

Pannon Egyetem

Doktori (Ph.D) Értekezés

GULYÁS Gábor
2020

Pannon Egyetem
Mérnöki Kar
Vegyésmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskola



DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

**TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZ NEHÉZFÉMTARTALMA ÉS ANNAK HATÁSA
A SZENNYVÍZISZAP MEZŐGAZDASÁGI HASZNOSÍTÁSÁNAK LEHETŐSÉGEIRE**

DOI:10.18136/PE.2020.752

Készítette:
Gulyás Gábor
Környezetmérnöki Intézet

Témavezető:
Dr. Domokos Endre Gábor, *egyetemi docens*
Környezetmérnöki Intézet

Veszprém, 2020

Települési szennyvíz nehézfém-tartalma és annak hatása a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának lehetőségeire

Az értekezés doktori (Ph.D.) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

Írta:
Gulyás Gábor

Témavezető:
Dr. Domokos Endre Gábor

Az értekezést témavezetőként elfogadásra javaslom:

Témavezető neve: **Dr. Domokos Endre Gábor, PhD** igen / nem
(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton%-ot ért el,
Veszprém,

.....
A Bíráló Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: **Dr. habil. Zseni Anikó, PhD** igen / nem
(aláírás)

Bíráló neve: **Dr. Kasza Tamás, PhD** igen / nem
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.
Veszprém,

.....
A Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése:
Veszprém,

.....
Az EDHT elnöke

Eredetiségi nyilatkozat

Alulírott Gulyás Gábor doktorjelölt büntetőjogi felelősségem tudatában nyilatkozom és aláírással igazolom, hogy a jelen nyilatkozat keletkezését megelőző két éven belül sikertelenül lezárt doktori eljárásom nem volt.

A doktori dolgozatom – melynek címe: *Települési szennyvíz nehézfém tartalma és annak hatása a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának lehetőségeire* – saját önálló munkám; az abban hivatkozott szakirodalom felhasználása a forráskezelés szabályai szerint történt. Tudomásul veszem, hogy plágiumnak számít szó szerinti idézet közlése idézőjel és hivatkozás megjelölése nélkül, tartalmi idézet közlése hivatkozás megjelölése nélkül, más kiadott gondolatainak saját szellemi terméként való feltüntetése.

Alulírott kijelentem, hogy a plágium fogalmát megismertem, és tudomásul veszem, hogy plágium esetén doktori dolgozatom visszautasításra kerül. Kijelentem továbbá, hogy doktori dolgozatom nyomtatott és elektronikus példányai szövegükben, tartalmukban megegyeznek.

Veszprém, 2020. május

.....
Gulyás Gábor

Köszönetnyilvánítás

Talán 2008 tavasza lehetett, mikor Kárpáti Tanár Úr egyik órájára bejött Thury Péter bemutatni, hogy a Környezetmérnöki Intézet szennyvíztisztítási részlegén milyen kutatási lehetőségek vannak. Emlékszem, megfűztem Viktor barátomat, hogy nézzük meg, mit lehetne csinálni. Kedvünk nem sok volt, de egy TDK sokat dob a portfólióban – gondoltuk. Aztán, mikor nulla angