI O. (2016): Települési környezetvédelem Magyarországon: Egy kutatás előfelvetései. *Tér és Társadalom* 30 (3): 19-39 p.
74. FOGARASSY CS., HORVÁTH B., BÖRÖCZ M. (2017): A körkörös gazdasági rendszerfejlesztések vizsgálata benchmarking módszerrel. In: XI. Életciklus-elemzési Szakmai Konferencia Közleményei. Életciklus szemlélet a körforgásos gazdaságban. (Szerk. Szilágyi Artúr) LCA Center, Budapest. 11-25 p.
75. FOGARASSY CS., HORVÁTH B., HERCZEG B., BÖRÖCZ M. (2017): Cirkuláris gazdasági modellek alkalmazása és hatékonyságuk mérése. In: Lehota J. (szerk.) (2017): *Dr. Molnár József 70 éves. Életem a felsőoktatásban*. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 90-102 p.
76. FOGARASSY CS., KOVÁCS A. (2016): The cost-benefit relations of the future environmental related developments strategies in the Hungarian energy sector. *YBL Journal of Built Environment* 4 (1): 33-49 p.
77. FOMINA, M., GADD, G.M. (2014): Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresour. Technol.* 160: 3–14. p.
78. FÖLDI L., HALÁSZ L. (2009): *Környezetbiztonság*. Budapest: Complex Kiadó. 1-419 p.
79. GERNER C., GRÖBL M. (2014): *Measuring Manual to ICP-MS for Master Students*. Printed Handbook, English version. Institute of Analytical Chemistry, University of Vienna, Austria. 13-47 p.
80. GHERASIM, C.-V., BOURCEANU, G. (2013): Removal of chromium(VI) from aqueous solutions using a polyvinyl-chloride inclusion membrane: Experimental study and modelling. *Chem. Eng. J.* 220: 24–34. p.

81. GONG Y., PALMER S., GALLACHER J., MARSDEN T., FONE D. (2016): A systematic review of the relationship between objective measurements of the urban environment and psychological distress. *Environment International* 96: 48-57. p.
82. GREENWOOD N. N., EARNSHAW A. (1999): *Az Elemek Kémiája III.* Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó. 1419-1458., 1647-1684. p.
83. GRIFFITHS J., LAMBERT R. (2013): *Free flow. Reaching water security through cooperation.* Paris: United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. UNESCO Publishing. 40-96 p.
84. GROENENBERG, J.E., LOFTS, S. (2014): The use of assemblage models to describe trace element partitioning, speciation, and fate: A review. *Environ. Toxicol. Chem.* 33: 2181–2196. p.
85. GUIZA, S. (2017): Biosorption of heavy metal from aqueous solution using cellulosic waste orange peel. *Ecol. Eng.* 99: 134–140. p.
86. GUPTA, V., SUHAS K. (2009): Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review. *J. Environ. Manage.* 90: 2313–2342. p.
87. HANSEN, J., HELLIN, J., ROSENSTOCK, T., FISHER, E., CAIRNS, J., STIRLING, C., LAMANNA, C., VAN ETTEN, J., ROSE, A., CAMPBELL, B. (2018): Climate risk management and rural poverty reduction. *Agric. Syst.* <https://doi.org/10.1016/J.AGSY.2018.01.019>
88. HARIRI E., ABBOUD M.I., DEMIRDJIAN S., KORFALI S., MROUEH M., TALEB R.I. (2015): Carcinogenic and neurotoxic risks of acrylamide and heavy metals from potato and corn chips consumed by the Lebanese population. *Journal of Food Composition and Analysis* 42: 91-97 p.
89. HAWKEN P., LOVINS A., LOVINS H.L. (1999): *Natural Capitalism: Creating the Next Industrial Revolution.* Little, Brown and Company, Boston, USA
90. HAYATI, B., MALEKI, A., NAJAFI, F., DARAEI, H., GHARIBI, F., MCKAY, G. (2017a): Adsorption of Pb^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Co^{2+} metal ions from aqueous solution by PPI/SiO₂ as new high performance adsorbent: Preparation, characterization, isotherm, kinetic, thermodynamic studies. *J. Mol. Liq.* 237: 428–436. p.
91. HAYATI, B., MALEKI, A., NAJAFI, F., DARAEI, H., GHARIBI, F., MCKAY, G. (2017b): Super high removal capacities of heavy metals (Pb^{2+} and Cu^{2+}) using CNT dendrimer. *J. Hazard. Mater.* 336: 146–157. p.
92. HE, M.L., TEBO, B.M. (1998): Surface charge properties of and Cu(II) adsorption by spores of the marine *Bacillus* sp. strain SG-1. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 1123–1129. p.

93. HEGEDŰS L. ZS. (2011): Regionalizmus az élelmiszergazdaságban. Gazdasági és Társadalomtudományi Közlemények 3 (2): 19-29 p.
94. HELMINGER W., MATHIEU A., SCUUVÉE B. (2014): Key figures on Europe. Eurostat Pocketbooks General and Regional Statistics. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 49-57 p.
95. HOFSTRA N., VERMEULEN L.C. (2016): Impacts of population growth, urbanisation and sanitation changes on global human *Cryptosporidium* emissions to surface water. International Journal of Hygiene and Environmental Health 219 (7): 599-605. p.
96. HÖHENER, P., YU, X. (2012): Stable carbon and hydrogen isotope fractionation of dissolved organic groundwater pollutants by equilibrium sorption. J. Contam. Hydrol. 129–130: 54–61. p.
97. HSEU Z.Y., CHEN Z.S., TSAI C.C., TSUI C.C., CHENG S.F., LIU C.L., LIN H.T. (2002): Digestion methods for total heavy metals in sediments and soils. Water Air and Soil Pollution 141: 189–205 p.
98. HUSTON S., RAHIMZAD R., PARSA A. (2015): ‘Smart’ sustainable urban regeneration: Institutions, quality and financial innovation. Cities 48: 66–75 p.
99. IHSANULLAH, ABBAS, A., AL-AMER, A.M., LAOUI, T., AL-MARRI, M.J., NASSER, M.S., KHRAISHEH, M., ATIEH, M.A. (2016): Heavy metal removal from aqueous solution by advanced carbon nanotubes: Critical review of adsorption applications. Sep. Purif. Technol. 157: 141–161. p.
100. JAFFAR H.A., TAMILSELVI M., AKRAM A.S., ARSHAN K., SIVAKUMAR V. (2015): Comparative study on bioremediation of heavy metals by solitary ascidian *Phallusia nigra*, between Thoothukudi and Vizhinjam ports of India. Ecotoxicology and Environmental Safety. *In Press, Corrected Proof*
101. JENEI T. (2016): Leggyakrabban használt kockázatkezelési modellek összehasonlítása (Compare the most frequently used models of risk management). International Journal of Engineering and Management Sciences 1 (1): 1-11. p.
102. JEPPU, G.P., CLEMENT, T.P. (2012): A modified Langmuir-Freundlich isotherm model for simulating pH-dependent adsorption effects. J. Contam. Hydrol. 129–130: 46–53. p.
103. JEPPU, G.P., CLEMENT, T.P., BARNETT, M.O., LEE, K.K. (2012): A modified batch reactor system to study equilibrium-reactive transport problems. Sorpt. Transp. Process. Affect. Fate Environ. Pollut. Subsurf. 129–130: 2–9. p.
104. JEWONS W.S. (1865): The coal question. Macmilland & Co., United Kingdom
105. KÁPOSZTA J. (2016): Regionális összefüggések a vidékgazdaság fejlesztésében. Studia Mundi – Economica 3 (1): 52-61. p.

106. KARVELAS M., KATSOYIANNIS A., SAMARA C. (2003): Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. *Chemosphere* 53: 1201–1210 p.
107. KAVITHA, N., PALANIVELU, K. (2012): Recovery of copper(II) through polymer inclusion membrane with di (2-ethylhexyl) phosphoric acid as carrier from e-waste. *J. Membr. Sci.* 415–416: 663–669. p.
108. KENAWY, I.M., HAFEZ, M.A.H., ISMAIL, M.A., HASHEM, M.A. (2018): Adsorption of Cu(II), Cd(II), Hg(II), Pb(II) and Zn(II) from aqueous single metal solutions by guanyl-modified cellulose. *Int. J. Biol. Macromol.* 107: 1538–1549. p.
109. KERÉNYI A. (1998): Általános környezetvédelem – Globális gondok, lehetséges megoldások. Szeged: Mozaik Oktatási Stúdió. 103-116 p.
110. KIM, N., PARK, M., PARK, D. (2015): A new efficient forest biowaste as biosorbent for removal of cationic heavy metals. *Bioresour. Technol.* 175: 629–632. p.
111. KIRCHHERR J., REIKE D., HEKKERT M. (2017): Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation & Recycling* 127: 221–232 p.
112. KO, D., LEE, J.S., PATEL, H.A., JAKOBSEN, M.H., HWANG, Y., YAVUZ, C.T., HANSEN, H.C.B., ANDERSEN, H.R. (2017): Selective removal of heavy metal ions by disulfide linked polymer networks. *J. Hazard. Mater.* 332: 140–148. p.
113. KOCSIS I. (2005): Komposztálás. Budapest: Szaktudás Kiadó Ház Rt. 20-117 p.
114. KOLBASOV, A., SINHA-RAY, S., YARIN, A.L., POURDEYHIMI, B. (2017): Heavy metal adsorption on solution-blown biopolymer nanofiber membranes. *J. Membr. Sci.* 530: 250–263. p.
115. KORSE M. (2015): A business case model to make sustainable investment decisions – adding circular economy to asset management. University of Twente, Netherlands
116. KOZMÁNÉ PETRILLA G. (2012): A regionális innováció és a kreatív kistérségek lehatárolásának gyakorlati tapasztalatai. *Gazdasági és Társadalomtudományi Közlemények* 4 (2): 75-85 p.
117. KRAAIJENHAGEN C., VAN OPEN C., BOCKEN N. (2016): Circular Business – Collaborate and Circulate. Ecodrukkers, Netherlands
118. KRISTÓF J., HORVÁTH E. (2002): Kémiai analízis I. *Klasszikus és kisműszeres módszerek*. Veszprém: Veszprémi Egyetemi Kiadó. 11-21 p.
119. LEHOTA J. (2017): Dr. Molnár József 70 éves. *Életem a felsőoktatásban*. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 226 p.
120. LENGYEL B., SZANYI M. (2011): Agglomerációs előnyök és regionális növekedés a felzárkózó régiókban – a magyar átmenet esete. *Közgazdasági Szemle* 58: 858-876 p.

121. LENGYEL I. (2001): Iparági és regionális klaszterek: Tipizálásuk, térbeliségük és fejlesztésük főbb kérdései. *Vezetéstudomány* 10: 19-43 p.
122. LIGETVÁRI F. (2008): A vízgazdálkodás alapjai. Jegyzet Vadgazda mérnök szakos hallgatók részére. Gödöllő: Szent István Egyetem MKK Vadgazda Mérnöki Szak. 35-77 p.
123. LIGETVÁRI F., SZÁSZ J. (1986): Vízgazdálkodás. Egyetemi jegyzet. Budapest: Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem. 2-13 p.
124. LIMOUSIN, G., GAUDET, J.-P., CHARLET, L., SZENKNECT, S., BARTHÈS, V., KRIMISSA, M. (2007): Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Appl. Geochem.* 22: 249–275. p.
125. LIU, X., LEE, D.-J. (2014): Thermodynamic parameters for adsorption equilibrium of heavy metals and dyes from wastewaters. *Bioresour. Technol.* 160: 24–31. p.
126. LŐCSEI H. (2012): A konjunktúramutatók területi egyenlőtlenségei az ezredforduló után Magyarországon. In: Nemes Nagy J. (2012): *Térfolyamatok, térelemzés*. Budapest: Komáromi Nyomda és Kiadó Kft. 31-43 p.
127. LUKOVICS M. (2007): A lokális térségek versenyképességének elemzése. *PhD értekezés*. Szeged: SZTE GTK Közgazdaságtudományi Doktori Iskola
128. LUOMA S.N., RAINBOW P.S. (2005): Why is metal bioaccumulation so variable? *Biodynamics as a unifying concept. Environmental Science Technology* 39: 1921–31. p.
129. LÜ, L., LU, D., CHEN, L., LUO, F. (2010): Removal of Cd(II) by modified lawn grass cellulose adsorbent. *Desalination* 259: 120–130. p.
130. MA, J., QIN, G., ZHANG, Y., SUN, J., WANG, S., JIANG, L. (2018): Heavy metal removal from aqueous solutions by calcium silicate powder from waste coal fly-ash. *J. Clean. Prod.* 182: 776–782. p.
131. MACARTHUR E. Foundation Team (2014): Towards the Circular Economy: Accelerating the scale-up across global supply chains. *World Economic Forum Report*. http://www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf
132. MATOUQ, M., JILDEH, N., QTAISHAT, M., HINDIYEH, M., SYOUF, M.Q.A. (2015): The adsorption kinetics and modeling for heavy metals removal from wastewater by *Moringa pods*. *J. Environ. Chem. Eng.* 3: 775–784. p.
133. MATTONI B., GUGLIERMETTI F., BISEGNA F. (2015): A multilevel method to assess and design the renovation and integration of smart cities. *Sustainable Cities and Society* 15: 105–119 p.
134. MEGGYESI T. (2006): Településfejlesztés. Egyetemi jegyzet a BMGE Építőmérnök Kar hallgatói részére. BMGE Egyetemi Kiadó, Budapest, 2006.

135. MEHTA, N., DINO, G.A., AJMONE-MARSAN, F., LASAGNA, M., ROMÈ, C., DE LUCA, D.A. (2018): Extractive waste management: A risk analysis approach. *Sci. Total Environ.* 622–623: 900–912. p.
136. MELITA, L., POPESCU, M. (2008): Removal of Cr (VI) from industrial water effluents and surface waters using activated composite membranes. *J. Membr. Sci.* 312: 157–162. p.
137. MEZEI C., BAKUCZ M. (szerk.) (2011): Agrárátalakulás, környezeti változások és regionális fejlődés. *Tanulmányok Buday-Sántha Attila 70. születésnapjára*. Pécs: Pécsi Tudományegyetem Közgazdaságtudományi Kar. 510 p.
138. MICHELINI G., MORAES R.N., CUNHA R.N., JANAIN M.H., COSTA A.R.O. (2017): From linear to circular economy: PSS conducting the transition. The 9th CIRP IPSS Conference: Circular Perspectives on Product/Service-Systems. *Procedia CIRP* 64: 2-6 p.
139. MILLER J.D., HESS T. (2017): Urbanisation impacts on storm runoff along a rural-urban gradient. *Journal of Hydrology In press*
140. MILLER J.D., HUTCHINS M. (2017): The impacts of urbanisation and climate change on urban flooding and urban water quality: A review of the evidence concerning the United Kingdom. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 12: 345-362. p.
141. MILLER M.A., DOUGLASS M. (2016): Introduction: Decentralising disaster governance in urbanising Asia. *Habitat International* 52: 1-4. p.
142. MISRA, R.K., JAIN, S.K., KHATRI, P.K. (2011): Iminodiacetic acid functionalized cation exchange resin for adsorptive removal of Cr(VI), Cd(II), Ni(II) and Pb(II) from their aqueous solutions. *J. Hazard. Mater.* 185: 1508–1512. p.
143. MOHEE R., SOOBHANY N. (2014): Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: Past and present. *Resources, Conservation and Recycling* 92: 206–213. p.
144. MUNKÁCSY B., HAVAS M., HRENKÓ I., SZÚCS P.N. (2015): A smart city koncepció a Salzburg térségében folyó projektek tanulságának tükrében. In: Szalkó A. (szerk.): *10. Jubileumi Óbudai Energetikai Konferencia – Smart Cities*. Óbudai Egyetem Budapest 77–96 p.
145. NAGY ZS., BÉRESNÉ MÁTRHA B. (2012): A hazai környezeti indikátorok alakulása a nemzetközi célkitűzések fényében. *Gazdasági és Társadalomtudományi Közlemények* 4 (1): 901-101 p.
146. NAVARRO C., ROCA-RIU M., FURIÓ S., ESTRADA M. (2015): Designing new models for energy efficiency in urban freight transport for smart cities and its application to the Spanish case. *Transportation Research Procedia* 12: 314–324 p.

147. NEIROTTI P., DE MARCO A., CAGLIANO A.C., MANGANO G., SCORRANO F. (2014): Current trends in smart city initiatives: Some stylised facts. *Cities* 38: 25–36 p.
148. NEUBAUER É. (2014): Magyarország vízgazdálkodásának optimalizációs lehetősége a vízlábnymon keresztül. Doktori (PhD) Értekezés tézisei. Szent István Egyetem, Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola, Gödöllő. 2-28 p.
149. NGHIEM, L.D., MORNANE, P., POTTER, I.D., PERERA, J.M., CATTRALL, R.W., KOLEV, S.D. (2006): Extraction and transport of metal ions and small organic compounds using polymer inclusion membranes (PIMs). *J. Membr. Sci.* 281: 7–41. p.
150. NGUYEN, V.N., GINIGE, K., GREENWOOD, D. (2018): Challenges in integrating disaster risk reduction into the built environment – The Vietnam context. *Procedia Eng.* 212: 316–323. p.
151. O’SULLIVAN J. E., WATSON R. J., BUTLER E. C. V. (2013): An ICP-MS procedure to determine Cd, Co, Cu, Ni, Pb and Zn in oceanic waters using in-line flow-injection with solid-phase extraction for preconcentration. *Talanta* 115: 999-1010 p.
152. ÖLLŐS G. (1995): Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése II. Budapest: Akadémiai Kiadó. 470-495, 520-522 p.
153. PAHARI A., CHAUHAN B. (2007): Engineering Chemistry. New Delhi, India: Infinity Science Press LLC. 455-457 p.
154. PAPP S., KÜMMEL R. (2005): Környezeti kémia. Veszprém: Veszprémi Egyetemi Kiadó. 102-304 p.
155. PARK, J.-H., OK, Y.S., KIM, S.-H., CHO, J.-S., HEO, J.-S., DELAUNE, R.D., SEO, D.-C. (2016): Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions. *Chemosphere* 142: 77–83. p.
156. PÉLI L. (2013): Növekedési pólusok főbb regionális gazdaságtani összefüggéseinek vizsgálata Magyarországon. *Szent István Egyetem Gazdálkodás- és Szervezéstudományok Doktori Iskola Ökonómiai Tanulmányai*. Budapest: Agroinform Kiadó és Nyomda Kft. 166 p.
157. PETROVIĆ, M., ŠOŠTARIĆ, T., STOJANOVIĆ, M., PETROVIĆ, J., MIHAJLOVIĆ, M., ČOSOVIĆ, A., STANKOVIĆ, S. (2017): Mechanism of adsorption of Cu²⁺ and Zn²⁺ on the corn silk (*Zea mays L.*). *Ecol. Eng.* 99: 83–90. p.
158. PONS A., RULLAN O. (2014): The expansion of urbanisation in the Balearic Islands (1956–2006). *Journal of Marine and Island Cultures* 3 (2): 78-88. p.
159. PUTRO, J.N., SANTOSO, S.P., ISMADJI, S., JU, Y.-H. (2017): Investigation of heavy metal adsorption in binary system by nanocrystalline cellulose – Bentonite nanocomposite: Improvement on extended Langmuir isotherm model. *Microporous Mesoporous Mater.* 246: 166–177. p.

160. QUAN Y.C., CE-HUI M., QI-TANG W., QIAO Y.Z., KATSOYIANNIS A. (2007): Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts. *Journal of Hazardous Materials* 147: 1063–1072 p.
161. QUDAIS H.A., MOUSSA H. (2004): Removal of heavy metals from wastewater by membrane processes: a comparative study. *Desalination* 164: 105-110. p.
162. RANIERI, E., YOUNG, T.M. (2012): Clogging influence on metals migration and removal in sub-surface flow constructed wetlands. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 38–45. p.
163. RECHNITZER J., PÁTHY Á., BERKES J. (2014): A magyar városhálózat stabilitása és változása. *Tér és Társadalom* 28: 105-127. p.
164. REDDY, S.R., PANDEY, N.K., MALLIKA, C., MUDALI, U.K. (2016): Equilibrium and kinetics of adsorption of ruthenium on activated charcoal from nitric acid solutions. *Chem. Eng. Res. Des.* 115: 91–97. p.
165. REMONDI F., BURLANDO P., VOLLMER D. (2016): Exploring the hydrological impact of increasing urbanisation on a tropical river catchment of the metropolitan Jakarta, Indonesia. *Sustainable Cities and Society* 20: 210-221. p.
166. RICZ J. (2007): Urbanizáció a fejlődő országokban: Trendek, dimenziók és kihívások. *Tér és Társadalom* 21 (3): 167-186. p.
167. ROODBERGEN M., KLOK C., VAN DER HOUT A. (2008): Transfer of heavy metals in the foodchain earthworm Black-tailed godwit (*Limosa limosa*): Comparison of a polluted and a reference site in the Netherlands. *Science of Total Environment* 406: 407–12. p.
168. ROTMISZTROV M.N. et. al (1982): A szennyvíztisztítás mikrobiológiája. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, p. 27-34.
169. SADEEK, S.A., NEGM, N.A., HEFNI, H.H.H., WAHAB, M.M.A. (2015): Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. *Int. J. Biol. Macromol.* 81: 400–409. p.
170. SARKAR C., WEBSTER C. (2017): Urban environments and human health: current trends and future directions. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 25: 33-44. p.
171. SASTRE J., SAHUQUILLO A., VIDAL M., RAURET G. (2012): Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwaveassisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. *Analítica Chimica Acta* 462: 59–72 p.
172. SCHUSTER W. (2014): Fenntartható városok – a jövő életterei. *Összefoglaló kézikönyv Stuttgart városának fenntartható fejlődéséhez*. Budapest: Konrad Adenauer Stiftung e.V. Magyarországi Iroda. 155 p.
173. SEELSAEN N. et al. (2005): Pollutant removal efficiency of alternative filtration media in storm water treatment. *Water Science and Technology* 54 (6-7): 299-305. p.

174. SELLING R. et al. (2008): Two-stage anaerobic digestion enables heavy metal removal. *Water Science and Technology* 57 (4): 553-558. p.
175. SHARMA, D.C., FORSTER, C.F. (1993): Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat. *Water Res.* 27: 1201–1208. p.
176. SHI, Z., WANG, P., PENG, L., LIN, Z., DANG, Z. (2016): Kinetics of Heavy Metal Dissociation from Natural Organic Matter: Roles of the Carboxylic and Phenolic Sites. *Environ. Sci. Technol.* 50: 10476–10484. p.
177. SIKOS T.T. (szerk.) (2015): A budapesti agglomeráció nyugati kapuja. *Budaörs, Törökbálint, Biatorbágy*. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. 208 p.
178. SIMAI M. (2016): A harmadik évezred nyitánya. A zöld fejlődés esélyei és a globális kockázatok. Budapest: Corvina Kiadó Kft. 374 p.
179. STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 349-351 p.
180. SUBRAMANIAN A., KUNISUE, T., TANABE S. (2015): Recent status of organohalogen, heavy metals and PAHs pollution in specific locations in India. *Chemosphere* 137: 122-134 p.
181. SUI, Y., DING, R., WANG, H. (2018): An integrated management system for occupational health and safety and environment in an operating nuclear power plant in East China and its management information system. *J. Clean. Prod.* 183: 261–271. p.
182. SYNGOUNA, V.I., CHRYSIKOPOULOS, C.V. (2012a): Erratum to ‘Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity’ [Journal of Contaminant Hydrology 126: (2011) 301–314 p.]. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 10. p.
183. SYNGOUNA, V.I., CHRYSIKOPOULOS, C.V. (2012b): Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 11–24. p.
184. SZOBOSZLAY S., KRISZT B. (2010): Környezeti elemek védelme. Egyetemi jegyzet. Gödöllő: Szent István Egyetem Kiadó. 30-50 p.
185. TAVAKOLI, O., GOODARZI, V., SAEB, M.R., MAHMOODI, N.M., BORJA, R. (2017): Competitive removal of heavy metal ions from squid oil under isothermal condition by CR11 chelate ion exchanger. *J. Hazard. Mater.* 334: 256–266. p.
186. TIWARI R., CERVERO R., SCHIPPER L. (2011): Driving CO₂ reduction by integrating transport and urban design strategy. *Cities* 5: 394–405 p.
187. TOFIGHY, M.A., MOHAMMADI, T. (2011): Adsorption of divalent heavy metal ions from water using carbon nanotube sheets. *J. Hazard. Mater.* 185: 140–147. p.

188. TOVAR-GÓMEZ, R., MORENO-VIRGEN, M. DEL R., MORENO-PÉREZ, J., BONILLA-PETRICIOLET, A., HERNÁNDEZ-MONTOYA, V., DURÁN-VALLE, C.J. (2015): Analysis of synergistic and antagonistic adsorption of heavy metals and acid blue 25 on activated carbon from ternary systems. *Chem. Eng. Res. Des.* 93: 755–772. p.
189. ULMANU M. et. al (2002): Removal of copper and cadmium ions from diluted aqueous solutions by low cost and waste material adsorbents. *Water, Air, and Soil Pollution* 142: 357-373. p.
190. VAN DEN BOSCH M., SANG A.O. (2017): Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews. *Environmental Research* 158: 373-384. p.
191. VAN ROON M.R. (2012): Wetlands in The Netherlands and New Zealand: Optimising biodiversity and carbon sequestration during urbanisation. *Journal of Environmental Management* 101: 143-150. p.
192. VARGA P. (2000): Komplexképzés. 1-329. p. In: Barótfi I. (Szerk.): *Környezettechnika*. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
193. VIEIRA, M.G.A., ALMEIDA NETO, A.F. DE, SILVA, M.G.C. DA, NABREGA, C.C., MELO FILHO, A.A., (2012): Characterization and use of in natura and calcined rice husks for biosorption of heavy metals ions from aqueous effluents. *Braz. J. Chem. Eng.* 29: 619–634. p.
194. VILARDI, G., PALMA, L.D., VERDONE, N. (2018): Heavy metals adsorption by banana peels micro-powder: Equilibrium modeling by non-linear models. *Chin. J. Chem. Eng.* 26: 455–464. p.
195. VILLÁNYI L., VASA L. (szerk.) (2007): *Agrárgazdaságtan*. Budapest: Szaktudás Kiadó Ház 215 p.
196. VISA, M., BOGATU, C., DUTA, A. (2010): Simultaneous adsorption of dyes and heavy metals from multicomponent solutions using fly ash. *Appl. Surf. Sci.* 256: 5486–5491. p.
197. WALT L., CILLIERS S.S., KELLNER K., DU TOIT M.J., TONGWAY D. (2015): To what extent does urbanisation affect fragmented grassland functioning? *Journal of Environmental Management* 151: 517-530. p.
198. WALTER I., MARTINEZ F., CALA V. (2006): Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution* 139: 507–514 p.
199. WANG L., ZHENG Z., ZHANG Y., CHAO J., GAO Y., LUO X., ZHANG J. (2013): Biostabilization enhancement of heavy metals during the vermiremediation of sewage sludge with passivant. *Journal of Hazardous Materials* 244-245: 1–9. p.

200. WANG, F., GAO, Y., DONG, W., LI, Z., JIA, X., TAN, R.R. (2017): Segmented pinch analysis for environmental risk management. *Resour. Conserv. Recycl.* 122: 353–361. p.
201. WANG, F., PAN, Y., CAI, P., GUO, T., XIAO, H. (2017): Single and binary adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions using sugarcane cellulose-based adsorbent. *Bioresour. Technol.* 241: 482–490. p.
202. WERNER, D., KARAPANAGIOTI, H.K., SABATINI, D.A. (2012): Assessing the effect of grain-scale sorption rate limitations on the fate of hydrophobic organic groundwater pollutants. *J. Contam. Hydrol.* 129–130: 70–79. p.
203. WILLIAMS N.S.G., HAHS A.K., VESK P.A. (2015): Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17 (1): 78-86. p.
204. XIA, Z., BAIRD, L., ZIMMERMAN, N., YEAGER, M. (2017): Heavy metal ion removal by thiol functionalized aluminum oxide hydroxide nanowhiskers. *Appl. Surf. Sci.* 416: 565–573. p.
205. XIYILI, H., ÇETINTAŞ, S., BINGÖL, D. (2017): Removal of some heavy metals onto mechanically activated fly ash: Modeling approach for optimization, isotherms, kinetics and thermodynamics. *Process Saf. Environ. Prot.* 109: 288–300. p.
206. XUE, W.-B., YI, A.-H., ZHANG, Z.-Q., TANG, C.-L., ZHANG, X.-C., GAO, J.-M. (2009): A New Competitive Adsorption Isothermal Model of Heavy Metals in Soils*1 *1Project supported by the Program for Changjiang Scholars and Innovative Research Team in University of China (No.IRT0749). *Pedosphere* 19: 251–257. p.
207. YU G, LEI H, BAI T, LI Z, YU Q, SONG X. (2009): In situ stabilisation followed by ex situ composting for treatment and disposal of heavy metals polluted sediments. *Journal of Environmental Sciences* 21: 877–83. p.
208. ZANIN, E., SCAPINELLO, J., OLIVEIRA, M. DE, RAMBO, C.L., FRANSCESCON, F., FREITAS, L., MELLO, J.M.M. DE, FIORI, M.A., OLIVEIRA, J.V., MAGRO, J.D. (2017): Adsorption of heavy metals from wastewater graphic industry using clinoptilolite zeolite as adsorbent. *Process Saf. Environ. Prot.* 105: 194–200. p.
209. ZÁRAY GY. (2006): Induktív csatolású plazma atomemissziós spektrometria. 189-223 p. In: Záray Gy. (Szerk.): *Az elemanalitika korszerű módszerei*. Budapest: Akadémiai Kiadó.
210. ZENG-YEI H. (2004): Evaluating heavy metal contents in nine composts using four digestion methods. *Bioresource Technology* 95: 53–59. p.
211. ZHANG M. (2011): Adsorption study of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chemical Engineering Journal* 172: 361– 368. p.

212. ZHANG X.Q. (2016): The trends, promises and challenges of urbanisation in the world. *Habitat International* 54 (3): 241-252. p.
213. ZHANG, L., ZENG, Y., CHENG, Z. (2016): Removal of heavy metal ions using chitosan and modified chitosan: A review. *J. Mol. Liq.* 214: 175–191. p.
214. ZHAO, J., LIU, J., LI, N., WANG, W., NAN, J., ZHAO, Z., CUI, F. (2016): Highly efficient removal of bivalent heavy metals from aqueous systems by magnetic porous Fe₃O₄-MnO₂: Adsorption behavior and process study. *Chem. Eng. J.* 304: 737–746. p.

Interneten elérhető (online) hivatkozások

- HTTP1: ICP-MS Agilent 7500ce Hardware Manual (pdf file). Agilent official product. <http://www.concordia.ca/content/dam/artsci/research/cbams/docs/7500ceICP-MShardwaremanualen.pdf> (Letöltés ideje: 2014. július 03.)
- HTTP2: S. PERRIELLO (2017): Sanitation for 7 million people in the next 7 years – Press of the International Water Association. http://www.iwa-network.org/sanitation-for-7-million-people-in-the-next-7-years/?utm_source=IWA-NETWORK&utm_campaign=c59f28769d-EMAIL_CAMPAIGN_2017_04_03&utm_medium=email&utm_term=0_c457ab9803-c59f28769d-158827165 (Letöltés ideje: 2017. július 12.)
- HTTP3: http://kemtech.net/tkurzus/06_viz/06main.htm#09 (Letöltés ideje: 2017. július 14.)
- HTTP4: Die Geschichte von Robert Koch Institut (Berlin, Deutschland). A berlini Robert Koch Intézet története. http://www.rki.de/DE/Content/Institut/Geschichte/geschichte_node.html (Letöltés ideje: 2017. augusztus 19.)
- HTTP5: Bezegh András: A kockázat fogalma. Fejezetek a környezeti kockázatok menedzsmentjéből. <http://docplayer.hu/105971-1-1-a-a-kornyezeti-kockazat-kialakulasa.html> (Letöltés ideje: 2017. augusztus 17.)

Vizsgálataimhoz kapcsolódó törvények, jogszabályok jegyzéke

1995. évi LVII. tv. a vízgazdálkodásról

(https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99500057.TV) Letöltés ideje: 2018. október 2.

2000. évi XXV. tv. a kémiai biztonságról

(https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=a0000025.tv) Letöltés ideje: 2018. október 3.

201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről

(https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=a0100201.kor) Letöltés ideje: 2018. október 3.

220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól

(https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0400220.KOR) Letöltés ideje: 2018. október 3.

31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól (https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0400031.KVV) Letöltés ideje: 2018. október 2.

30/2008. (XII. 31.) KvVM rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó műszaki szabályokról (https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0800030.KVV) Letöltés ideje: 2018. október 2.

10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni vizek szennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól (https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A1000010.VM) Letöltés ideje: 2018. október 3.

8/2014. (I. 31.) BM rendelet a lakossági víz- és csatornaszolgáltatás támogatásáról és az egészséges ivóvízzel való ellátás ideiglenes módozatainak ellentételezéséről (https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A1400008.BM) Letöltés ideje: 2018. október 2.

Európai Unió Víz Keretirányelv 2015 (<http://www.euvki.hu/>) Letöltés ideje: 2018. október 4.

M2. A felhasznált informatikai szoftverek

Microsoft Office Word v2016

Microsoft Office Excel v2016

Past 3.12 Statistical Software for Education and Data Analysis

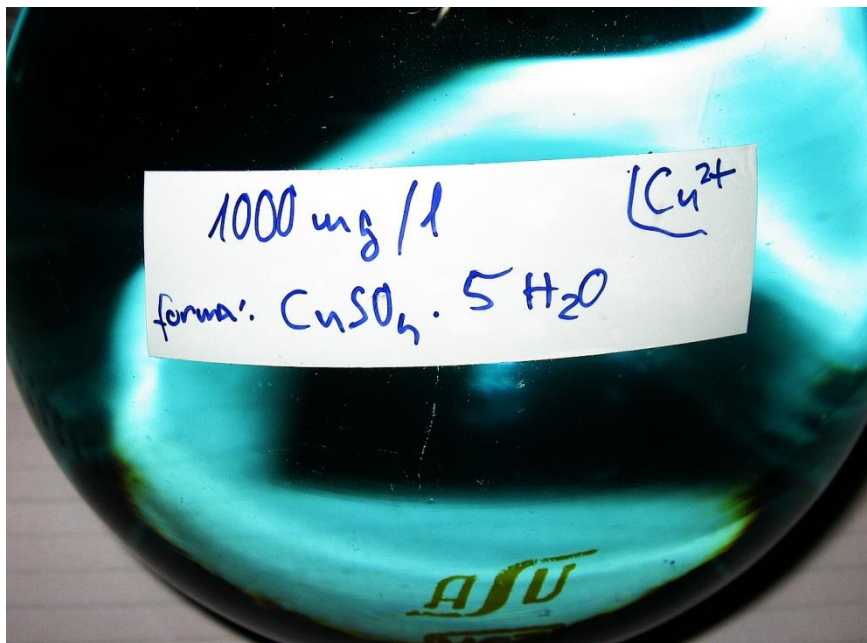
SPSS Statistics Program for Windows v20

Adobe Photoshop

M3. A laboratóriumi vizsgálatok során készített fényképfelvételek

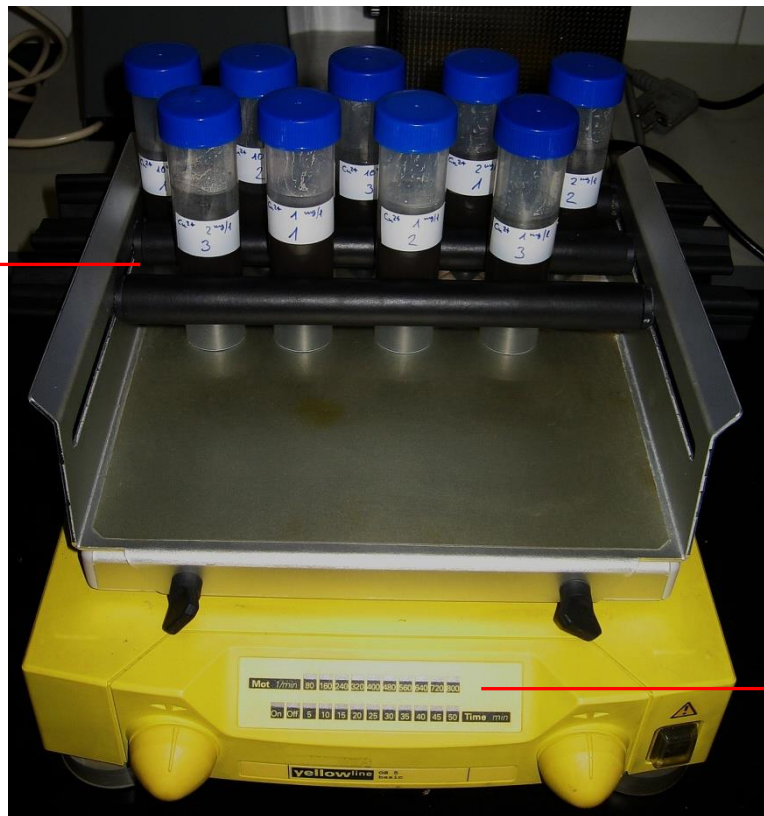


28. Ábra. A vizsgálatokhoz előkészített csiperkegomba komposzt



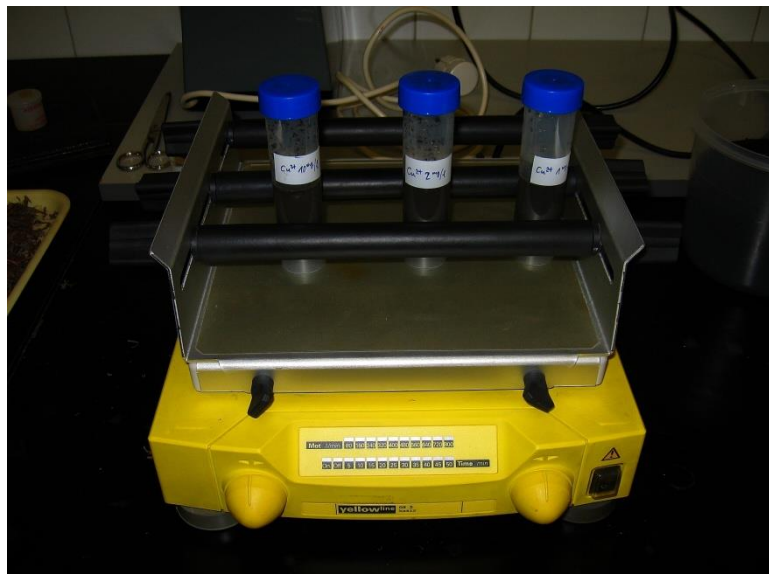
29. Ábra. Cu tartalmú törzsoldat készítése kristályvizes formából

Komposzt +
törzsoldat
keveréke

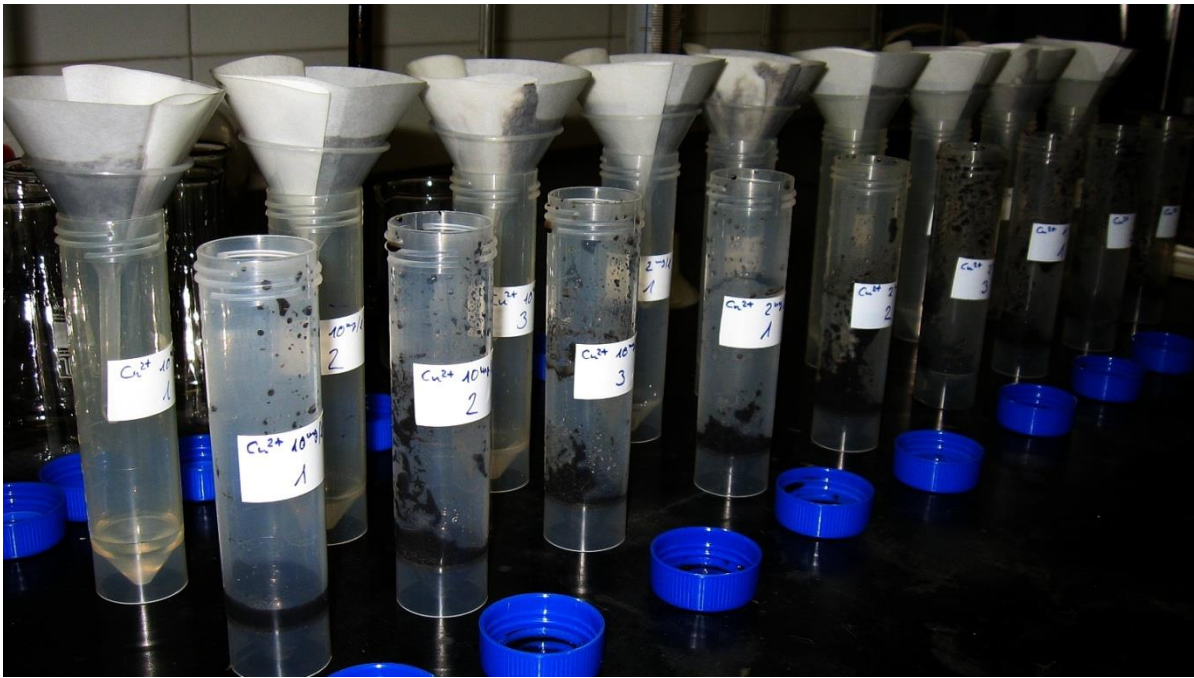


Síkrázógép
(beállítási
lehetőségekkel)

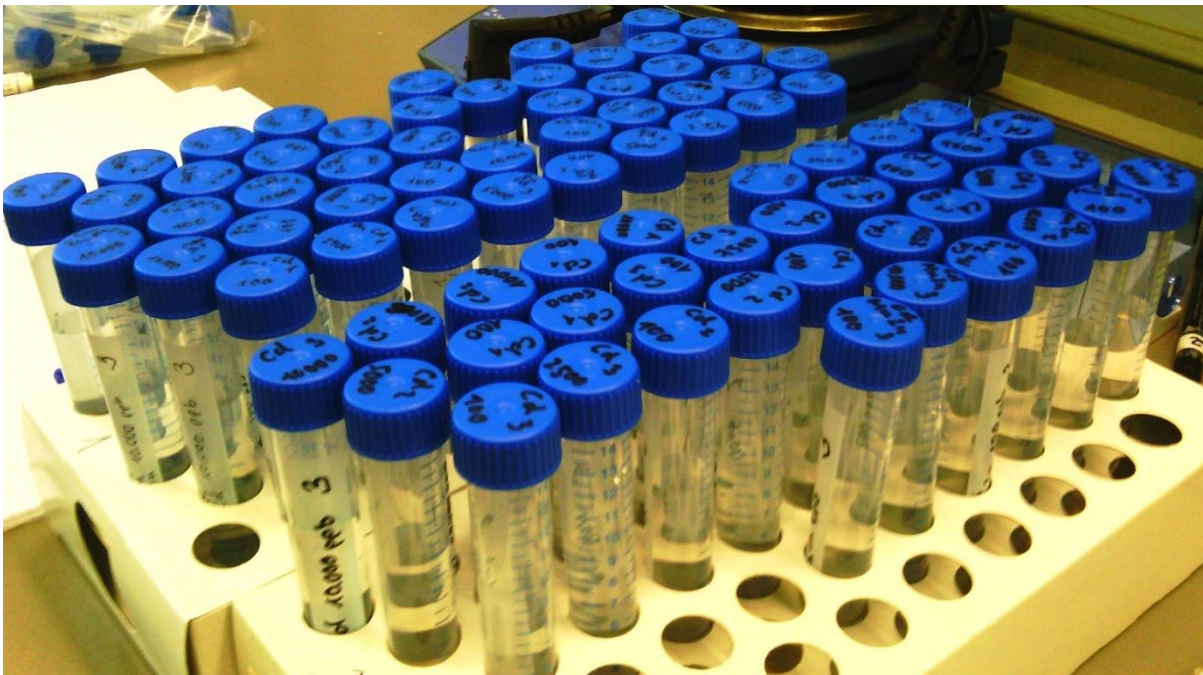
30. Ábra. A rázatásos technika síkrázógép segítségével (1. kép)



31. Ábra. A rázatásos technika síkrázógép segítségével (2. kép)



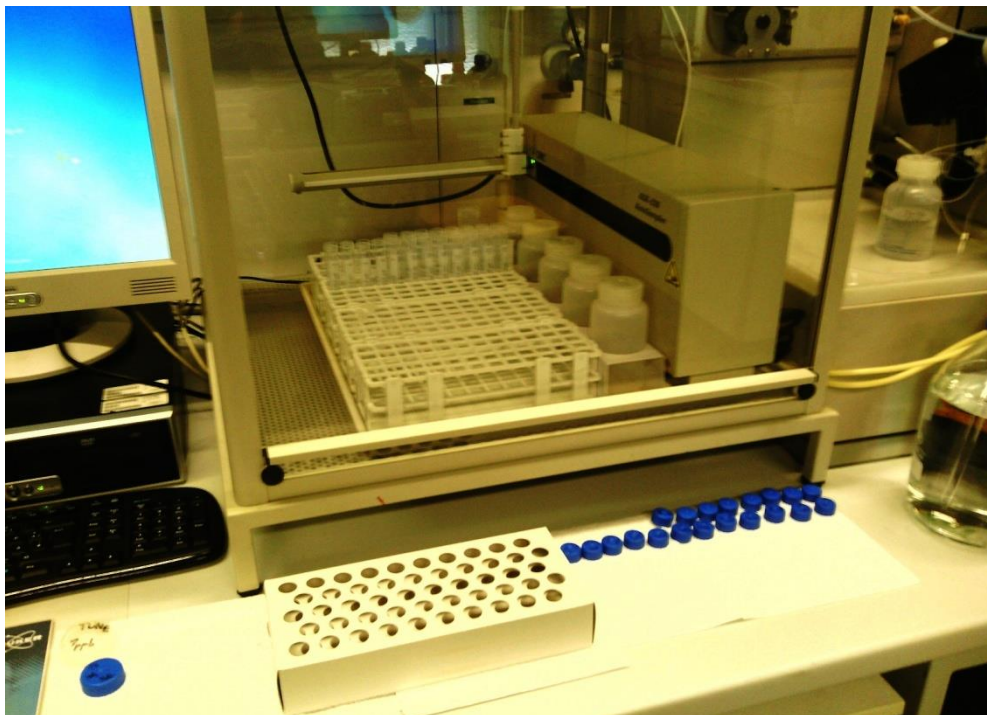
32. Ábra. A minták szűrése a rázatást követően



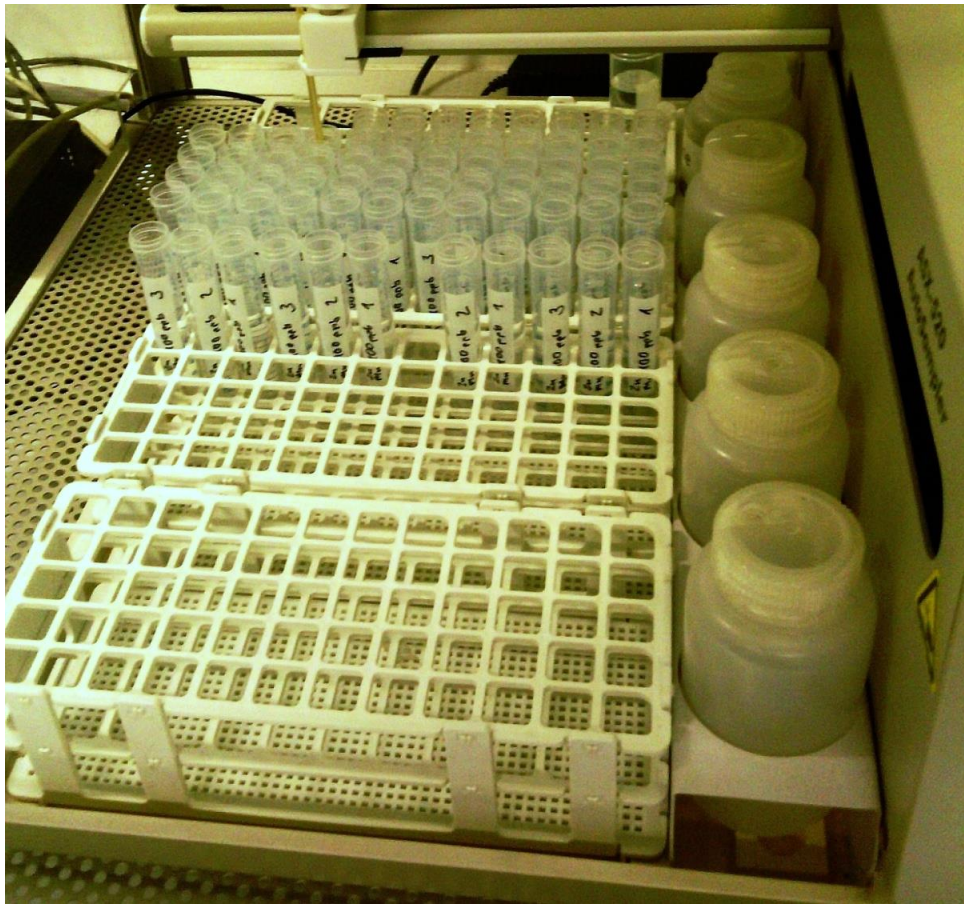
33. Ábra. Az ICP-MS méréshez előkészített minták egy része



34. Ábra. Az egyik hármas kombinációs minta (Cu+Zn+Mn)

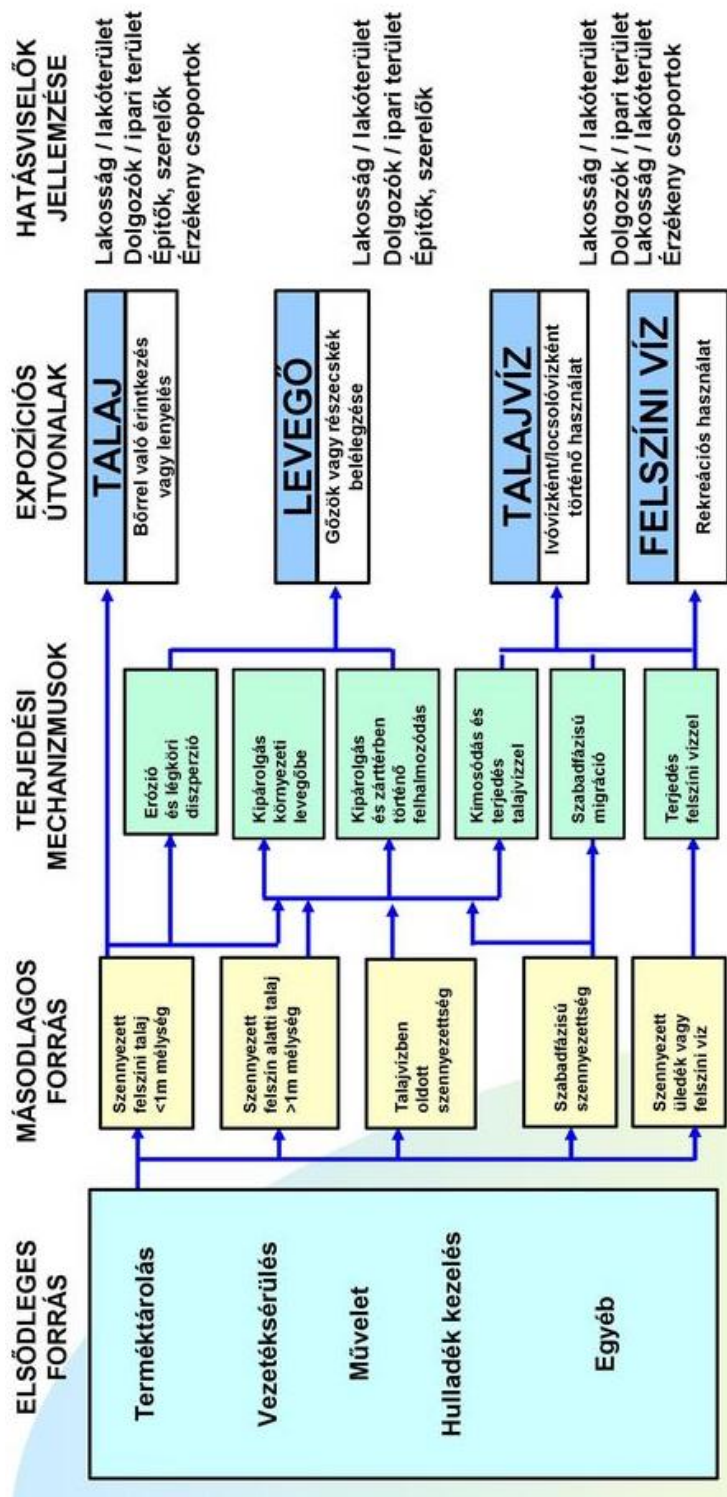


35. Ábra. Az ICP-MS autosampler valamint a méréshez bekészített minták egy része



36. Ábra. Az ICP-MS autosampler a mintákkal

M4. Környezeti és humán egészségügyi kockázati példamodell



37. Ábra. Integrált kockázati modell, releváns expozíciós útvonalak
(Forrás: BEZZEGH, HTTP5)

M5. Az ICP-MS analitikai mérési eredmények táblázatai

Sample							55 Mh [1]			
Rjct	Data File	Acq. Date-Time	Type	Sample Name	Level	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	
	HAMIS 001SMPL.D	16-Jul-14 1:48 PM	Sample	blank1				196.338	16.6822729	
Zn[1]	HAMIS 002CALB.D	16-Jul-14 1:51 PM	CalBlk	blank1	1	0.034579054	5.48041136	206.004	8.72489028	
Zn[1]	HAMIS 003CAL.S.D	16-Jul-14 1:54 PM	CalStd	std1	2	0.515851429	5.020206455	5214.82	1.65625881	
Zn[1]	HAMIS 004CAL.S.D	16-Jul-14 1:57 PM	CalStd	std2	3	1.006730353	4.574250056	10642.959	1.77912856	
Zn[1]	HAMIS 005CAL.S.D	16-Jul-14 1:59 PM	CalStd	std3	4	4.83666428	2.235590648	50749.714	1.54566431	
Zn[1]	HAMIS 006CAL.S.D	16-Jul-14 2:02 PM	CalStd	std4	5	9.751924951	3.188384202	100389.634	1.0589411	
	IGAZ 007CAL.S.D	16-Jul-14 2:05 PM	CalStd	std5	6					
Zn[1]	HAMIS 008CAL.S.D	16-Jul-14 2:07 PM	CalStd	std6	7	49.44784993	5.937533937	499686.075	1.28552195	
Zn[1]	HAMIS 009SMPL.D	16-Jul-14 2:10 PM	Sample	blank2		0.05974157	11.10969916	455.681	14.1981962	
Zn[1]	HAMIS 010SMPL.D	16-Jul-14 2:14 PM	Sample	blank1		0.035947533	7.946522154	221.339	13.3233569	
Zn[1]	HAMIS 011SMPL.D	16-Jul-14 2:18 PM	Sample	Cd1-1000		0.168655393	3.541129473	1596.123	3.22654372	
Zn[1]	HAMIS 012SMPL.D	16-Jul-14 2:21 PM	Sample	Cd2-1000		0.18617186	3.180715797	1780.154	2.84166146	
Zn[1]	HAMIS 013SMPL.D	16-Jul-14 2:25 PM	Sample	Cd3-1000		0.187069639	5.596446068	1798.487	4.12658491	
Zn[1]	HAMIS 014SMPL.D	16-Jul-14 2:29 PM	Sample	Cd1-750		0.317901846	6.129416044	3164.777	3.25864257	
Zn[1]	HAMIS 015SMPL.D	16-Jul-14 2:32 PM	Sample	Cd2-750		0.376698999	3.550408475	3776.284	3.10035158	
Zn[1]	HAMIS 016SMPL.D	16-Jul-14 2:36 PM	Sample	Cd3-750		0.317962618	3.636915705	3247.464	3.2836976	
Zn[1]	HAMIS 017SMPL.D	16-Jul-14 2:40 PM	Sample	Cd1-500		0.299666021	3.319644103	3069.416	2.81919278	
Zn[1]	HAMIS 018SMPL.D	16-Jul-14 2:44 PM	Sample	Cd2-500		0.295629572	5.247302742	3012.074	4.54495736	
Zn[1]	HAMIS 019SMPL.D	16-Jul-14 2:47 PM	Sample	Cd3-500		0.321040922	5.59955079	3352.159	3.59747134	
Zn[1]	HAMIS 020SMPL.D	16-Jul-14 2:51 PM	Sample	Cd1-250		0.572889123	5.909655709	6000.515	4.20524235	
Zn[1]	HAMIS 021SMPL.D	16-Jul-14 2:55 PM	Sample	Cd2-250		0.613503282	4.383636916	6542.452	2.48779708	
Zn[1]	HAMIS 022SMPL.D	16-Jul-14 2:58 PM	Sample	Cd3-250		0.568881692	4.055380965	6073.21	3.64913776	
Zn[1]	HAMIS 023SMPL.D	16-Jul-14 3:02 PM	Sample	blank1		0.032959884	8.782585548	200.004	16.1015528	
Zn[1]	HAMIS 024SMPL.D	16-Jul-14 3:06 PM	Sample	std3		4.777066302	6.183059294	52026.302	2.04081505	
Zn[1]	HAMIS 025SMPL.D	16-Jul-14 3:10 PM	Sample	CdMn1-1000		5.732101562	4.736544045	64114.297	1.51881088	
Zn[1]	HAMIS 026SMPL.D	16-Jul-14 3:13 PM	Sample	CdMn2-1000		7.890195268	2.264574118	85345.548	1.63097681	
Zn[1]	HAMIS 027SMPL.D	16-Jul-14 3:17 PM	Sample	CdMn3-1000		7.817342663	3.129586419	87274.884	1.09644184	
Zn[1]	HAMIS 028SMPL.D	16-Jul-14 3:23 PM	Sample	CdMn1-750		11.16272262	2.491397059	124274.427	1.05940637	
Zn[1]	HAMIS 029SMPL.D	16-Jul-14 3:27 PM	Sample	CdMn2-750		11.09867847	1.370108244	123876.811	1.29685008	
Zn[1]	HAMIS 030SMPL.D	16-Jul-14 3:30 PM	Sample	CdMn3-750		14.87801462	2.947943489	168777.909	1.28571595	
Zn[1]	HAMIS 031SMPL.D	16-Jul-14 3:34 PM	Sample	CdMn1-500		7.200049302	2.548307547	80389.709	1.47961817	
Zn[1]	HAMIS 032SMPL.D	16-Jul-14 3:38 PM	Sample	CdMn2-500		7.709826347	2.386954385	87840.896	1.54610282	
Zn[1]	HAMIS 033SMPL.D	16-Jul-14 3:41 PM	Sample	CdMn3-500		7.593356735	5.008915773	86812.193	1.39124075	
Zn[1]	HAMIS 034SMPL.D	16-Jul-14 3:45 PM	Sample	CdMn1-250		6.477692036	1.740799416	73285.711	1.60674605	
Zn[1]	HAMIS 035SMPL.D	16-Jul-14 3:49 PM	Sample	CdMn2-250		2.384683012	2.514308505	27077.326	1.66576071	
Zn[1]	HAMIS 036SMPL.D	16-Jul-14 3:53 PM	Sample	CdMn3-250		6.404040893	1.970870527	72069.062	1.47249865	
Zn[1]	HAMIS 037SMPL.D	16-Jul-14 3:56 PM	Sample	blank1		0.033020352	2.545297555	214.673	5.33936072	
Zn[1]	HAMIS 038SMPL.D	16-Jul-14 4:00 PM	Sample	std3		4.671616151	2.166372572	54870.531	1.69199733	
Zn[1]	HAMIS 039SMPL.D	16-Jul-14 4:04 PM	Sample	ZnMn1-1000		9.900154597	2.131960927	113603.189	1.55650103	
Zn[1]	HAMIS 040SMPL.D	16-Jul-14 4:07 PM	Sample	ZnMn2-1000		10.50180766	5.311227901	122502.087	2.03070529	
Zn[1]	HAMIS 041SMPL.D	16-Jul-14 4:11 PM	Sample	ZnMn3-1000		9.236225097	2.859534965	107034.023	1.57124513	
Zn[1]	HAMIS 042SMPL.D	16-Jul-14 4:15 PM	Sample	ZnMn1-750		11.59437298	5.378529467	137299.68	3.48680393	
Zn[1]	HAMIS 043SMPL.D	16-Jul-14 4:19 PM	Sample	ZnMn2-750		12.58061402	1.908212642	146493.606	1.79036627	
Zn[1]	HAMIS 044SMPL.D	16-Jul-14 4:22 PM	Sample	ZnMn1-500		6.828135256	2.656346809	80579.682	1.57528403	
Zn[1]	HAMIS 045SMPL.D	16-Jul-14 4:26 PM	Sample	ZnMn2-500		7.287100395	2.791919084	85052.845	1.39212462	
Zn[1]	HAMIS 046SMPL.D	16-Jul-14 4:30 PM	Sample	ZnMn3-500		6.885424068	2.725416602	80900.639	1.41132144	
Zn[1]	HAMIS 047SMPL.D	16-Jul-14 4:34 PM	Sample	ZnMn1-250		5.573993862	2.419652053	65591.108	2.04026491	
Zn[1]	HAMIS 048SMPL.D	16-Jul-14 4:37 PM	Sample	ZnMn2-250		10.88067491	1.647314046	127094.466	1.11041133	
Zn[1]	HAMIS 049SMPL.D	16-Jul-14 4:41 PM	Sample	ZnMn3-250		5.570340309	3.306497737	65268.554	1.27670053	
Zn[1]	HAMIS 050SMPL.D	16-Jul-14 4:45 PM	Sample	blank1		0.038001662	7.629083326	272.34	12.2679113	
Zn[1]	HAMIS 051SMPL.D	16-Jul-14 4:49 PM	Sample	std3		4.540756123	1.495542642	53669.625	1.23872742	
Zn[1]	HAMIS 052SMPL.D	16-Jul-14 4:52 PM	Sample	CuMn1-1000		9.134917558	4.232364844	106109.251	1.72763074	
Zn[1]	HAMIS 053SMPL.D	16-Jul-14 4:56 PM	Sample	CuMn2-1000		8.583058706	4.608148582	99939.284	1.56725161	
Zn[1]	HAMIS 054SMPL.D	16-Jul-14 5:00 PM	Sample	CuMn3-1000		9.663480244	6.303266563	114177.145	0.93570263	
Zn[1]	HAMIS 055SMPL.D	16-Jul-14 5:03 PM	Sample	CuMn1-750		10.46328526	4.567285742	125193.859	1.95786805	
Zn[1]	HAMIS 056SMPL.D	16-Jul-14 5:07 PM	Sample	CuMn2-750		12.18182904	4.938469583	146779.623	1.88857404	
Zn[1]	HAMIS 057SMPL.D	16-Jul-14 5:11 PM	Sample	CuMn1-500		6.128077405	4.041305118	72432.078	2.30755795	
Zn[1]	HAMIS 058SMPL.D	16-Jul-14 5:15 PM	Sample	CuMn2-500		7.782211987	2.763989782	92083.199	1.49775817	
Zn[1]	HAMIS 059SMPL.D	16-Jul-14 5:18 PM	Sample	CuMn1-250		6.544892977	4.476060353	79117.665	2.27443487	
Zn[1]	HAMIS 060SMPL.D	16-Jul-14 5:22 PM	Sample	CuMn2-250		6.502342053	2.101862984	77970.44	1.61896609	
Zn[1]	HAMIS 061SMPL.D	16-Jul-14 5:26 PM	Sample	CuMn3-250		6.423356832	1.725483952	77530.921	1.64550016	
Zn[1]	HAMIS 062SMPL.D	16-Jul-14 5:30 PM	Sample	blank2		0.054871526	12.28665197	486.018	13.4714777	
Zn[1]	HAMIS 063SMPL.D	16-Jul-14 5:33 PM	Sample	blank1		0.035961239	6.50658811	260.007	11.6561578	

63 Cu [1]				65 Cu [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		576.022	8.59589357			303.342	9.74671209
-0.025895589	N/A	514.351	10.1699785	-0.008478658	N/A	289.008	6.0799931
0.462806501	9.055109872	2290.572	4.25694535	0.480756698	11.35584727	1126.069	5.90583454
0.978444693	6.361130769	4291.455	2.45626394	0.9858644	8.690256931	2049.529	3.82560618
4.912932831	2.598087322	18661.284	1.02833463	4.860147619	2.248885921	8713.103	2.39404147
9.841836126	3.285317163	36018.393	1.18946348	9.848189135	3.2213901	16983.919	1.68223496
49.42347544	5.761153659	174971.132	1.20218828	49.42712081	5.781657665	82386.734	1.55106289
-0.026801914	N/A	498.017	12.4276027	-5.69387E-05	N/A	296.008	13.9635797
-0.030368353	N/A	500.018	6.81329971	-0.005400585	N/A	296.341	9.28277406
6.140168711	2.388823782	22830.479	2.0389346	6.208699742	3.245883893	10877.808	1.46751096
0.046961938	27.63025721	778.37	4.70546185	0.068425569	38.550853	420.68	10.4445593
0.070145169	34.08516187	867.044	9.22845312	0.094938685	28.31349278	468.349	8.8384052
0.052184401	45.48630899	801.369	8.5662316	0.068604697	46.63999777	423.348	11.9357968
0.048269442	37.33510537	787.704	8.94450109	0.066402163	22.51825487	419.346	6.10911026
0.015165591	90.97136472	683.695	5.58972679	0.040241879	39.69513571	384.345	6.97532626
0.080219187	32.47860234	932.716	9.83984692	0.087958499	28.21520475	471.015	9.0267129
0.044588872	31.63046453	795.035	5.05974575	0.073594904	35.10130242	444.014	10.8787386
0.025753792	57.48398275	739.699	6.03275272	0.040810514	60.2417909	394.013	10.7523309
0.211553263	5.276001216	1425.768	4.28470698	0.234381671	12.60584553	729.364	7.18098313
0.236146835	7.142171827	1542.784	5.43028279	0.265758661	14.52859637	796.371	6.68439675
0.651680382	6.207275095	3134.761	4.36163091	0.687459238	9.960359776	1557.452	6.51280776
-0.019376016	N/A	567.687	8.30929045	-7.68357E-05	N/A	320.341	13.6775617
4.838561359	6.734483744	19085.256	1.96778372	4.812778363	7.629607032	8954.955	3.6905045
-0.00940531	N/A	620.358	5.34052997	-0.002092686	N/A	324.675	10.450314
-0.021580967	N/A	553.352	8.1567755	0.001301171	1460.677262	320.008	11.6305757
-0.042322347	N/A	490.351	6.26705309	-0.019790318	N/A	291.008	13.1939668
0.017812593	74.80817242	723.364	8.10217251	0.037044332	69.4137083	395.012	13.2315113
-0.005389796	N/A	634.023	4.75355283	0.012247439	103.0907778	349.676	6.34691467
-0.027991835	N/A	554.687	6.77079022	-0.023569776	N/A	289.005	9.68187418
-0.009145637	N/A	620.693	7.84768094	0.012067281	109.7046665	349.675	6.25045911
0.000549169	3435.061045	671.028	10.7419768	0.006685454	180.8349671	346.677	5.76900545
0.003403923	303.6979418	686.695	8.32397696	0.018193698	112.2149923	370.678	11.9743704
0.076208251	17.19865712	966.05	4.95511681	0.107164527	20.46901294	531.687	7.68573948
0.011434709	130.4410447	715.363	8.27551131	0.035757662	83.66531254	401.011	12.3297859
0.097385273	23.73201501	1044.392	8.36563538	0.142615046	15.31100495	594.022	5.00404914
-0.027047318	N/A	575.686	8.77350686	-0.022321436	N/A	299.674	9.54670568
4.743060767	2.927223354	20192.291	1.5643391	4.72532635	2.940616499	9490.335	1.60643848
0.020951425	62.78498925	757.366	6.29983508	0.036555039	67.36431257	405.679	11.6982328
-0.020077944	N/A	602.355	9.6736917	0.002713121	1031.807955	346.344	13.0983434
-0.007497556	N/A	649.692	8.45701386	0.012798258	160.7342729	364.676	11.4757113
0.00754854	151.072577	726.699	6.28980219	0.028159518	66.34889872	402.013	7.72127745
0.032138282	41.16613795	814.039	6.5089233	0.033423818	89.11624197	405.345	14.0376174
0.045498692	16.50674197	881.376	4.1784347	0.077082552	29.2215293	495.685	7.57579662
0.04535199	42.18794685	870.042	7.83376075	0.066711552	24.11406927	470.349	4.98284698
0.013391391	81.87137468	745.699	6.76335096	0.041179162	69.09832545	425.014	13.8600533
0.018364808	73.93447435	767.034	6.71568233	0.046445957	62.60408832	435.348	12.6757063
10.51654969	2.428533717	43615.968	1.91942062	10.60110231	3.191299888	20710.196	2.24790695
0.074270299	13.52204026	993.388	3.66232976	0.108011664	27.90327406	552.02	9.02109256
-0.020337528	N/A	602.358	11.496756	-0.00433489	N/A	334.343	7.26691929
4.65594528	1.931009549	19964.61	1.82575731	4.688523032	2.319514116	9480.013	1.48379365
4.647745453	4.085111519	19556.653	1.55822909	4.650431735	3.975031281	9232.153	2.37445159
4.353584925	5.09034233	18404.236	1.67830959	4.379692533	5.718341875	8734.474	3.65124381
4.928248579	5.967335832	21057.029	1.99271636	4.877917533	6.121701292	9832.949	1.98752745
7.794502414	5.343045008	33290.686	2.37857237	7.717367317	5.45802416	15538.051	2.35809807
8.467470527	4.286405493	36367.433	1.42100726	8.394762456	5.263118146	16990.275	2.28944798
5.526120233	3.690024172	23553.837	3.00980835	5.536540454	4.53978125	11123.36	2.71344767
6.492261799	3.197625091	27556.191	1.97593257	6.541819693	2.068999979	13090.267	1.6061114
7.793780495	4.245217647	33667.026	1.55281666	7.785816608	4.041862516	15854.445	2.00176604
7.887855175	2.216170357	33789.337	1.43728186	7.850989223	1.699334838	15854.131	1.51935189
7.430394982	1.905268803	32081.202	1.4786894	7.378698826	3.127979716	15015.437	1.72337273
-0.040381002	N/A	540.02	10.5963793	-0.016270853	N/A	323.009	6.21909727
-0.039126025	N/A	549.686	11.3906231	-0.019255064	N/A	319.342	6.5243129

67 Zn [1]				68 Zn [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		78.001	18.4861259			367.344	9.85514903
-6.606851835	N/A	71.334	20.4526792	-7.678238838	N/A	343.676	6.34397473
-3.554840314	N/A	728.032	6.87753174	-4.198096586	N/A	3351.153	3.06381796
-3.144242064	N/A	840.707	7.06303144	-3.815538682	N/A	3794.957	2.69580315
25.74097987	2.699525969	7097.429	2.28210105	29.12964409	2.778779388	32511.098	1.48282285
4.643983075	9.469329064	2465.608	4.4155105	3.786967852	12.86881465	10155.88	2.87578767
48.51457127	6.88009682	11565.112	1.45834723	48.36886216	7.133823674	47368.316	1.61419394
-6.563280429	N/A	78.667	19.1805229	-7.652297351	N/A	357.677	9.33038258
-6.614939108	N/A	70	12.5004417	-7.674919718	N/A	348.677	7.58438999
-6.313750919	N/A	133.671	14.4670352	-7.438584287	N/A	550.353	4.40013294
-6.297232332	N/A	137.67	16.184177	-7.313182199	N/A	659.359	4.90064995
-6.310417052	N/A	135.669	11.3515877	-7.367948737	N/A	615.022	6.80476842
-6.138921159	N/A	172.67	15.5191965	-7.144467212	N/A	806.038	9.6909535
-6.156254605	N/A	168.67	16.2484564	-7.182395024	N/A	775.703	5.84358081
-6.271331237	N/A	147.669	17.8072556	-7.263839668	N/A	723.03	5.73199696
-6.290536606	N/A	144.337	14.4037476	-7.256132614	N/A	735.365	10.4104906
-6.319751788	N/A	137.337	14.6878871	-7.267243787	N/A	720.698	5.85015519
-6.263356019	N/A	153.005	14.5039606	-7.220045595	N/A	780.035	6.75138906
-5.940369788	N/A	222.338	12.8014568	-6.84717797	N/A	1099.067	5.60023611
-5.748064856	N/A	268.674	11.1934358	-6.579288322	N/A	1358.092	6.62969073
-5.688445587	N/A	282.675	12.2527735	-6.744994486	N/A	1213.077	4.31126608
-6.611189613	N/A	74.333	18.1924994	-7.661078111	N/A	379.013	8.80540544
25.69448888	8.305683525	7355.909	2.97719485	28.7738183	7.485788109	33430.859	2.30951923
-6.326139617	N/A	142.337	15.6930371	-7.295249185	N/A	728.365	7.32392998
-6.433162688	N/A	113.337	15.8084453	-7.401115681	N/A	608.356	6.16853442
-6.410216905	N/A	122.336	13.6576921	-7.411122163	N/A	619.025	5.45107148
-6.295246887	N/A	148.669	17.0168283	-7.287586442	N/A	732.366	9.35330635
-6.323771538	N/A	142.002	16.494966	-7.354684832	N/A	671.027	6.62018207
-6.358806207	N/A	136.002	9.78989264	-7.386300993	N/A	651.358	10.4583647
-6.189392435	N/A	173.337	19.9847173	-7.225176068	N/A	792.038	7.20930895
-6.339162702	N/A	141.671	15.9675497	-7.335133624	N/A	703.363	6.58584651
-5.875948686	N/A	252.007	10.3816272	-6.842056158	N/A	1175.073	4.65246905
-5.633322227	N/A	306.007	9.6726597	-6.50487969	N/A	1480.443	4.65786937
-5.86631696	N/A	253.339	10.2482421	-6.858368749	N/A	1156.738	5.58999103
-5.553016576	N/A	322.343	11.8318413	-6.517655864	N/A	1461.439	6.532447
-6.619688127	N/A	77.334	14.7641726	-7.67719903	N/A	389.678	7.75173191
25.10094134	3.697126651	7789.846	3.09696603	28.31581913	2.246579312	35601.762	1.41167095
0.31381332	65.32145655	1719.808	2.31084597	0.593059353	42.58024122	8273.153	2.80104545
0.637564422	107.8125195	1826.156	7.5535819	0.937020152	59.33000304	8739.809	2.71946215
-0.025660227	N/A	1655.464	3.92703045	-0.043741177	N/A	7742.804	2.28668786
1.958894017	19.93887281	2177.885	3.51674435	2.157106636	29.39867202	10074.156	4.43546107
2.222774343	9.399898273	2204.223	2.90051618	2.706699537	10.60616425	10437.788	2.54328658
-0.699645823	N/A	1522.781	4.13567524	-0.674153223	N/A	7268.185	1.45689563
-0.478976694	N/A	1560.453	5.52501523	-0.74212001	N/A	7122.767	2.81103922
-0.652779513	N/A	1526.78	6.25792805	-0.628405485	N/A	7281.522	2.05142782
-1.621987635	N/A	1293.419	6.57473739	-1.991868447	N/A	5959.154	2.73703965
-5.790942509	N/A	277.341	12.5012005	-6.708837552	N/A	1328.758	5.82188437
-1.005161946	N/A	1438.77	4.5655927	-1.204411159	N/A	6705.866	3.32946329
-6.593602435	N/A	83.669	20.0075977	-7.662934446	N/A	402.679	8.9908089
-0.466068272	N/A	1583.791	4.61316962	-1.407557624	N/A	6565.465	2.77377441
-4.685192128	N/A	541.352	6.32099868	-5.585401204	N/A	2407.928	3.06576602
-5.048233193	N/A	454.683	9.23606308	-5.799188498	N/A	2206.226	3.7618889
-5.11413729	N/A	445.015	7.14363918	-5.874022111	N/A	2164.882	3.44671012
-3.974609305	N/A	734.365	9.27840289	-4.614961993	N/A	3445.188	4.66085082
-4.892811265	N/A	510.35	14.0078776	-5.667868359	N/A	2414.269	3.11180981
-4.184321765	N/A	672.361	8.78262557	-4.845680718	N/A	3177.777	3.94816727
-5.37604899	N/A	383.01	15.1942394	-6.245254932	N/A	1803.487	4.5214744
-5.064381663	N/A	469.017	7.56705728	-5.953361629	N/A	2136.545	6.18630331
-5.592662711	N/A	334.34	9.3179582	-6.528575915	N/A	1544.783	5.23819684
-5.625157513	N/A	328.343	18.5002336	-6.635031055	N/A	1448.77	4.22813771
-6.61725251	N/A	80.333	11.480343	-7.675577362	N/A	405.014	12.526167
-6.64096544	N/A	75.333	21.2942298	-7.695095038	N/A	388.679	14.4937498

111 Cd [1]				112 Cd [1]				185 Re (ISTD) [1]	
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	CPS	CPS RSD
		2	179.178527			1.665	105.409255	7397.424	1.36937035
0.019928322	11.7874908	2.999	110.537664	0.059729516	2.704553526	4.998	90.3032212	7555.859	3.42093584
0.498051839	8.356815915	681.362	6.450112	0.527200631	6.353486896	1295.754	7.29935922	7589.222	4.53515369
0.985248224	8.220910583	1414.436	5.95751545	1.013203228	5.485973487	2717.339	4.83355464	7825.046	5.3180593
4.844789495	2.810996766	6928.705	2.07581578	4.8251194	2.376518852	13298.662	1.92775241	7663.593	2.47123021
9.809372597	4.356424849	13766.207	2.39525598	9.711560507	3.513151695	26378.851	1.65537333	7509.822	2.76594695
49.43620952	5.841757291	68137.263	1.33555827	49.45678672	5.663245551	132366.319	1.27113033	7377.069	5.03625095
0.040128993	15.96175194	31	30.0096566	0.08490198	8.923564131	72.334	27.5710294	7374.07	3.96339033
0.021607518	17.24548386	5.334	98.6145426	0.060816847	4.603961153	7.999	96.6376358	7592.542	3.2874899
0.074532121	19.33790166	80.001	24.216679	0.118273273	10.85398856	165.67	20.7381192	7550.862	2.74699961
4.429669367	2.850047294	6247.345	1.99479313	4.486243393	2.933397356	12184.852	1.77092098	7559.526	1.9829034
4.927437922	5.206823153	6986.403	2.32989513	4.913584764	5.041665182	13428.488	2.34279135	7606.899	4.0108311
4.107582676	6.650726834	5819.456	1.96995502	4.09607869	7.357930648	11162.534	2.4448877	7618.571	5.71631613
8.171563634	2.54630651	11602.966	2.23726836	8.097309128	2.299181578	22231.673	1.98067378	7595.231	1.39966164
7.909863038	2.884327509	11526.874	2.07218654	7.841924607	3.027477403	22090.053	1.43529132	7799.681	3.30617201
4.761619382	4.014783452	6968.729	3.09773382	4.794184301	1.711971301	13524.265	1.58493298	7843.383	2.12675769
4.75922306	4.335807462	6932.719	2.30139412	4.840742419	4.580463707	13590.682	3.00328487	7814.695	4.42565294
5.438290705	4.143383734	8093.109	1.81843719	5.442467752	5.067935656	15619.118	2.60274525	7975.809	2.90098766
5.748021857	5.584416722	8400.308	2.66142922	5.718895704	3.547729886	16138.122	2.08244785	7837.382	4.04605497
5.709104597	2.63269565	8486.69	2.61583758	5.785081034	2.936389106	16592.068	1.91932245	7962.471	3.63855925
5.299176745	2.819213697	7895.973	2.96626674	5.274393134	2.496868093	15153.834	2.18453731	7982.152	3.33803085
0.018928816	14.89098871	1.666	253.890634	0.059069685	2.012289562	3.333	105.440905	7974.475	1.38805613
4.844707176	6.818921524	7192.199	3.64124422	4.883535273	7.113776941	13968.109	3.08555526	7971.807	4.75917032
3.094488363	5.511157746	4704.968	2.74230367	3.128495909	5.505186678	9124.835	3.82024619	8175.281	3.87059238
4.312644647	3.31705778	6348.722	3.32141921	4.340977254	3.814092263	12299.639	2.82076242	7889.416	1.50893279
4.169184692	3.295264014	6333.719	1.98580844	4.229534578	2.85494139	12370.043	2.19005648	8147.934	3.03042883
6.218835353	2.291655757	9430.06	2.06821689	6.309886189	2.477969288	18474.071	1.81437551	8118.574	2.74575447
6.219785788	2.841499575	9453.755	2.76864717	6.282402544	1.924381631	18438.014	1.79896355	8135.249	1.10035952
7.906814809	2.806554494	12219.885	1.92390683	7.964845609	3.622967829	23792.93	1.42480262	8272.686	3.62081569
4.550875027	3.388654644	6918.036	3.12251872	4.540131568	2.236634266	13293.347	2.06193649	8146.257	1.89303765
5.033460623	4.161379675	7807.242	2.98424436	5.073477927	2.762814494	15173.201	1.4732785	8311.368	1.9666897
4.731864228	5.005920082	7364.972	1.34753337	4.801143575	5.146362979	14400.625	1.95774455	8354.076	4.5639041
4.740042716	3.199518724	7303.258	3.09523618	4.738683611	1.193393535	14068.548	1.51465207	8254.666	1.70011147
1.761866364	5.188716056	2716.671	3.81726916	1.774209847	2.19619151	5198.173	2.38007658	8319.045	2.18069699
4.696672775	3.065665222	7196.203	1.30496074	4.689294498	3.423311301	13843.982	2.617938	8213.31	2.70414657
0.019943047	8.692701496	3.333	81.6986895	0.059428382	1.911487033	4.665	76.8182489	8539.213	4.6802406
4.769292442	2.279648414	7637.474	2.85462262	4.838579184	2.95385349	14927.907	2.09968517	8578.564	2.11596775
0.033343527	14.03112864	24.333	29.6317687	0.074807597	9.105232081	51.333	39.821146	8367.075	2.11247253
0.036091669	15.14172499	29	29.2123944	0.078822755	6.331038478	64.667	22.8193565	8521.209	5.00525215
0.040952709	12.16907214	36.665	21.8536602	0.080562032	5.03237318	69.667	18.3877738	8452.477	2.3195619
0.034073076	17.20120382	26.335	36.0258928	0.074121433	3.746575044	51.002	18.2399797	8640.227	2.94913292
0.02893405	15.8083485	17.667	40.8087499	0.068835479	2.901346213	33.666	17.7371022	8486.826	1.7882082
0.069359386	13.65920158	83.336	19.413097	0.104907754	6.914349213	147.004	14.1184992	8611.933	2.28750189
0.040139657	20.11343392	35.668	37.1364887	0.082462316	6.047318423	76.002	19.4814022	8518.187	2.94264046
0.067580647	17.28236131	79.666	21.6471496	0.112116922	7.826372585	169.004	15.5879642	8574.903	2.50261425
0.207220532	8.002118056	305.007	9.50395099	0.245352519	9.770648197	586.023	12.7164322	8591.581	2.8705393
0.021787021	12.32244625	6.334	67.7094566	0.060737245	2.959756391	8.667	63.345435	8515.191	1.73211809
0.152382838	11.41031893	215.671	12.932633	0.185936001	8.735500211	398.678	12.7433891	8557.553	2.73734785
0.018864031	5.850952852	1.665	105.409255	0.058920058	2.081880392	3	122.300783	8516.86	2.8984891
4.716393793	2.516882402	7598.443	1.91266983	4.769252551	2.917146311	14805.103	2.15450868	8633.272	2.28988934
0.025183899	12.21324514	11.666	40.9680151	0.065542305	3.284368496	23.668	31.454049	8481.504	4.40123439
0.024532494	13.62877682	10.665	48.4198625	0.063403212	4.366302847	17	51.0080393	8502.193	3.75827191
0.024645671	21.54505194	10.999	78.3181647	0.065614125	3.283434145	24.332	31.0063675	8644.62	6.52164273
0.025426007	14.63745746	12.333	46.0260896	0.065851544	4.266922836	25.333	38.3347432	8734.686	4.16040231
0.020045352	10.11090627	3.666	90.4414459	0.062213312	3.801539731	13.668	54.4669616	8795.746	4.10995617
0.051212418	11.52785523	54	18.126627	0.084771882	5.403517187	84.335	17.0827608	8635.281	4.29212438
0.02093095	11.77768499	5	78.5737304	0.060243287	2.094311562	7.332	55.8894886	8632.609	2.12658872
0.029364146	13.27624074	19.001	33.1287607	0.067707992	6.249441693	31.332	42.0225714	8828.429	3.1006637
0.025922229	13.57872324	13.332	44.0986952	0.064213827	4.097004335	20	41.5769434	8749.693	1.82022039
0.023858465	15.70614853	10.001	62.8378347	0.065925446	5.320802149	25.666	43.7478204	8806.742	1.61977631
0.035639819	27.52784558	29.667	56.9124533	0.079802236	7.072817329	70.334	25.0250555	8865.471	6.79823103
0.021034041	12.96191277	5.334	84.3570106	0.062849783	2.283517159	15.999	30.7437826	8903.148	3.06368807

Sample						55 Mn [1]			
Rjct	Data File	Acq. Date-Time	Type	Sample Name	Level	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
	IGAZ 001SMPL.D	14-Jul-14 2:15 PM	Sample	blank1					
	IGAZ 002CALB.D	14-Jul-14 2:18 PM	CalBlk	blank1	1				
	IGAZ 003CAL.S.D	14-Jul-14 2:20 PM	CalStd	std1	2				
	IGAZ 004CAL.S.D	14-Jul-14 2:23 PM	CalStd	std2	3				
	HAMIS 005SMPL.D	14-Jul-14 2:26 PM	Sample	blank1				284.006	11.6295903
Zn[1]	HAMIS 006CALB.D	14-Jul-14 2:30 PM	CalBlk	blank1	1	-0.051319875	NA	323.009	8.72204722
Zn[1]	HAMIS 007CAL.S.D	14-Jul-14 2:32 PM	CalStd	std1	2	0.442647284	4.602004427	4948.044	3.15813015
Zn[1]	HAMIS 008CAL.S.D	14-Jul-14 2:35 PM	CalStd	std2	3	0.971218217	3.409606412	10001.771	2.02138665
Zn[1]	HAMIS 009CAL.S.D	14-Jul-14 2:38 PM	CalStd	std3	4	4.927474268	2.568640054	48530.909	1.06658096
Zn[1]	HAMIS 010CAL.S.D	14-Jul-14 2:40 PM	CalStd	std4	5	9.890987045	2.369558362	94977.122	1.30430264
	IGAZ 011CAL.S.D	14-Jul-14 2:43 PM	CalStd	std5	6				
Zn[1]	HAMIS 012CAL.S.D	14-Jul-14 2:46 PM	CalStd	std6	7	49.41259306	2.458077448	478369.715	0.93407724
Zn[1]	HAMIS 013SMPL.D	14-Jul-14 2:48 PM	Sample	blank2		-0.030581211	NA	522.351	9.95059994
Zn[1]	HAMIS 014SMPL.D	14-Jul-14 2:52 PM	Sample	blank1		-0.043331135	NA	411.681	8.51178564
Zn[1]	HAMIS 015SMPL.D	14-Jul-14 2:56 PM	Sample	Zn1-1000		-0.016206161	NA	683.362	9.3580988
Zn[1]	HAMIS 016SMPL.D	14-Jul-14 2:59 PM	Sample	Zn2-1000		0.010752762	97.06315762	941.046	5.42683944
Zn[1]	HAMIS 017SMPL.D	14-Jul-14 3:03 PM	Sample	Zn3-1000		-0.021294873	NA	630.025	6.79880357
Zn[1]	HAMIS 018SMPL.D	14-Jul-14 3:07 PM	Sample	ZnCd1-750		-0.011832404	NA	731.365	7.12701201
Zn[1]	HAMIS 019SMPL.D	14-Jul-14 3:10 PM	Sample	ZnCd2-750		-0.028522266	NA	566.686	9.13397217
Zn[1]	HAMIS 020SMPL.D	14-Jul-14 3:14 PM	Sample	ZnCd3-750		-0.030486028	NA	548.021	13.075537
Zn[1]	HAMIS 021SMPL.D	14-Jul-14 3:18 PM	Sample	CuZnMn1-500		0.944898048	3.818752845	10505.172	2.26337534
Zn[1]	HAMIS 022SMPL.D	14-Jul-14 3:21 PM	Sample	CuZnMn2-500		1.041642564	2.995755354	11720.264	2.72056777
Zn[1]	HAMIS 023SMPL.D	14-Jul-14 3:25 PM	Sample	CuZnMn3-500		1.160696177	3.598219816	13105.302	1.62345859
Zn[1]	HAMIS 024SMPL.D	14-Jul-14 3:29 PM	Sample	CuZnMn1-250		0.924548871	3.6013136	10771.472	1.65616499
Zn[1]	HAMIS 025SMPL.D	14-Jul-14 3:33 PM	Sample	CuZnMn2-250		1.021082652	3.145667927	11727.276	1.2059642
Zn[1]	HAMIS 026SMPL.D	14-Jul-14 3:36 PM	Sample	CuZnMn3-250		0.910582931	3.168869506	10441.461	2.17573393
Zn[1]	HAMIS 027SMPL.D	14-Jul-14 3:40 PM	Sample	std2		0.962419921	2.442748612	11268.847	1.70938821
Zn[1]	HAMIS 028SMPL.D	14-Jul-14 3:44 PM	Sample	blank1		-0.05450065	NA	326.342	10.9424652
Zn[1]	HAMIS 029SMPL.D	14-Jul-14 3:47 PM	Sample	ZnCd1-750		0.175374572	4.459537047	2813.357	2.76652999
Zn[1]	HAMIS 030SMPL.D	14-Jul-14 3:51 PM	Sample	ZnCd2-750		0.138998829	6.623791752	2416.267	3.64769001
Zn[1]	HAMIS 031SMPL.D	14-Jul-14 3:55 PM	Sample	ZnCd3-750		0.13143192	6.994554582	2410.926	2.8651851
Zn[1]	HAMIS 032SMPL.D	14-Jul-14 3:58 PM	Sample	CuZnMn1-500		4.156497956	1.662030601	46486.543	1.43729633
Zn[1]	HAMIS 033SMPL.D	14-Jul-14 4:02 PM	Sample	CuZnMn2-500		4.195439516	2.728108685	47634.543	1.2563656
Zn[1]	HAMIS 034SMPL.D	14-Jul-14 4:06 PM	Sample	CuZnMn3-500		4.637267384	3.206871343	52159.396	1.71818969
Zn[1]	HAMIS 035SMPL.D	14-Jul-14 4:09 PM	Sample	CuZnMn1-250		2.103209538	3.202973043	24172.071	2.19496719
Zn[1]	HAMIS 036SMPL.D	14-Jul-14 4:13 PM	Sample	CuZnMn2-250		2.116289519	2.214592141	24573.518	1.65114051
Zn[1]	HAMIS 037SMPL.D	14-Jul-14 4:17 PM	Sample	CuZnMn3-250		1.805950156	3.859976274	21574.666	1.72523784
Zn[1]	HAMIS 038SMPL.D	14-Jul-14 4:20 PM	Sample	Mn1-1000		5.973699187	1.807737244	69992.985	1.51001989
Zn[1]	HAMIS 039SMPL.D	14-Jul-14 4:24 PM	Sample	Mn2-1000		5.88811903	2.44214135	68288.024	1.39424137
Zn[1]	HAMIS 040SMPL.D	14-Jul-14 4:28 PM	Sample	Mn3-1000		6.062304024	1.824069382	70549.203	1.41178889
Zn[1]	HAMIS 041SMPL.D	14-Jul-14 4:32 PM	Sample	blank1		-0.05607745	NA	336.675	13.3331341
Zn[1]	HAMIS 042SMPL.D	14-Jul-14 4:35 PM	Sample	blank1		-0.057125805	NA	318.008	9.30009039

63 Cu [1]				64 Zn [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		739.365	7.54093309			747.699	5.89621872
-0.10997311	N/A	524.685	5.53242155	-7.847542895	N/A	897.045	6.03153192
0.405890361	7.745790438	2264.903	4.66746683	-4.338949074	N/A	7515.661	3.0075075
0.941752623	3.41512075	4126.394	2.68205936	-3.903349163	N/A	8426.581	3.58196222
5.013051233	3.146932584	18502.029	2.00822753	29.4544899	3.178412615	73826.699	1.6466614
9.949460776	2.505562562	35222.535	1.1957916	3.914564135	7.310086064	23497.011	1.57134142
49.39341812	2.690612873	173888.758	1.18350244	48.3143871	3.45162124	110474.533	1.14719936
-0.109313013	N/A	526.018	10.8115164	-7.868823696	N/A	855.374	6.6905127
-0.10140228	N/A	571.688	5.83268128	-7.882352501	N/A	854.374	6.92169942
-0.111304356	N/A	537.021	8.7220567	-6.861518501	N/A	2906.709	3.52067557
-0.113727281	N/A	525.352	7.19292002	-5.925414747	N/A	4737.952	4.02728001
-0.118760898	N/A	508.017	7.23599867	-7.014170204	N/A	2588.301	4.18150403
-0.100160332	N/A	581.022	8.40620524	-6.99990856	N/A	2645.98	3.15946938
-0.111167184	N/A	541.686	8.68471263	-7.095233594	N/A	2461.273	4.89155372
-0.075794286	N/A	673.695	7.71676372	-7.2301025	N/A	2192.886	5.29132475
0.78213527	5.032996412	3853.633	2.61988168	-6.850620535	N/A	3005.066	5.05002793
0.846209054	4.352365154	4172.743	4.05127607	-6.933828513	N/A	2888.041	3.14611145
0.942865305	5.385686767	4586.892	2.62899971	-6.776755873	N/A	3255.797	1.49825119
0.976361571	5.051651247	4783.639	3.86324435	-6.735904764	N/A	3390.833	3.52646117
1.125378768	4.737277474	5325.525	3.41631179	-6.653973812	N/A	3542.208	3.33905158
0.972651428	4.942919748	4685.589	2.76112519	-6.734064654	N/A	3332.815	2.50837983
0.948660536	6.384588064	4712.273	3.80761793	-3.93364388	N/A	9506.355	2.08151723
-0.05483042	N/A	801.036	6.59795094	-7.914347911	N/A	856.708	5.96664667
-0.053695131	N/A	809.372	8.8694883	-2.683633969	N/A	12278.104	1.52319025
-0.089263467	N/A	668.695	7.70227332	-2.857923017	N/A	11879.731	2.51826882
-0.043209391	N/A	877.375	5.13437998	-2.705346356	N/A	12608.442	1.82042197
3.537416148	2.138507615	15081.816	1.09334116	-4.025508638	N/A	9479.338	1.84850063
3.658372932	4.216272507	15797.703	1.52922187	-4.264104575	N/A	9090.052	2.20915314
4.018430783	3.976986306	17125.749	2.53569606	-3.986478874	N/A	9642.127	3.39205785
2.315605063	3.842381504	10311.654	2.64427717	-5.537530426	N/A	6180.916	1.69236712
2.363636259	3.574200943	10612.911	2.01066795	-5.510837122	N/A	6303.982	2.9346308
2.05046658	6.32598369	9551.719	3.86053931	-5.784192644	N/A	5816.749	2.69466737
-0.032474674	N/A	953.716	5.37838634	-7.609955756	N/A	1631.131	5.54651489
-0.0868984	N/A	718.031	6.85197612	-7.64580566	N/A	1530.113	2.725261
-0.096036525	N/A	683.029	10.6688418	-7.708086962	N/A	1392.43	3.00741547
-0.056977681	N/A	864.04	6.98456973	-7.943895542	N/A	862.041	7.48790026
-0.050505389	N/A	871.04	6.04597599	-7.911753787	N/A	918.378	4.94820752

65 Cu [1]				66 Zn [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		365.345	8.08297178			358.011	11.1321257
-0.102021559	N/A	282.006	12.3116996	-8.203072543	N/A	393.346	10.7568107
0.416992923	11.7690004	1103.732	5.17001309	-4.612134279	N/A	4260.112	3.12383693
0.93749299	7.322902661	1955.845	5.39081621	-4.049448747	N/A	4913.35	2.21034899
5.028235824	3.547827544	8751.137	2.46897317	30.52686898	3.14957808	43565.176	2.00851894
9.913942255	3.101404059	16533.986	2.18004107	3.668811888	10.35929375	13398.592	2.30469355
49.39895757	2.331668201	81836.4	0.75073884	48.2625747	3.131781035	63207.115	1.16240396
-0.10673352	N/A	273.672	10.3583489	-8.181954848	N/A	416.013	9.66593932
-0.092816861	N/A	305.674	8.68000377	-8.17183375	N/A	441.347	8.53928692
-0.099303849	N/A	296.008	14.7002322	-7.167378791	N/A	1591.458	4.70191263
-0.102397061	N/A	289.341	13.7264024	-6.151865871	N/A	2731.332	2.99167861
-0.070698932	N/A	343.186	63.107396	-7.299543246	N/A	1434.771	4.56529168
-0.100522378	N/A	296.007	8.44097697	-7.27887505	N/A	1473.774	2.97900042
-0.102121795	N/A	293.674	13.3926683	-7.378128734	N/A	1364.428	4.97283011
-0.077418124	N/A	337.009	9.82998495	-7.547630041	N/A	1170.404	5.52725635
0.808901005	6.242092824	1883.168	4.16566229	-7.154631938	N/A	1647.131	6.53810919
0.861964388	5.025295167	2013.854	2.89422463	-7.222370058	N/A	1599.121	4.30622397
0.926701803	7.233049469	2152.546	3.92445045	-7.077349814	N/A	1793.484	4.71220207
0.989506726	7.305291217	2299.242	5.90847097	-7.026480424	N/A	1880.168	3.81137809
1.111494259	7.077965406	2504.283	5.22105895	-6.937238756	N/A	1977.85	5.39049141
0.97386164	8.056948802	2229.894	5.0266303	-7.057731006	N/A	1809.819	5.40098197
0.928472248	6.865675622	2205.223	5.01648075	-4.149962292	N/A	5459.914	2.95697463
-0.05178623	N/A	407.346	10.7935757	-8.231383924	N/A	403.679	10.9031431
-0.052108364	N/A	408.678	12.5670132	-2.841821542	N/A	7112.438	2.39794303
-0.089243139	N/A	339.674	8.94012095	-3.03101923	N/A	6866.293	1.38558045
-0.048474222	N/A	429.014	8.82886776	-2.816088885	N/A	7367.907	2.23359964
3.458136214	3.862366462	6971.34	2.80328476	-4.120581907	N/A	5596.985	3.68219314
3.707211847	3.221081224	7552.347	1.8215058	-4.440209739	N/A	5274.17	4.16918551
3.995551	2.971591379	8040.659	2.35868939	-4.122816312	N/A	5638.664	2.0306109
2.329404113	4.098035611	4902.343	2.92492629	-5.756874808	N/A	3561.884	3.18031475
2.369377859	4.429367586	5029.404	3.19247351	-5.760159932	N/A	3593.894	1.81381088
2.061561403	4.64076493	4543.542	3.3642696	-5.972632437	N/A	3394.171	3.83916467
-0.03919132	N/A	462.015	6.08634042	-7.870928315	N/A	913.379	7.20787982
-0.078782314	N/A	380.01	4.76934561	-7.935166988	N/A	818.706	7.56713578
-0.092718946	N/A	354.342	8.57730384	-8.022832984	N/A	706.696	6.17459455
-0.054159079	N/A	438.347	9.37011128	-8.226124265	N/A	446.347	7.04533631
-0.062626203	N/A	412.679	9.91366176	-8.244751478	N/A	413.014	13.9041098

111 Cd [1]				112 Cd [1]				185 Re (ISTD) [1]	
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	CPS	CPS RSD
		0.999	161.015297			0.666	210.818511	6374.474	2.02627943
-0.056974669	N/A	0.667	316.227766	-0.021728137	N/A	0.999	161.015297	6600.273	2.71201653
0.397448615	11.26675068	550.352	9.34228577	0.466027847	7.230232556	1139.738	6.38796439	6429.18	2.35421468
0.973982304	7.077184867	1260.085	6.09970185	0.979102269	5.902630407	2360.928	5.56843715	6493.209	3.33176383
4.960318587	3.658244569	6267.354	2.88610904	4.857193712	1.493527722	11764.444	1.98293917	6635.955	1.86631265
9.91360601	3.142566695	12244.574	1.82086248	9.894537194	2.796352134	23501.333	1.37543425	6525.555	2.45857384
49.40521915	2.45918411	61666.9	1.17862017	49.41846711	2.205820639	118956.672	1.01914682	6624.28	2.27109472
-0.050760645	N/A	8.333	43.2005076	-0.01543544	N/A	16.001	51.7751333	6593.593	2.18548521
-0.055205971	N/A	2.999	110.537664	-0.020109981	N/A	4.999	100.667436	6804.729	3.71340494
-0.053584869	N/A	4.999	95.5979387	-0.018778918	N/A	8.334	60.3614716	6815.39	1.35538936
-0.055644945	N/A	2.332	96.4716974	-0.020523055	N/A	3.999	109.745095	6785.058	7.42887416
-0.055151989	N/A	3	122.300783	-0.020798667	N/A	3.334	115.47584	6788.035	2.0722581
0.259826272	7.192594229	410.014	6.41305889	0.293117443	10.54581233	785.37	8.9890333	6861.093	1.63838871
0.255745123	13.25085475	405.679	9.81535954	0.316753841	8.220717619	847.374	6.92368664	6889.771	3.87037233
0.318158226	11.1641623	487.682	8.8780628	0.323535142	9.763174785	866.042	8.77525433	6898.451	2.03598212
-0.035729478	N/A	28.668	42.5277011	-0.002829873	N/A	48.999	24.85235	6992.834	2.23093563
-0.051493269	N/A	8.001	48.9167076	-0.018132732	N/A	10.333	51.4465079	7129.917	2.53534449
-0.054808617	N/A	3.667	79.6373271	-0.018964213	N/A	8.332	50.7764545	7212.97	2.42698985
-0.052615983	N/A	6.666	88.2068422	-0.01660156	N/A	14.665	66.2362912	7316.037	2.86105713
-0.046752562	N/A	14.666	41.7728479	-0.010175121	N/A	31.667	35.1744352	7269.335	2.74141356
-0.036756221	N/A	28	25.2232436	-0.003447929	N/A	48.666	29.4503702	7191.287	3.54932737
0.969290319	5.356882375	1424.768	4.07257148	0.992802918	3.628423583	2718.336	2.83443187	7373.403	1.79060459
-0.056071874	N/A	2	140.589631	-0.021634515	N/A	1.333	174.861138	7368.409	2.46145739
3.056938018	2.999956431	4343.831	3.38431322	3.109828742	2.793393168	8427.998	2.31712131	7407.757	1.99170967
3.168435894	3.64169112	4491.553	3.2053506	3.196726429	2.90162073	8650.156	3.05888668	7396.414	1.77961106
3.27911855	5.8166198	4794.67	3.31268863	3.304568046	2.500042236	9232.586	1.39005345	7641.922	2.79765141
-0.031582854	N/A	36.666	37.1134139	0.00915083	51.84632523	85.336	14.87309	7509.833	1.47217504
-0.04302537	N/A	20.669	45.4925878	-0.011542563	N/A	29.333	30.2108096	7628.891	2.79433771
-0.04833072	N/A	13	53.3007297	-0.014510207	N/A	21.001	61.2632247	7571.875	2.43458789
-0.04558687	N/A	16.999	45.7078977	-0.009684913	N/A	34.334	39.6517366	7572.53	2.7208628
-0.034513958	N/A	33.001	25.8420603	-0.001473748	N/A	57.668	29.7301069	7650.925	2.37715738
-0.019109372	N/A	56.667	19.6081204	0.017773626	51.01972525	113.337	22.0104784	7823.377	2.66000721
-0.037829315	N/A	29.333	37.8086227	-0.000835517	N/A	61.334	15.2010863	7917.436	2.5569274
-0.043761653	N/A	20.333	45.3592934	-0.013809912	N/A	23.668	30.0273546	7835.034	2.3511191
-0.053659067	N/A	5.667	55.8243706	-0.017005959	N/A	14.667	45.7048352	7864.391	1.88572927
-0.057051631	N/A	0.666	210.818511	-0.021907468	N/A	0.667	316.227766	8033.518	4.73670526
-0.055904462	N/A	2.333	151.367835	-0.0211997	N/A	2.665	79.1064324	7849.042	1.96050444

Sample							55 Mn [1]			
	Rjct	Data File	Acq. Date-Time	Type	Sample Name	Level	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		HAMIS 001SMPL.D	16-Jul-14 11:11 AM	Sample	blank1				214.34	15.1504456
Zn[1]		HAMIS 002CALB.D	16-Jul-14 11:15 AM	CalBlk	blank1	1	0	N/A	188.338	17.4057383
Zn[1]		HAMIS 003CAL.S.D	16-Jul-14 11:18 AM	CalStd	std1	2	0.491051138	2.249963823	5400.896	2.60645906
Zn[1]		HAMIS 004CAL.S.D	16-Jul-14 11:21 AM	CalStd	std2	3	1.054204454	15.02091738	11281.54	2.80646911
Zn[1]		HAMIS 005CAL.S.D	16-Jul-14 11:23 AM	CalStd	std3	4	5.038786999	2.779909395	53529.717	1.35662321
Zn[1]		HAMIS 006CAL.S.D	16-Jul-14 11:26 AM	CalStd	std4	5	9.91092498	2.888777721	106566.696	1.05117878
		IGAZ 007CAL.S.D	16-Jul-14 11:29 AM	CalStd	std5	6				
Zn[1]		HAMIS 008CAL.S.D	16-Jul-14 11:31 AM	CalStd	std6	7	49.39551769	4.513664479	527320.671	1.24188227
Zn[1]		HAMIS 009SMPL.D	16-Jul-14 11:34 AM	Sample	blank2		0.01547006	20.51118063	353.343	8.5664522
Zn[1]		HAMIS 010SMPL.D	16-Jul-14 11:38 AM	Sample	blank1		0.006206438	37.02647709	256.008	9.24356137
Zn[1]		HAMIS 011SMPL.D	16-Jul-14 11:42 AM	Sample	Mn1-750		6.842577135	1.619636842	73889.15	1.37323905
Zn[1]		HAMIS 012SMPL.D	16-Jul-14 11:45 AM	Sample	Mn2-750		10.45655042	2.473437214	112701.668	1.51040001
Zn[1]		HAMIS 013SMPL.D	16-Jul-14 11:49 AM	Sample	Mn3-750		6.798572381	3.237376024	73725.623	1.42767828
Zn[1]		HAMIS 014SMPL.D	16-Jul-14 11:53 AM	Sample	Mn1-500		5.836517545	3.409153835	64512.351	1.16494109
Zn[1]		HAMIS 015SMPL.D	16-Jul-14 11:56 AM	Sample	Mn2-500		4.856937343	5.640663213	54499.285	1.61937518
Zn[1]		HAMIS 016SMPL.D	16-Jul-14 12:00 PM	Sample	Mn3-500		5.925978599	2.819754981	65889.369	0.92892167
Zn[1]		HAMIS 017SMPL.D	16-Jul-14 12:06 PM	Sample	Mn1-250		2.268380744	2.324584873	26081.876	1.44214286
Zn[1]		HAMIS 018SMPL.D	16-Jul-14 12:10 PM	Sample	Mn2-250		2.870038898	8.647396312	32488.166	2.26477051
Zn[1]		HAMIS 019SMPL.D	16-Jul-14 12:14 PM	Sample	Mn3-250		2.630769178	4.09846394	30501.821	2.09196467
Zn[1]		HAMIS 020SMPL.D	16-Jul-14 12:18 PM	Sample	CuZnMn1-1000		10.62217184	2.416907503	125431.753	1.55808123
Zn[1]		HAMIS 021SMPL.D	16-Jul-14 12:22 PM	Sample	CuZnMn2-1000		12.35750105	2.127382927	144882.288	1.51055956
Zn[1]		HAMIS 022SMPL.D	16-Jul-14 12:25 PM	Sample	CuZnMn3-1000		10.94719254	1.92416652	127452.769	0.99222311
Zn[1]		HAMIS 023SMPL.D	16-Jul-14 12:29 PM	Sample	std3		4.873396635	4.722440613	58882.042	2.5865174
Zn[1]		HAMIS 024SMPL.D	16-Jul-14 12:33 PM	Sample	blank1		0.002638477	66.93072181	238.006	8.19920138
Zn[1]		HAMIS 025SMPL.D	16-Jul-14 12:36 PM	Sample	CuZnMn1-750		13.79349815	2.822306277	166121.017	1.20680105
Zn[1]		HAMIS 026SMPL.D	16-Jul-14 12:40 PM	Sample	CuZnMn2-750		13.36434098	2.211659616	161456.195	1.40829663
Zn[1]		HAMIS 027SMPL.D	16-Jul-14 12:44 PM	Sample	CuZnMn3-750		0.201447637	6.841720905	2676.99	3.14652513
Zn[1]		HAMIS 028SMPL.D	16-Jul-14 12:48 PM	Sample	ZnCd1-1000		0.399506905	4.659849807	5024.4	3.07165203
Zn[1]		HAMIS 029SMPL.D	16-Jul-14 12:51 PM	Sample	ZnCd2-1000		0.224307176	6.016827263	2981.392	4.19898656
Zn[1]		HAMIS 030SMPL.D	16-Jul-14 12:55 PM	Sample	ZnCd3-1000		0.210204448	4.198994542	2870.701	3.91951107
Zn[1]		HAMIS 031SMPL.D	16-Jul-14 12:59 PM	Sample	ZnCd1-500		0.452677645	2.793216153	5839.768	2.57115709
Zn[1]		HAMIS 032SMPL.D	16-Jul-14 1:02 PM	Sample	ZnCd2-500		0.419633619	5.952240345	5442.585	2.2049432
Zn[1]		HAMIS 033SMPL.D	16-Jul-14 1:06 PM	Sample	ZnCd3-500		0.432051243	2.043412605	5574.975	2.77590594
Zn[1]		HAMIS 034SMPL.D	16-Jul-14 1:10 PM	Sample	ZnCd1-250		0.461195844	7.189270734	5953.49	3.02854835
Zn[1]		HAMIS 035SMPL.D	16-Jul-14 1:14 PM	Sample	ZnCd2-250		0.43968804	1.957809581	5867.118	2.19307995
Zn[1]		HAMIS 036SMPL.D	16-Jul-14 1:17 PM	Sample	ZnCd3-250		0.424225345	4.99975013	5459.593	3.3054841
Zn[1]		HAMIS 037SMPL.D	16-Jul-14 1:21 PM	Sample	blank1		0.000665118	301.5652	234.673	10.2700972
Zn[1]		HAMIS 038SMPL.D	16-Jul-14 1:25 PM	Sample	std3		4.943169994	5.035616087	63039.293	1.28622478

63 Cu [1]				65 Cu [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		681.028	6.65572287			346.676	11.5027432
0	N/A	559.02	7.11173399	0	N/A	328.676	14.8070686
0.511071083	6.285857305	2515.951	5.53690518	0.516967701	6.796988999	1255.413	5.13713148
1.072143242	13.33601946	4643.912	2.33834154	1.031154399	18.48890767	2160.545	5.35763579
5.199652103	3.134176059	20437.693	1.53007604	5.214764313	2.836791863	9670.488	2.13468631
10.01651152	2.710807643	39403.837	1.66506378	10.04233769	3.620668957	18571.876	1.97446322
49.3580464	4.537237029	190835.158	1.2084976	49.35216074	4.247437922	89478.143	1.32463442
-0.006124809	N/A	534.685	8.30865553	-0.010063514	N/A	310.008	12.4164352
0.005181964	258.2764242	582.354	9.24998567	0.004266521	394.4194219	338.343	9.2097476
0.169018684	9.138931566	1221.079	5.30639612	0.167480788	15.76213486	636.692	7.91732801
0.096376066	13.31468988	937.047	4.52646584	0.112428329	20.2682404	535.686	7.80563764
0.040937246	28.31898416	726.031	6.72628786	0.049503204	45.68641447	423.012	8.72373064
0.059488811	37.18365412	811.704	8.35228666	0.066104675	44.08545058	462.348	11.9537795
0.029621962	39.10599876	704.363	4.29161168	0.019448424	101.4684747	381.679	11.3816259
0.038538456	33.69893131	734.031	6.76571574	0.052069661	36.3317452	438.347	6.77596672
0.045454439	47.12531242	782.369	8.74657641	0.050961919	46.77882675	448.681	8.36350803
0.06135822	30.41712909	838.705	6.51537806	0.056746172	47.64353512	454.016	8.46245049
0.065020524	32.16178477	871.709	7.7419415	0.057756925	32.53450815	467.016	8.08555863
5.532714476	2.177402643	24181.3	1.92785222	5.522989641	3.007411687	11382.594	2.34145257
7.211985604	2.004704696	31115.799	1.76741001	7.23553525	1.681674732	14699.086	1.80223278
5.861333187	2.993298193	25218.631	2.21025599	5.803543196	3.496932468	11774.613	2.89613424
5.018256137	4.858675088	22451.107	2.07789411	5.052487712	6.059227904	10659.619	2.84343991
0.014301991	82.50585175	675.362	7.50068597	0.004752742	331.0831317	371.011	8.98517934
8.982240694	3.236904432	39655.237	1.57754154	8.865794021	3.21662649	18420.288	2.37239717
9.053863067	2.256263656	40090.973	1.20978606	9.169686699	2.004772404	19097.278	1.62955513
0.025091649	64.22251642	749.366	6.92942984	0.020354594	92.53478847	418.346	9.13389186
0.054170514	29.6960677	865.709	7.73788671	0.067112645	32.82021234	507.686	9.46517244
0.017515981	66.07830505	723.03	7.65797018	0.007466188	207.8094886	394.678	7.95527088
0.003157207	482.2061631	672.028	8.08761613	-0.012092704	N/A	361.012	7.60258741
0.184073023	8.532943523	1475.105	4.90924492	0.185021329	12.22599524	770.7	6.23416851
0.078047021	19.73878938	1003.722	7.76276668	0.077560828	40.78616783	545.354	10.0200308
0.092511584	15.37132912	1062.726	6.60447445	0.085511376	37.32858384	559.687	10.2566249
0.127313153	8.209844841	1225.078	5.80134174	0.121696092	28.5970962	639.025	10.9177861
0.180076077	6.746334416	1505.445	3.85994354	0.179733898	5.777338938	784.704	2.71794802
0.170683159	21.3369098	1404.431	7.76063906	0.169849661	13.68089483	735.033	5.36746785
0.013664166	44.83257989	735.366	4.8551992	0.008809147	258.4503696	414.012	11.610931
5.121952181	4.74751006	24181.639	1.48523109	5.157287966	5.233488634	11483.684	1.96397115

67 Zn [1]				68 Zn [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		80.334	20.2780614			371.009	12.6150079
0	N/A	67	28.9579977	0	N/A	322.675	13.2190592
2.711196516	7.037225419	751.034	6.35022001	2.992527605	3.942979167	3405.508	2.78548537
3.123427376	18.17249498	847.04	7.90267898	3.474890341	15.42955994	3873.316	3.67173731
28.68924313	2.995017488	7291.198	2.1541937	32.44290557	3.459513821	33681.79	2.14723683
9.764628901	3.975087296	2561.291	4.27342933	9.853182018	3.10393597	10598.237	1.97854466
47.0214245	5.019547236	12004.514	3.02735357	46.62261484	4.439219496	48656.849	1.29871231
0.031614952	189.0994089	75.001	20.9778855	0.03532158	118.3613944	358.343	11.0954122
0.025341543	175.8221948	73.668	15.0015619	0.034127091	122.3434972	359.343	11.5022142
0.457724407	32.23205061	184.671	20.4965747	0.558516292	3.916058169	909.045	2.61071674
0.271592673	37.50036051	136.335	16.1546378	0.326358326	12.74995476	665.026	4.94108826
0.211004624	32.9842348	122.005	14.8648882	0.232407375	16.64170919	570.356	6.99412333
0.215859715	34.32172804	125.671	15.7689989	0.23010979	20.30799743	578.69	8.31292328
0.129110718	49.79242921	104.669	17.9021852	0.159030803	29.06354289	510.351	9.71984457
0.20803058	43.68409561	124.002	18.1799929	0.17510177	18.70000952	522.686	6.04879442
0.127097762	34.08743668	106.002	12.1156668	0.190879343	24.84230583	556.021	10.3794535
0.21450289	34.63766792	128.003	14.5895213	0.237269496	17.60690986	600.355	8.25008979
0.245883261	22.76508708	139.336	10.0118077	0.257316062	14.73729846	635.024	5.8155015
6.581897446	7.354425358	1919.509	6.83089123	7.373545782	3.71260946	8799.169	2.84886448
7.417548258	6.387156725	2139.214	6.26496301	8.582389476	2.374108484	10113.844	1.80794789
6.389747941	5.703432187	1839.49	5.34839768	7.594739363	3.961752242	8925.6	3.2287883
28.55412397	4.3605036	8252.14	1.68203735	31.40375089	4.738853965	37082.715	1.59486608
0.069209688	95.12196124	92.669	18.6371454	0.046973491	59.09897344	407.678	7.11875791
8.132671112	5.641886489	2400.924	3.60972714	9.405335602	4.307201245	11350.588	2.76773654
7.747629309	4.268601617	2298.243	2.67947344	9.0399317	2.635562474	10958.909	1.85962834
2.408021698	11.41022307	777.034	9.63027636	2.76269258	6.794970778	3648.916	3.72475015
5.001715149	3.418057405	1509.109	3.26690744	5.739460038	3.162106903	7081.409	2.5502747
4.9806367	4.767549058	1538.446	5.15662878	5.48493112	2.178887379	6941.006	1.1669632
8.552238006	5.539188745	2640.316	3.82126487	9.735925015	4.086296488	12290.797	2.16648105
4.220244571	5.612211132	1324.424	5.62868318	4.824623675	4.179711607	6192.267	2.88095567
5.786524429	7.383684721	1790.485	3.90928492	6.601232505	4.59340739	8362.885	2.53286363
5.790893319	3.83125629	1785.152	3.92366048	6.542584094	2.640431106	8252.802	2.89535058
4.776192817	7.378359297	1491.11	4.85980208	5.472275004	4.973818067	6990.031	1.71304162
3.522165493	4.822908441	1155.071	4.5314108	4.071938836	4.650910472	5460.256	3.74851608
3.422546846	6.48058024	1083.73	5.93217667	3.810560987	6.065014661	4945.699	3.82025045
0.044885883	140.7686581	94	20.4616726	0.046502892	58.39424706	445.014	7.03809006
28.71127064	6.56799979	8753.813	2.79308094	32.04759168	4.865466558	39950.403	1.82634522

111 Cd [1]				112 Cd [1]				185 Re (ISTD) [1]	
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	CPS	CPS RSD
		0.666	210.818511			0.666	210.818511	7063.871	3.10167593
0	N/A	2.332	96.4716974	0	N/A	1.666	141.478004	7104.233	1.67798874
0.482643577	7.833439304	654.361	7.84862883	0.476165239	7.251127744	1244.749	7.06371592	7053.197	1.25410376
1.015930487	15.98831473	1364.764	7.27026354	1.032283905	13.85765414	2678.663	4.37643717	7123.294	14.5682262
5.015624665	3.13738512	6759.953	2.58108211	4.997099679	1.465612834	13016.379	2.17309404	7036.535	2.52667674
9.932776969	3.895160386	13566.963	2.15332796	9.903546011	3.539103523	26139.015	1.46846738	7135.262	2.93823842
49.39429499	4.706952893	67075.004	1.43065439	49.4016845	4.762164662	129638.148	1.26470389	7100.242	3.95884396
0.005952718	75.67104581	10.332	57.8213428	0.009058207	31.28987768	25.666	31.8461811	7103.23	3.25819509
0.004120223	96.01848829	8	68.611679	0.002481372	109.9978726	8.334	88.929325	7143.263	2.77899463
0.031580017	35.04743663	45.668	33.720134	0.034099065	17.27774561	92.001	16.9272727	7155.599	1.07354839
0.015351056	34.11959494	23.332	30.8624366	0.015149804	27.37279017	41.668	25.6452499	7152.265	3.09233792
0.007235218	47.1565632	12.333	38.3199475	0.007513199	43.14421288	21.666	39.8939191	7190.289	2.6861696
0.014450634	31.68722039	22.667	28.4049147	0.01541305	29.9168742	43.333	27.8539702	7329.032	3.92939523
0.009088871	48.46243293	15.332	39.9590833	0.007000514	38.96750457	20.999	35.9275215	7446.452	5.34638139
0.008192971	50.72463977	14	41.6995381	0.008645559	55.46433091	25.334	51.2235689	7369.746	3.06178357
0.018483543	24.60924777	29.332	22.5992735	0.020939668	29.26683401	60.334	27.1243159	7582.872	2.66616214
0.008143808	53.766181	13.999	40.1487391	0.008203503	25.12712522	24.333	19.4260447	7511.85	6.86265974
0.007914236	100.0422882	14	81.5709351	0.010211861	31.23369805	30.667	27.9709927	7657.925	2.94097174
0.002696136	99.55153515	6.665	62.3810204	0.003489683	68.07075581	12	58.8673441	7835.046	2.62617318
0.004088519	67.60891621	8.667	48.6566735	0.005733013	36.06123616	18.333	32.3536718	7780.014	2.31720859
0.001926796	151.6493675	5.333	79.065196	0.002515446	53.63982277	8.999	42.9425498	7723.967	1.93851209
4.977732932	5.514211281	7625.128	2.41322479	4.979282995	5.387241813	14739.016	2.72528481	8011.164	4.7397529
-0.00037135	N/A	1.999	116.587367	0.000528643	254.978836	3.332	115.516272	7810.035	2.32312881
0.008794734	47.77689325	15.999	39.0415881	0.006243761	37.84133414	20.333	34.0851718	7994.828	2.46853506
0.01410536	34.34982767	24.333	31.6705175	0.014282858	20.90522332	44.334	20.9863943	8019.175	2.95057662
1.929271322	4.814338331	3005.414	3.69028274	1.929267172	5.289810814	5801.121	2.0795211	8136.257	4.61575725
4.267284069	2.776995418	6545.167	1.74921393	4.213178382	2.221341077	12489.149	2.59591118	8007.159	2.16797664
4.0540778	4.166926549	6362.74	3.55626378	4.078692355	2.708436236	12370.726	2.82616703	8192.959	2.00467748
3.848855825	2.030337169	6173.637	1.59082966	3.847395586	3.651511889	11919.602	2.33252739	8373.752	2.98028301
3.255303925	3.833345391	5146.155	3.59086335	3.288870947	2.529375899	10046.901	3.11314568	8250.992	2.28925448
4.813288956	5.790985894	7627.126	2.85742014	4.798450094	4.605089203	14696.627	1.80270765	8288.36	5.0060128
4.745242793	3.478967307	7486.708	3.02541035	4.733960339	2.129157848	14431.97	1.76275321	8237.317	2.73966927
3.24424392	6.359096037	5136.479	2.42361565	3.249878016	6.251441479	9941.496	2.53405849	8281.688	4.65447102
2.750384671	3.283492668	4492.548	3.02587559	2.743005281	2.933212118	8654.825	2.34489478	8523.191	1.50075
2.564127879	6.575466135	4032.386	4.37393023	2.562729178	6.245707139	7782.565	2.55580625	8221.653	4.76478102
-0.000695216	N/A	1.666	141.478004	0.000521107	175.6238417	3.665	79.653083	8534.202	1.58284285
5.127719524	4.404031719	8298.571	2.59419259	5.079240233	4.218227426	15881.111	1.80906999	8459.173	4.78005045

Sample							55 Mn [1]			
Rjct	Data File	Acq. Date-Time	Type	Sample Name	Level	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	
	HAMS 001SMPL.D	18-Jul-14 10:06 AM	Sample	blank1				167.006	15.3003325	
	HAMS 002CALB.D	18-Jul-14 10:09 AM	CalBlk	blank1	1	-0.026181091	N/A	168.004	15.5151203	
	HAMS 003CALS.D	18-Jul-14 10:12 AM	CalStd	std1	2	0.462891828	7.416366651	3881.316	4.09838908	
	HAMS 004CALS.D	18-Jul-14 10:15 AM	CalStd	std2	3	1.007215313	3.683314458	7955.613	1.86370411	
	HAMS 005CALS.D	18-Jul-14 10:18 AM	CalStd	std3	4	4.842486623	8.845635355	36786.545	2.46483054	
	HAMS 006CALS.D	18-Jul-14 10:20 AM	CalStd	std4	5	9.85227093	3.074422172	76103.129	0.82525056	
	IGAZ 007CALS.D	18-Jul-14 10:23 AM	CalStd	std5	6					
	HAMS 008CALS.D	18-Jul-14 10:26 AM	CalStd	std6	7	49.4248164	2.656316597	387137.193	1.17911371	
	HAMS 009SMPL.D	18-Jul-14 10:28 AM	Sample	blank2		-0.001245482	N/A	431.348	21.5779524	
Re[1]	HAMS 010SMPL.D	18-Jul-14 10:32 AM	Sample	blank1		-0.029116168	N/A	214.004	12.3050792	
Re[1]	HAMS 011SMPL.D	18-Jul-14 10:36 AM	Sample	CuZn1-1000		0.241171381	5.047790354	2363.586	3.63233576	
	HAMS 012SMPL.D	18-Jul-14 10:39 AM	Sample	CuZn2-1000		0.304503634	21.96254952	2766.008	4.96601224	
Re[1]	HAMS 013SMPL.D	18-Jul-14 10:43 AM	Sample	CuZn3-1000		0.182615857	9.984028048	1920.175	7.69099979	
Re[1]	HAMS 014SMPL.D	18-Jul-14 10:47 AM	Sample	CuZn1-750		0.331304601	5.242437738	3170.773	2.41558114	
Re[1]	HAMS 015SMPL.D	18-Jul-14 10:51 AM	Sample	CuZn2-750		0.386236058	4.514006393	3665.92	2.77653948	
Re[1]	HAMS 016SMPL.D	18-Jul-14 10:54 AM	Sample	CuZn3-750		0.382592527	6.076944942	3654.578	3.60871026	
Re[1]	HAMS 017SMPL.D	18-Jul-14 10:58 AM	Sample	CuZn1-500		0.328922471	13.28129309	3146.107	3.79745814	
Re[1]	HAMS 018SMPL.D	18-Jul-14 11:02 AM	Sample	CuZn2-500		0.383186045	4.551978963	3726.6	2.39569915	
Re[1]	HAMS 019SMPL.D	18-Jul-14 11:05 AM	Sample	CuZn3-500		0.363643767	3.483100306	3659.249	2.24735763	
Re[1]	HAMS 020SMPL.D	18-Jul-14 11:09 AM	Sample	CuZn1-250		0.683880567	3.613356843	6539.785	2.30844458	
Re[1]	HAMS 021SMPL.D	18-Jul-14 11:13 AM	Sample	CuZn2-250		0.386177927	2.962749904	3883.652	2.28147165	
Re[1]	HAMS 022SMPL.D	18-Jul-14 11:17 AM	Sample	CuZn3-250		0.674043491	4.337465896	6532.452	2.47128975	
Re[1]	HAMS 023SMPL.D	18-Jul-14 11:20 AM	Sample	blank1		-0.034540171	N/A	197.004	14.8040301	
Re[1]	HAMS 024SMPL.D	18-Jul-14 11:24 AM	Sample	std3		4.653414948	3.147775338	43992.668	1.1047393	
Re[1]	HAMS 025SMPL.D	18-Jul-14 11:28 AM	Sample	CdMnZn1-1000		9.981287827	2.718907397	92805.523	1.14740043	
Re[1]	HAMS 026SMPL.D	18-Jul-14 11:31 AM	Sample	CdMnZn2-1000		10.32513212	2.887651371	97461.682	1.83191197	
Re[1]	HAMS 027SMPL.D	18-Jul-14 11:35 AM	Sample	CdMnZn3-1000		10.79609025	2.190382114	102457.584	1.30719641	
Re[1]	HAMS 028SMPL.D	18-Jul-14 11:39 AM	Sample	CdMnZn1-750		13.43331796	1.364914151	128482.545	1.85073891	
Re[1]	HAMS 029SMPL.D	18-Jul-14 11:43 AM	Sample	CdMnZn2-750		10.69467426	2.307009109	102323.839	1.41586938	
Re[1]	HAMS 030SMPL.D	18-Jul-14 11:46 AM	Sample	CdMnZn3-750		13.56014522	2.767090645	130818.128	1.25878828	
Re[1]	HAMS 031SMPL.D	18-Jul-14 11:50 AM	Sample	CdMnZn1-500		9.983677292	1.6528354	97404.665	1.17728891	
Re[1]	HAMS 032SMPL.D	18-Jul-14 11:54 AM	Sample	CdMnZn2-500		6.983338456	2.172442389	69076.242	1.5706452	
Re[1]	HAMS 033SMPL.D	18-Jul-14 11:57 AM	Sample	CdMnZn3-500		7.461852532	2.375454942	72875.506	1.36910254	
Re[1]	HAMS 034SMPL.D	18-Jul-14 12:01 PM	Sample	CdMnZn1-250		9.956031074	3.093617879	99809.633	1.0786525	
Re[1]	HAMS 035SMPL.D	18-Jul-14 12:05 PM	Sample	CdMnZn2-250		7.116053161	2.106428522	71702.139	1.08664723	
Re[1]	HAMS 036SMPL.D	18-Jul-14 12:09 PM	Sample	CdMnZn3-250		6.232699913	2.017187048	63583.825	1.85279103	
Re[1]	HAMS 037SMPL.D	18-Jul-14 12:12 PM	Sample	blank1		-0.033477413	N/A	228.005	11.0102768	
Re[1]	HAMS 038SMPL.D	18-Jul-14 12:16 PM	Sample	std3		4.657775791	1.818327355	48409.751	0.83236121	
Re[1]	HAMS 039SMPL.D	18-Jul-14 12:20 PM	Sample	CuZnCd1-1000		0.398494352	3.100608685	4556.887	2.46556676	
Re[1]	HAMS 040SMPL.D	18-Jul-14 12:23 PM	Sample	CuZnCd2-1000		0.340511162	7.085166208	4131.401	4.290909068	
Re[1]	HAMS 041SMPL.D	18-Jul-14 12:27 PM	Sample	CuZnCd3-1000		0.315804713	4.105607301	3825.634	3.55571197	
Re[1]	HAMS 042SMPL.D	18-Jul-14 12:31 PM	Sample	CuZnCd1-750		0.48152956	4.647491582	5721.042	1.8695661	
Re[1]	HAMS 043SMPL.D	18-Jul-14 12:35 PM	Sample	CuZnCd2-750		0.462267336	5.162425574	5453.919	4.56157801	
Re[1]	HAMS 044SMPL.D	18-Jul-14 12:38 PM	Sample	CuZnCd3-750		0.425170562	4.241852031	5045.08	3.31848658	
Re[1]	HAMS 045SMPL.D	18-Jul-14 12:42 PM	Sample	CuZnCd1-500		0.370243146	9.069701644	4521.87	2.35959779	
Re[1]	HAMS 046SMPL.D	18-Jul-14 12:46 PM	Sample	CuZnCd2-500		0.416026798	4.659889576	5053.413	2.64175636	
Re[1]	HAMS 047SMPL.D	18-Jul-14 12:50 PM	Sample	CuZnCd3-500		0.435623553	4.894315032	5407.233	2.71920276	
Re[1]	HAMS 048SMPL.D	18-Jul-14 12:53 PM	Sample	CuZnCd1-250		0.672476803	1.970345699	7901.586	3.18659374	
Re[1]	HAMS 049SMPL.D	18-Jul-14 12:57 PM	Sample	CuZnCd2-250		0.96272582	2.973112301	11235.822	2.39631207	
Re[1]	HAMS 050SMPL.D	18-Jul-14 1:01 PM	Sample	CuZnCd3-250		0.685586046	3.946879429	8187.768	3.93229247	
Re[1]	HAMS 051SMPL.D	18-Jul-14 1:04 PM	Sample	blank1		-0.034545313	N/A	240.673	10.6644834	
Re[1]	HAMS 052SMPL.D	18-Jul-14 1:08 PM	Sample	std3		4.628775888	1.370289689	52212.102	1.49890971	
Re[1]	HAMS 053SMPL.D	18-Jul-14 1:12 PM	Sample	CdMnCu1-1000		9.523836269	1.744319576	107460.05	1.57032223	
Re[1]	HAMS 054SMPL.D	18-Jul-14 1:16 PM	Sample	CdMnCu2-1000		10.19958261	9.096318185	110540.587	1.54560764	
Re[1]	HAMS 055SMPL.D	18-Jul-14 1:19 PM	Sample	CdMnCu1-750		12.22780601	1.226042727	139653.805	1.32879863	
Re[1]	HAMS 056SMPL.D	18-Jul-14 1:23 PM	Sample	CdMnCu2-750		11.23679917	4.237100737	127728.319	1.65528622	
Re[1]	HAMS 057SMPL.D	18-Jul-14 1:27 PM	Sample	CdMnCu3-750		11.5912787	3.593565175	135727.845	1.20781258	
Re[1]	HAMS 058SMPL.D	18-Jul-14 1:30 PM	Sample	CdMnCu1-500		7.329212164	2.262279498	84991.715	1.55531789	
Re[1]	HAMS 059SMPL.D	18-Jul-14 1:34 PM	Sample	CdMnCu2-500		7.649516591	1.929902065	88229.421	1.83424545	
Re[1]	HAMS 060SMPL.D	18-Jul-14 1:38 PM	Sample	CdMnCu3-500		7.286109759	2.295584419	87244.412	1.58108113	
Re[1]	HAMS 061SMPL.D	18-Jul-14 1:42 PM	Sample	CdMnCu1-250		6.734686497	2.377861879	78199.652	2.05078389	
Re[1]	HAMS 062SMPL.D	18-Jul-14 1:45 PM	Sample	CdMnCu2-250		7.369785524	2.288375404	85396.535	1.26246637	
Re[1]	HAMS 063SMPL.D	18-Jul-14 1:49 PM	Sample	CdMnCu3-250		4.92248844	3.706750639	57884.842	1.02346395	
Re[1]	HAMS 064SMPL.D	18-Jul-14 1:53 PM	Sample	blank2		-0.00325713	N/A	614.692	11.2637389	
Re[1]	HAMS 065SMPL.D	18-Jul-14 1:57 PM	Sample	blank1		-0.036392891	N/A	235.673	10.5223477	

63 Cu [1]				65 Cu [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		493.683	8.16767809			268.339	10.3978806
-0.08011696	NA	337.675	7.61886	-0.076421387	NA	210.337	17.2059636
0.430570419	9.770228425	1756.481	4.34520846	0.444284873	17.15492085	898.045	9.18855443
0.989474948	6.677815028	3196.112	3.40204386	0.930240363	6.31727905	1482.108	4.48008634
4.906325619	8.197994548	13350.18	2.09840158	4.997422595	9.506589579	6388.033	3.50793502
9.90942291	2.903199182	26884.405	1.11776095	9.857817909	4.425989267	12521.686	2.7379617
49.40782306	2.570292395	133848.22	1.73818786	49.41015565	2.890156713	62408.695	1.58502343
-0.072026893	NA	482.016	9.29098081	-0.104372719	NA	250.673	20.0286012
-0.07219396	NA	485.015	7.07055134	-0.078935007	NA	284.007	5.77174843
4.132283968	2.598160021	11994.834	2.22762278	4.075075536	2.479153539	5581.308	1.73195572
5.026598888	16.66569143	13969.855	1.88799766	4.937394594	16.03103396	6466.398	1.95315882
4.425499459	4.248793688	12935.747	1.64706392	4.365715644	3.593820156	6017.839	1.62344409
7.462712941	4.99450178	21724.168	1.47992461	7.45830555	4.652642568	10184.552	1.74535102
7.872285594	3.272649733	23175.06	1.60909412	7.898421839	4.173589701	10897.166	1.85123094
8.149689355	3.477039341	24096.446	1.54872453	8.152850077	3.529663725	11302.181	2.95933362
6.656687668	10.49255684	19444.467	2.48001173	6.711136541	9.33186431	9208.133	3.53586432
7.314599723	2.228676365	22096.143	1.43854741	7.302019296	2.986192358	10346.036	1.81315343
6.949424711	2.34393575	21609.29	1.64997832	6.995869196	3.066707573	10203.567	2.12108893
8.52973671	3.475302172	26720.047	2.16173744	8.618520481	4.178772474	12644.156	2.22204571
5.335087241	3.831314834	16882.417	2.76143304	5.330124554	3.995355444	7931.582	3.01602694
9.054180702	3.269766896	28669.28	1.65460346	9.039272021	3.930120347	13406.932	2.05301024
-0.08214049	NA	525.352	9.27357403	-0.093658132	NA	304.007	11.7733855
4.863053608	2.633895057	16460.547	1.97464948	4.858989118	4.140997543	7737.799	2.25304501
2.426943595	3.950118677	8529.978	2.4586635	2.390673481	5.10391807	3997.355	3.26214692
0.396885568	8.200804114	2096.868	4.70111013	0.386119166	13.86801247	1040.058	7.19580276
0.404711258	4.312311558	2134.875	3.68477841	0.37615357	11.24700952	1031.056	6.27518867
0.059165677	38.63964218	1016.722	7.32686987	0.0385682	65.62998904	522.686	5.55032117
0.048650367	37.14009939	983.719	5.34511177	0.027287886	96.10283805	506.687	8.06357439
-0.053141349	NA	656.027	9.24579438	-0.068322612	NA	364.343	14.5943505
-0.01761563	NA	781.035	6.99314282	-0.03759268	NA	415.346	7.99238668
-0.050003598	NA	681.028	5.07145113	-0.063223894	NA	380.011	11.4226547
-0.054703228	NA	657.359	6.61536504	-0.077597802	NA	352.675	14.1308929
0.324150634	8.209738971	1977.85	5.24442695	0.317490344	11.71496774	995.055	6.05165053
0.052407514	28.7577955	1047.059	5.86176891	0.049307649	51.19602579	567.021	5.92114216
0.249084098	13.1794252	1743.478	6.76952095	0.223112173	14.13097429	856.04	6.65148934
0.054405362	40.33768282	1048.39	5.7025954	0.024499588	71.033089	525.352	4.37801094
4.984238937	2.459478041	18519.073	1.24264961	5.00686107	2.798346997	8752.471	2.81042714
6.277044813	1.858823008	22529.565	2.07898696	6.292209933	3.105900271	10603.9	3.26428199
5.54910191	2.835521322	20809.937	1.65524753	5.604403882	3.12126909	9873.971	2.00477199
5.6682579	3.178927277	20950.858	1.56451086	5.684782525	1.542702047	9877.642	2.2570743
7.778992367	3.381516633	29427.395	1.93301611	7.780766619	4.948250553	13795.686	2.93116013
7.20620125	1.771081803	27010.355	1.34415814	7.190748863	2.058769714	12645.135	1.98484721
7.146662962	3.324573387	26692.013	1.87470768	7.113768569	2.637068816	12469.286	2.08137339
5.846150086	7.321419723	22274.135	2.18936749	5.754055628	7.845546258	10304.314	1.93090641
5.834851045	3.05492308	22430.4	1.93892522	5.813265849	3.681884721	10499.473	1.67234167
5.710527591	3.011658278	22574.007	1.49529361	5.657698037	2.969994844	10515.829	1.90152885
6.533753874	2.652966961	25326.567	2.07455531	6.545005666	2.441922305	11908.411	1.72250102
6.320425755	2.476144622	24958.51	2.04755471	6.318446691	2.963960885	11715.234	2.41930105
6.602277208	1.916243945	26048.358	1.74773461	6.625546358	2.563755933	12268.43	2.51439256
-0.068783359	NA	692.363	6.71434472	-0.103723425	NA	354.344	12.1209727
4.940136219	2.588073184	19928.868	2.46036849	4.933928928	2.835323069	9364.567	1.75263897
5.1948202	2.845723923	21041.671	2.24168749	5.234099689	2.746556193	9967.048	2.10289395
5.213579276	9.658217613	20288.096	1.60441208	5.278107575	9.922984379	9654.808	3.09665977
8.115034809	2.136943957	32765.603	2.40267361	8.129589848	2.247703038	15384.54	2.32748622
7.9359566	4.360167233	31899.751	2.03566425	8.040279697	5.269738252	15140.24	2.45642547
8.216340586	4.580107128	33983.846	2.21106507	8.127809596	5.891771487	15758.675	3.45032681
7.133971749	2.657448031	29278.718	2.44561648	7.179985417	1.942144751	13820.384	1.63864928
7.567769509	2.371173392	30840.772	2.4960595	7.595537361	2.200705012	14511.143	1.32925502
6.832024251	3.124424703	28990.081	2.12404103	6.829013704	2.775982577	13598.794	1.70308861
8.395925851	2.924793604	34291.944	1.2087226	8.334578974	3.167202187	15956.903	1.4063369
8.839616144	2.489923707	36010.045	1.32901515	8.836953602	2.610618786	16867.777	2.14252078
6.031601971	4.043928025	25161.868	1.51377363	6.034073906	3.730828636	11826.003	2.16775189
-0.081943294	NA	679.028	11.3992134	-0.098890327	NA	383.013	11.5349921
-0.116732593	NA	546.687	9.3898463	-0.14708815	NA	297.342	10.8023831

67 Zn [1]				68 Zn [1]			
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD
		45.333	25.7524255			260.339	13.4222228
0.836380779	199.5059657	378.679	8.61732095	1.094605199	219.8856796	1815.826	4.43512904
0.992662786	36.51748483	516.353	11.4374301	0.926377677	23.24031648	2307.241	3.21273543
1.250797113	29.37313118	556.02	8.82833795	1.470593488	14.73817575	2651.318	5.17147979
4.058109913	17.10021551	1002.055	8.14943134	3.775506105	10.9208446	4118.061	1.29312467
8.70522379	6.179807652	1774.149	4.60196022	8.51990918	4.662517904	7259.504	2.29520935
49.72032562	2.650998939	8545.325	1.34819094	49.78250835	3.780938379	34474.556	2.1074015
-1.961071727	N/A	54.333	19.6288914	-2.360932449	N/A	257.007	12.5522964
-1.973831165	N/A	52.667	20.4076412	-2.369439678	N/A	252.339	14.5780897
4.984198831	8.989844542	1213.076	5.03834265	5.922288863	5.139428789	5781.068	3.53451004
5.978188217	22.56744693	1334.757	5.07398323	6.824960245	23.17293579	6170.924	2.76560021
6.391387409	11.07107671	1463.438	6.5188484	7.291230668	7.154168968	6763.235	2.69630135
8.948644182	8.796846419	1928.838	4.02827461	10.47379835	5.490211289	9076.709	3.55531181
6.683642536	7.481564514	1560.784	4.53282627	8.066752639	4.659522737	7516.665	2.1547858
8.362019692	6.65732867	1862.83	4.10787005	9.863431103	5.934100162	10801.851	2.85383567
4.997012624	18.03180949	1249.08	4.90849643	6.017185273	15.63763059	6007.844	1.31369031
5.368291907	9.907979936	1363.76	6.67711998	6.298395261	4.921104008	6436.395	2.37911621
5.114294887	8.025657164	1354.76	4.9423962	5.869309382	4.000589688	6300.992	2.03109349
6.152969505	9.668532751	1565.119	4.70677366	6.889696103	5.344092626	7144.776	2.40395211
3.949388839	8.587441463	1150.403	5.78186075	4.340211272	7.178882869	5218.816	2.78279135
6.588956702	8.004599372	1667.467	4.54044922	7.483590279	3.708545577	7681.437	1.90996197
-1.908677187	N/A	72.667	28.4250409	-2.342005348	N/A	310.676	8.18404835
3.753952495	11.43213007	1185.075	5.08805933	3.664288732	8.185050558	5026.733	2.37301505
5.647684682	6.749301557	1542.116	4.96551007	6.467545816	4.845404839	7151.121	2.14072617
4.968453195	8.556273179	1431.768	5.9882337	5.735579134	4.330329666	6685.189	2.02577939
5.640803245	5.549157117	1573.123	4.17859533	6.333370608	3.61224809	7195.812	1.5788825
7.232428649	4.503393933	1900.504	3.64841074	8.645731578	2.881004206	9865.059	2.0292982
5.275731495	8.59168066	1511.778	4.60131929	6.115383538	4.455977544	7080.08	2.25342784
7.38641125	8.645506426	1952.512	6.01376837	8.742959711	4.544307138	9263.849	1.98023153
5.335535939	4.725276298	1554.119	3.46160363	6.417016905	5.936562833	7461.305	3.38721301
3.715794128	9.486948545	1237.745	5.25950267	4.137195936	7.804223665	5670.346	3.8862574
3.984307658	12.47088649	1277.749	7.8542553	4.563101497	4.450941427	5948.148	0.95552406
7.582614192	7.420459097	2067.198	4.92320467	8.97465132	5.394869344	9804.27	1.72200907
4.832952544	7.747690498	1495.11	3.79461767	5.733076911	3.354605157	7118.093	2.61779297
4.307008549	8.718165478	1401.432	6.18204793	4.841969068	3.583175327	6441.061	1.88575677
-1.921879258	N/A	78	36.1081752	-2.333221236	N/A	351.676	12.7739289
3.864642345	12.02762417	1327.09	6.76186598	3.738188443	3.97239472	5592.638	2.44391117
5.108571379	6.807382889	1556.786	4.5248729	5.988249147	5.063313033	7344.232	2.71961212
4.491127401	8.768986529	1483.442	5.13682669	5.232683734	8.132684516	6974.356	3.9556041
4.587364744	8.202447066	1485.443	6.3047731	5.193151727	7.044926971	6848.615	3.65501904
5.106422727	8.844209855	1652.462	4.96029225	6.086311131	6.584470017	7885.237	2.36548026
5.061496824	5.269655881	1623.46	3.03355497	6.067893933	4.069714367	7779.169	2.00041478
4.615882498	10.5351012	1518.446	5.28879703	5.706916941	4.5792593	7434.617	2.64199033
2.901899967	18.15045181	1155.07	5.42040994	3.310426133	14.92571486	5390.226	2.20140535
3.642263008	10.32281688	1333.089	5.56250861	4.029237434	6.151424626	6089.219	3.97613412
2.567332402	11.62860537	1121.399	5.02797448	2.806965072	7.392457863	5127.443	3.27425225
4.380023622	10.92007428	1518.78	7.48468074	5.016796556	2.781507724	7063.734	2.02224087
3.886956738	10.12254494	1430.434	5.99785631	4.483097577	5.504708433	6691.199	2.45346099
4.385974702	7.58667264	1547.116	4.71056248	4.948587261	6.064373353	7125.447	2.52007077
-1.892952324	N/A	92.334	12.6260707	-2.312215602	N/A	407.682	9.26774176
3.787181206	9.877803939	1422.769	6.2405211	3.75771277	5.928675477	6086.217	3.25792758
0.311721201	44.52760034	613.69	6.02941801	0.295876018	21.85633022	2870.366	3.73390363
0.355847023	80.64466314	599.357	5.8792946	0.445837909	60.67046588	2894.704	3.65855321
0.478675167	54.31889157	661.695	9.56255289	0.298969572	45.64892782	2910.707	4.40389422
0.376791032	63.4482405	634.026	8.36027204	0.363017183	59.00509226	2955.391	4.77645029
0.101781907	169.5213432	585.689	5.78582864	0.106925602	105.8636354	2796.014	2.20810806
0.22378004	69.95925089	608.025	5.83215341	0.212414835	60.05891569	2863.698	4.60657425
0.281623549	72.44227192	619.025	8.1198472	0.239288817	42.49143857	2874.365	3.46684907
0.178190314	137.6670698	616.358	9.56828895	0.19813203	47.3903604	2941.717	2.56473644
0.503708507	47.71005306	675.693	7.51841767	0.496715366	16.8093225	3139.439	2.40791204
0.4390637	36.43701183	659.694	5.65449162	0.473946113	36.21106252	3112.094	4.18742064
0.383053577	60.16792279	653.027	7.5657561	0.319497993	48.8865935	2996.731	3.59051673
-1.93710811	N/A	86.335	15.7071775	-2.356436475	N/A	386.346	11.0531774
0.099489846	157.3162631	591.689	6.65677808	0.075957122	158.1967312	2794.684	3.66207379

111 Cd [1]				112 Cd [1]				185 Re (ISTD) [1]	
Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	Conc. [ug/l]	Conc. RSD	CPS	CPS RSD	CPS	CPS RSD
		1.667	169.998715			1.999	116.587367	4566.618	3.7554174
-0.022584903	N/A	0.666	210.818511	-0.031066454	N/A	1.666	194.419982	4101.484	25.020565
0.45864404	13.06174534	428.015	9.79806001	0.445037376	9.899977751	823.373	6.81478106	4695.674	3.81429082
1.008013417	6.348324174	918.049	5.8280858	0.9980552	5.319658648	1779.823	3.78823743	4694.333	8.22999923
4.88775861	9.996786596	4384.841	3.35595915	4.939105022	8.597739367	8625.135	2.58357375	4732.688	6.4419253
9.801104254	3.600033046	8978.048	1.95479616	9.782912739	2.812840114	17420.2	2.08157698	4820.725	3.10303271
49.43056458	2.722445067	46038.193	1.31413865	49.42945612	2.742483681	89407.063	1.43474539	4909.422	2.5568464
0.011031438	108.1584575	32	35.8144209	0.000165013	7768.787979	58.335	41.5800309	4895.414	2.43183736
-0.02192452	N/A	1.333	174.861138	-0.029700369	N/A	4.332	81.5313066	4929.097	3.52162113
0.012330178	65.59519477	33.667	22.11096	0.002466562	280.8439505	63.333	19.3776114	4983.461	2.71088378
0.049928146	42.83329774	67	26.0590794	0.035445954	32.4777944	121.003	15.9601567	4907.772	13.1408136
0.084440947	20.94861397	103.003	16.1779467	0.067077419	15.60778818	184.003	10.3114372	5041.484	3.55050809
0.18152271	12.8186807	199.004	8.39588209	0.195518615	8.217075122	430.347	7.26157363	5136.195	4.23524419
0.023280632	44.3601248	46	22.350763	0.019769534	45.69866346	99.334	17.9547224	5197.546	2.940227
0.038163513	38.58251487	60.999	23.7589663	0.0373577	13.610384	133.672	7.92441948	5227.235	6.65346171
9.37452E-05	7396.298653	22.667	25.7535393	-0.016275352	N/A	30	24.0044595	5162.874	8.41162303
0.082369299	15.50884208	106.669	12.3249851	0.068085215	22.73634185	196.004	14.5601793	5318.269	1.61357876
-0.00731043	N/A	16.667	36.5141111	-0.019834916	N/A	24.666	35.0110053	5465.348	2.20646442
0.00515862	180.415604	29.998	33.1295566	-0.001359943	N/A	62.667	18.3957864	5544.383	3.27229245
0.0254251	67.88776504	50.666	33.9486938	0.028887018	30.58081498	123.67	14.7879256	5506.024	3.2478592
0.006396934	145.5310249	31.668	31.4807885	-0.003684533	N/A	58.666	36.4489029	5613.742	3.32805673
-0.022102533	N/A	1.332	129.099445	-0.029355076	N/A	5.667	107.577326	5649.428	2.3210946
4.921993413	4.551391828	5494.635	2.27200151	4.868113657	3.722997129	10573.671	1.8441099	5862.878	3.20995564
5.508191636	3.826966905	6084.922	2.71152716	5.390017119	4.778821216	11576.911	2.71101693	5802.169	2.92165927
5.618153409	4.469104576	6301.371	3.73094129	5.631986064	3.174441154	12283.948	1.75941627	5890.553	2.47766548
5.88367078	2.378897937	6636.549	2.47343193	5.985937796	1.820928561	13127.162	1.27070941	5922.902	2.19165153
7.378620001	2.532220897	8368.277	2.50800421	7.208405937	2.026156793	15894.09	1.96315998	5960.252	2.28968374
5.635589942	3.093100062	6408.422	2.50297707	5.625106929	2.893615195	12437.766	1.42696028	5971.263	2.40839577
7.28105335	3.424661935	8350.94	2.90920372	7.268962177	3.088099961	16207.191	2.38815113	6028.614	2.60173608
5.61016789	3.202222369	6502.47	2.62625088	5.549020692	3.379474133	12505.853	1.88373791	6085.981	2.21474779
4.132698579	2.198201454	4852.69	2.12509687	4.053536478	3.187540876	9260.268	1.93095483	6155.017	1.58102846
4.318757448	3.827604664	5006.757	2.2949124	4.350066829	3.226378015	9812.366	1.94874976	6081.658	2.4556921
7.038331826	3.149812053	8376.622	1.85690989	6.996004157	3.780759965	16184.177	1.78353165	6256.739	3.09911334
4.984618189	2.190342895	5957.189	1.66132396	5.009447134	2.083127137	11645.976	2.19184298	6272.087	2.47371359
4.379646405	2.980801656	5295.544	1.92996072	4.344868882	3.02208552	10222.035	2.21428504	6341.791	1.99268969
-0.019965008	N/A	3.999	76.6234285	-0.030207613	N/A	4.333	89.21628	6248.408	3.26718802
5.063188002	2.707180089	6215.331	2.43158375	5.032589745	2.81259576	12016.008	2.36860059	6441.842	1.86320734
5.267400492	1.666448866	6306.369	1.64412263	5.243309971	1.932880288	12209.538	1.89982875	6284.089	3.32458281
4.738748599	3.10369783	5901.163	2.14469442	4.659944618	3.073114135	11289.64	2.01825411	6534.898	2.55612454
4.762685715	2.514993278	5852.133	1.98182374	4.679710073	3.319858253	11185.892	2.61503272	6447.185	2.41308764
5.502573711	3.650253702	6994.076	2.14074431	5.428590794	5.21055634	13412.815	2.52403233	6677.312	3.43612347
5.223208127	1.883561655	6564.513	2.24657289	5.149653303	2.236572085	12586.922	1.75328712	6594.931	1.41921274
5.033572035	3.06505415	6302.699	2.05680181	5.00348329	2.432161418	12187.182	1.5582009	6571.918	2.01042788
3.586661382	6.4689203702	4556.579	2.12489962	3.563660938	6.9734831	8808.598	1.41911312	6678.333	6.97800868
3.30954961	3.705893501	4242.129	2.30855417	3.283879141	3.26889865	8195.508	1.86455425	6714.999	3.60829331
3.242608406	3.912120277	4273.47	4.43556664	3.23861257	2.547855973	8306.587	1.48045916	6897.106	2.3787184
3.962686026	3.202847744	5139.14	2.71672313	3.914204119	2.581327255	9881.09	2.8194427	6798.048	2.3211421
3.557948	2.868055364	4697.962	2.50452077	3.545471954	2.54138249	9111.821	1.69100837	6915.451	1.46706639
3.674053201	2.510232153	4853.693	2.1534124	3.650436117	1.753643764	9387.696	2.07202039	6921.118	2.2124602
-0.021283734	N/A	2.667	114.901102	-0.031156159	N/A	2.334	135.547708	6902.78	2.85813942
5.043644713	2.5654283	6717.937	2.07189211	5.10903532	2.574349989	13236.281	2.5434538	6989.496	1.49747412
5.115865015	3.549117633	6859.004	3.45683653	5.063013477	2.418972566	13201.573	1.25400107	7036.526	2.38939076
5.575537421	9.735243208	7178.515	2.88086356	5.483099073	8.323712031	13740.819	1.79392371	6799.737	7.43293279
6.297353438	2.957250432	8550.749	3.32174758	6.224169836	2.025098067	16432.522	2.19539566	7130.252	1.40136745
5.806126803	3.699676123	7847.943	2.74173927	5.776331766	4.601829105	15175.2	1.64183852	7102.579	3.84265465
6.067938209	5.153388211	8442.34	2.56987582	5.974380891	4.203382168	16168.151	1.66481782	7315.378	3.32001646
4.234560206	1.280551339	5832.137	2.55177201	4.251576972	1.95753331	11391.084	2.35336121	7219.311	2.12652351
4.672723323	2.335027463	6397.756	2.37374058	4.630462439	2.694371511	12333.328	2.50745873	7182.615	2.49728177
4.175079822	3.482243969	5934.844	2.43889181	4.119870094	3.532361763	11396.093	2.50583923	7453.792	1.83273432
4.922553921	2.871585351	6777.953	3.46813653	4.79948707	2.935999539	12852.551	2.29065707	7226.317	3.64525575
5.324431129	3.166217257	7316.278	1.9750905	5.273357716	2.288839643	14096.22	1.79044973	7215.303	2.72388734
3.535698621	4.017738719	4923.726	2.33774775	3.504227328	3.565886094	9499.779	1.71899785	7298.362	3.07036341
0.015234864	51.85449334	53.333	19.319711	0.004327242	208.6125796	97.669	23.9750015	7321.705	7.33506308
-0.0216742	N/A	2.333	117.66	-0.030000775	N/A	5.667	68.2149535	7387.407	1.79053015

blank1	-0.05131987	-0.10997311	-0.10202156	-0.05697467	-0.02172814
std1	0.442647284	0.405890361	0.416992923	0.397448615	0.466027847
std2	0.971218217	0.941752623	0.93749299	0.973982304	0.979102269
std3	4.927474268	5.013051233	5.028235824	4.960318587	4.857193712
std4	9.890987045	9.949460776	9.913942255	9.91360601	9.894537194
std5					
std6	49.41259306	49.39341812	49.39895757	49.40521915	49.41846711
blank2	-0.03058121	-0.10931301	-0.10673352	-0.05076064	-0.01543544
blank1	-0.04333113	-0.10140228	-0.09281686	-0.05520597	-0.02010998
ZnCd1-750	-0.0118324	-0.10016033	-0.10052238	0.259826272	0.293117443
ZnCd2-750	-0.02852227	-0.11116718	-0.10212179	0.255745123	0.316753841
ZnCd3-750	-0.03048603	-0.07579429	-0.07741812	0.318158226	0.323535142
CuZnMn1-500	0.944898048	0.78213527	0.808901005	-0.03572948	-0.00282987
CuZnMn2-500	1.041642564	0.846209054	0.861964388	-0.05149327	-0.01813273
CuZnMn3-500	1.160696177	0.942865305	0.926701803	-0.05480862	-0.01896421
CuZnMn1-250	0.924548871	0.976361571	0.989506726	-0.05261598	-0.01660156
CuZnMn2-250	1.021082652	1.125378768	1.111494259	-0.04675256	-0.01017512
CuZnMn3-250	0.910582931	0.972651428	0.97386164	-0.03675622	-0.00344793
std2	0.962419921	0.948660536	0.928472248	0.969290319	0.992802918
blank1	-0.05450065	-0.05483042	-0.05178623	-0.05607187	-0.02163452
ZnCd1-750	0.175374572	-0.05369513	-0.05210836	3.056938018	3.109828742
ZnCd2-750	0.138998829	-0.08926347	-0.08924314	3.168435894	3.196726429
ZnCd3-750	0.13143192	-0.04320939	-0.04847422	3.27911855	3.304568046
CuZnMn1-500	4.156497956	3.537416148	3.458136214	-0.03158285	0.00915083
CuZnMn2-500	4.195439516	3.658372932	3.707211847	-0.04302537	-0.01154256
CuZnMn3-500	4.637267384	4.018430783	3.995551	-0.04833072	-0.01451021
CuZnMn1-250	2.103209538	2.315605063	2.329404113	-0.04558687	-0.00968491
CuZnMn2-250	2.116289519	2.363636259	2.369377859	-0.03451396	-0.00147375
CuZnMn3-250	1.805950156	2.05046658	2.061561403	-0.01910937	0.017773626
Mn1-1000	5.973699187	-0.03247467	-0.03919132	-0.03782932	-0.00083552
Mn2-1000	5.888811903	-0.0868984	-0.07878231	-0.04376165	-0.01380991
Mn3-1000	6.062304024	-0.09603653	-0.09271895	-0.05365907	-0.01700596
blank1	-0.05607745	-0.05697768	-0.05415908	-0.05705163	-0.02190747
blank1	-0.05712581	-0.05050539	-0.0626262	-0.05590446	-0.0211997

std1	0.491051138	0.511071083	0.516967701	0.482643577	0.476165239
std2	1.054204454	1.072143242	1.031154399	1.015930487	1.032283905
std3	5.038786999	5.199652103	5.214764313	5.015624665	4.997099679
std4	9.91092498	10.01651152	10.04233769	9.932776969	9.903546011
std5					
std6	49.39551769	49.3580464	49.35216074	49.39429499	49.4016845
blank2	0.01547006	-0.00612481	-0.01006351	0.005952718	0.009058207
blank1	0.006206438	0.005181964	0.004266521	0.004120223	0.002481372
Mn1-750	6.842577135	0.169018684	0.167480788	0.031580017	0.034099065
Mn2-750	10.45655042	0.096376066	0.112428329	0.015351056	0.015149804

Mn3-750	6.798572381	0.040937246	0.049503204	0.007235218	0.007513199
Mn1-500	5.836517545	0.059488811	0.066104675	0.014450634	0.01541305
Mn2-500	4.856937343	0.029621962	0.019448424	0.009088871	0.007000514
Mn3-500	5.925978599	0.038538456	0.052069661	0.008192971	0.008645559
Mn1-250	2.268380744	0.045454439	0.050961919	0.018483543	0.020939668
Mn2-250	2.870038898	0.06135822	0.056746172	0.008143808	0.008203503
Mn3-250	2.630769178	0.065020524	0.057756925	0.007914236	0.010211861
CuZnMn1-1000	10.62217184	5.532714476	5.522989641	0.002696136	0.003489683
CuZnMn2-1000	12.35750105	7.211985604	7.23553525	0.004088519	0.005733013
CuZnMn3-1000	10.94719254	5.861333187	5.803543196	0.001926796	0.002515446
std3	4.873396635	5.018256137	5.052487712	4.977732932	4.979282995
blank1	0.002638477	0.014301991	0.004752742	-0.00037135	0.000528643
CuZnMn1-750	13.79349815	8.982240694	8.865794021	0.008794734	0.006243761
CuZnMn2-750	13.36434098	9.053863067	9.169686699	0.01410536	0.014282858
CuZnMn3-750	0.201447637	0.025091649	0.020354594	1.929271322	1.929267172
ZnCd1-1000	0.399506905	0.054170514	0.067112645	4.267284069	4.213178382
ZnCd2-1000	0.224307176	0.017515981	0.007466188	4.0540778	4.078692355
ZnCd3-1000	0.210204448	0.003157207	-0.0120927	3.848855825	3.847395586
ZnCd1-500	0.452677645	0.184073023	0.185021329	3.255303925	3.288870947
ZnCd2-500	0.419633619	0.078047021	0.077560828	4.813288956	4.798450094
ZnCd3-500	0.432051243	0.092511584	0.085511376	4.745242793	4.733960339
ZnCd1-250	0.461195844	0.127313153	0.121696092	3.24424392	3.249878016
ZnCd2-250	0.43968804	0.180076077	0.179733898	2.750384671	2.743005281
ZnCd3-250	0.424225345	0.170683159	0.169849661	2.564127879	2.562729178
blank1	0.000665118	0.013664166	0.008809147	-0.00069522	0.000521107
std3	4.943169994	5.121952181	5.157287966	5.127719524	5.079240233

blank1	0.034579054	-0.02589559	-0.00847866	0.019928322	0.059729516
std1	0.515851429	0.462806501	0.480756698	0.498051839	0.527200631
std2	1.006730353	0.978444693	0.9858644	0.985248224	1.013203228
std3	4.83666428	4.912932831	4.860147619	4.844789495	4.8251194
std4	9.751924951	9.841836126	9.848189135	9.809372597	9.711560507
std5					
std6	49.44784993	49.42347544	49.42712081	49.43620952	49.45678672
blank2	0.05974157	-0.02680191	-5.6939E-05	0.040128993	0.08490198
blank1	0.035947533	-0.03036835	-0.00540059	0.021607518	0.060816847
Cd1-1000	0.168655393	6.140168711	6.208699742	0.074532121	0.118273273
Cd2-1000	0.18617186	0.046961938	0.068425569	4.429669367	4.486243393
Cd3-1000	0.187069639	0.070145169	0.094938685	4.927437922	4.913584764
Cd1-750	0.317901846	0.052184401	0.068604697	4.107582676	4.09607869
Cd2-750	0.376698999	0.048269442	0.066402163	8.171563634	8.097309128
Cd3-750	0.317962618	0.015165591	0.040241879	7.909863038	7.841924607
Cd1-500	0.299666021	0.080219187	0.087958499	4.761619382	4.794184301
Cd2-500	0.295629572	0.044588872	0.073594904	4.75922306	4.840742419
Cd3-500	0.321040922	0.025753792	0.040810514	5.438290705	5.442467752
Cd1-250	0.572889123	0.211553263	0.234381671	5.748021857	5.718895704
Cd2-250	0.613503282	0.236146835	0.265758661	5.709104597	5.785081034

Cd3-250	0.568881692	0.651680382	0.687459238	5.299176745	5.274393134
blank1	0.032959884	-0.01937602	-7.6836E-05	0.018928816	0.059069685
std3	4.777066302	4.838561359	4.812778363	4.844707176	4.883535273
CdMn1-1000	5.732101562	-0.00940531	-0.00209269	3.094488363	3.128495909
CdMn2-1000	7.890195268	-0.02158097	0.001301171	4.312644647	4.340977254
CdMn3-1000	7.817342663	-0.04232235	-0.01979032	4.169184692	4.229534578
CdMn1-750	11.16272262	0.017812593	0.037044332	6.218835353	6.309886189
CdMn2-750	11.09867847	-0.0053898	0.012247439	6.219785788	6.282402544
CdMn3-750	14.87801462	-0.02799184	-0.02356978	7.906814809	7.964845609
CdMn1-500	7.200049302	-0.00914564	0.012067281	4.550875027	4.540131568
CdMn2-500	7.709826347	0.000549169	0.006685454	5.033460623	5.073477927
CdMn3-500	7.593356735	0.003403923	0.018193698	4.731864228	4.801143575
CdMn1-250	6.477692036	0.076208251	0.107164527	4.740042716	4.738683611
CdMn2-250	2.384683012	0.011434709	0.035757662	1.761866364	1.774209847
CdMn3-250	6.404040893	0.097385273	0.142615046	4.696672775	4.689294498
blank1	0.033020352	-0.02704732	-0.02232144	0.019943047	0.059428382
std3	4.671616151	4.743060767	4.72532635	4.769292442	4.838579184
ZnMn1-1000	9.900154597	0.020951425	0.036555039	0.033343527	0.074807597
ZnMn2-1000	10.50180766	-0.02007794	0.002713121	0.036091669	0.078822755
ZnMn3-1000	9.236225097	-0.00749756	0.012798258	0.040952709	0.080562032
ZnMn1-750	11.59437298	0.00754854	0.028159518	0.034073076	0.074121433
ZnMn2-750	12.58061402	0.032138282	0.033423818	0.02893405	0.068835479
ZnMn1-500	6.828135256	0.045498692	0.077082552	0.069359386	0.104907754
ZnMn2-500	7.287100395	0.04535199	0.066711552	0.040139657	0.082462316
ZnMn3-500	6.885424068	0.013391391	0.041179162	0.067580647	0.112116922
ZnMn1-250	5.573993862	0.018364808	0.046445957	0.207220532	0.245352519
ZnMn2-250	10.88067491	10.51654969	10.60110231	0.021787021	0.060737245
ZnMn3-250	5.570340309	0.074270299	0.108011664	0.152382838	0.185936001
blank1	0.038001662	-0.02033753	-0.00433489	0.018864031	0.058920058
std3	4.540756123	4.65594528	4.688523032	4.716393793	4.769252551
CuMn1-1000	9.134917558	4.647745453	4.650431735	0.025183899	0.065542305
CuMn2-1000	8.583058706	4.353584925	4.379692533	0.024532494	0.063403212
CuMn3-1000	9.663480244	4.928248579	4.877917533	0.024645671	0.065614125
CuMn1-750	10.46328526	7.794502414	7.717367317	0.025426007	0.065851544
CuMn2-750	12.18182904	8.467470527	8.394762456	0.020045352	0.062213312
CuMn1-500	6.128077405	5.526120233	5.536540454	0.051212418	0.084771882
CuMn2-500	7.782211987	6.492261799	6.541819693	0.02093095	0.060243287
CuMn1-250	6.544892977	7.793780495	7.785816608	0.029364146	0.067707992
CuMn2-250	6.502342053	7.887855175	7.850989223	0.025922229	0.064213827
CuMn3-250	6.423356832	7.430394982	7.378698826	0.023858465	0.065925446
blank2	0.054871526	-0.040381	-0.01627085	0.035639819	0.079802236
blank1	0.035961239	-0.03912602	-0.01925506	0.021034041	0.062849783
blank1	-0.02618109	-0.08011696	-0.07642139	-0.0225849	-0.03106645
std1	0.462891828	0.430570419	0.444284873	0.45864404	0.445037376
std2	1.007215313	0.989474948	0.930240363	1.008013417	0.9980552
std3	4.842486623	4.906325619	4.997422595	4.88775861	4.939105022

std4	9.85227093	9.90942291	9.857817909	9.801104254	9.782912739
std5					
std6	49.4248164	49.40782306	49.41015565	49.43056458	49.42945612
blank2	-0.00124548	-0.07202689	-0.10437272	0.011031438	0.000165013
blank1	-0.02911617	-0.07219396	-0.07893501	-0.02192452	-0.02970037
CuZn1-1000	0.241171381	4.132283968	4.075075536	0.012330178	0.002466562
CuZn2-1000	0.304503634	5.026598888	4.937394594	0.049928146	0.035445954
CuZn3-1000	0.182615857	4.425499459	4.365715644	0.084440947	0.067077419
CuZn1-750	0.331304601	7.462712941	7.45830555	0.18152271	0.195518615
CuZn2-750	0.386236058	7.872285594	7.898421839	0.023280632	0.019769534
CuZn3-750	0.382592527	8.149689355	8.152850077	0.038163513	0.0373577
CuZn1-500	0.328922471	6.656687668	6.711136541	9.37452E-05	-0.01627535
CuZn2-500	0.383186045	7.314599723	7.302019296	0.082369299	0.068085215
CuZn3-500	0.363643767	6.949424711	6.995869196	-0.00731043	-0.01983492
CuZn1-250	0.683880567	8.52973671	8.618520481	0.00515862	-0.00135994
CuZn2-250	0.386177927	5.335087241	5.330124554	0.0254251	0.028887018
CuZn3-250	0.674043491	9.054180702	9.039272021	0.006396934	-0.00368453
blank1	-0.03454017	-0.08214049	-0.09365813	-0.02210253	-0.02935508
std3	4.653414948	4.863053608	4.858989118	4.921993413	4.868113657
CdMnZn1-1000	9.981287827	2.426943595	2.390673481	5.508191636	5.390017119
CdMnZn2-1000	10.32513212	0.396885568	0.386119166	5.618153409	5.631986064
CdMnZn3-1000	10.79609025	0.404711258	0.37615357	5.88367078	5.985937796
CdMnZn1-750	13.43331796	0.059165677	0.0385682	7.378620001	7.208405937
CdMnZn2-750	10.69467426	0.048650367	0.027287886	5.635589942	5.625106929
CdMnZn3-750	13.56014522	-0.05314135	-0.06832261	7.28105335	7.268962177
CdMnZn1-500	9.983677292	-0.01761563	-0.03759268	5.61016789	5.549020692
CdMnZn2-500	6.983338456	-0.0500036	-0.06322389	4.132698579	4.053536478
CdMnZn3-500	7.461852532	-0.05470323	-0.0775978	4.318757448	4.350066829
CdMnZn1-250	9.956031074	0.324150634	0.317490344	7.038331826	6.996004157
CdMnZn2-250	7.116053161	0.052407514	0.049307649	4.984618189	5.009447134
CdMnZn3-250	6.232699913	0.249084098	0.223112173	4.379646405	4.344868882
blank1	-0.03347741	0.054405362	0.024499588	-0.01996501	-0.03020761
std3	4.657775791	4.984238937	5.00686107	5.063188002	5.032589745
CuZnCd1-1000	0.398494352	6.277044813	6.292209933	5.267400492	5.243309971
CuZnCd2-1000	0.340511162	5.54910191	5.604403882	4.738748599	4.659944618
CuZnCd3-1000	0.315804713	5.6682579	5.684782525	4.762685715	4.679710073
CuZnCd1-750	0.48152956	7.778992367	7.780766619	5.502573711	5.428590794
CuZnCd2-750	0.462267336	7.20620125	7.190748863	5.223208127	5.149653303
CuZnCd3-750	0.425170562	7.146662962	7.113768569	5.033572035	5.00348329
CuZnCd1-500	0.370243146	5.846150086	5.754055628	3.586661382	3.563660938
CuZnCd2-500	0.416026798	5.834851045	5.813265849	3.30954961	3.283879141

CuZnCd3-500	0.435623553	5.710527591	5.657698037	3.242608406	3.23861257
CuZnCd1-250	0.672476803	6.533753874	6.545005656	3.962686026	3.914204119
CuZnCd2-250	0.96272582	6.320425755	6.318446691	3.557948	3.545471954
CuZnCd3-250	0.685586046	6.602277208	6.625546358	3.674053201	3.650436117
blank1	-0.03454531	-0.06878336	-0.10372342	-0.02128373	-0.03115616
std3	4.628775888	4.940136219	4.933928928	5.043644713	5.10903532
CdMnCu1-1000	9.523836269	5.1948202	5.234099689	5.115865015	5.063013477
CdMnCu2-1000	10.19958261	5.213579276	5.278107575	5.575537421	5.483099073
CdMnCu1-750	12.22780601	8.115034809	8.129589848	6.297353438	6.224169836
CdMnCu2-750	11.23679917	7.9359566	8.040279697	5.806126803	5.776331766
CdMnCu3-750	11.5912787	8.216340586	8.127809596	6.067938209	5.974380891
CdMnCu1-500	7.329212164	7.133971749	7.179985417	4.234560206	4.251576972
CdMnCu2-500	7.649516591	7.567769509	7.595537361	4.672723323	4.630462439
CdMnCu3-500	7.286109759	6.832024251	6.829013704	4.175079822	4.119870094
CdMnCu1-250	6.734686497	8.395925851	8.334578974	4.922553921	4.79948707
CdMnCu2-250	7.369785524	8.839616144	8.836953602	5.324431129	5.273357716
CdMnCu3-250	4.92248844	6.031601971	6.034073906	3.535698621	3.504227328
blank2	-0.00325713	-0.08194329	-0.09889033	0.015234864	0.004327242
blank1	-0.03639289	-0.11673259	-0.14708815	-0.0216742	-0.03000078

M6. Nyilatkozat

Alulírott Czikkely Márton, a Szent István Egyetem Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola doktorjelöltje nyilatkozom, hogy a benyújtott Doktori (PhD) Értekezés önálló saját tudományos munkám. A jogi és etikai szabályokat maradéktalanul betartottam. A felhasznált irodalmakat a vonatkozó előírásoknak megfelelően kezeltem.

Nyilatkozom, hogy a Doktori Értekezés társadalmi, gazdasági és kockázat-menedzsmenti vizsgálatainak egyik alapját képező nehézfém adszorpciós technológia-fejlesztést, a SZIE MKK Kémia Tanszéken végzett önálló kísérleti munkámmal dolgoztam ki, Dr. Mészárosné Dr. Bálint Ágnes docens Asszony útmutatásaival.

A technológia hatékonyságát alátámasztó analitikai kémiai mérési eredményeket a bécsi Universitát Wien, Analitikai Kémiai Intézetében végzett műszeres kémiai vizsgálataimmal kaptam, melyeket Dr. Christopher Gerner intézetigazgató Úr szakmai iránymutatása alapján, önállóan végeztem.

A társadalmi, gazdasági és kockázati menedzsmenti elemzéseket a SZIE GTK RGVI Klímagazdaságtani Elemző és Kutatóközpontban, Dr. Fogarassy Csaba docens Úr vezetésével végeztem.

Gödöllő, 2018-10-08

.....
Czikkely Márton
Doktorjelölt

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet szeretném kifejezni doktori témavezetőmnek, Dr. habil Fogarassy Csaba egyetemi docens Úrnak, hogy szakmai javaslataival, tanácsaival maximálisan támogatott.

Köszönetet szeretnék mondani korábbi témavezetőimnek, Dr. Mészárosné Dr. habil Bálint Ágnes egyetemi docens Asszonynak, valamint Dr. Ligetvári Ferenc professzor Úrnak, akik segítették kutatói pályámat.

Szeretnék köszönetet mondani Dr. Lehota József professzor Úrnak, a SZIE Gazdálkodás és Szervezéstudományok Doktori Iskola vezetőjének, hogy lehetőséget adott értekezésem megvalósítására.

Köszönetemet szeretném kifejezni a SZIE Környezettudományi Doktori Iskola korábbi vezetőjének Dr. Heltai György professzor Úrnak, és jelenlegi elnökének Csákiné Dr. Michéli Erika professzor Asszonynak.

Köszönetet szeretnék mondani segítségükért: Dr. Füleky Györgynek, Dr. Mészáros Csabának és Dr. Dobolyi Csabának, valamint a SZIE MKK Kémia Tanszék minden munkatársának.

Köszönet illeti a Balassi Intézetet, hogy kutatási ösztöndíjprogramjuk keretében, két alkalommal végezhettem kísérleti kutatást a Bécsi Egyetem Analitikai Kémiai Intézetében (Universität Wien, Institut für Analytische Chemie). Így a doktori munkám fontos részét képező ICP-MS műszeres analitikai méréseimet ott végeztem. Kutatásaim során munkámat segítették: Prof. Dr. Christopher Gerner intézetigazgató Úr, Dr. Samuel Meier, Sarah Teiner, Ammar Tahir és Matthias Klose.

Utoljára, de egyáltalán nem utolsó sorban, köszönöm Szüleimnek, hogy segítettek, bátorítottak és szeretetükkel erőt adtak munkámhoz. Anya és Apa, nélkületek nem sikerült volna!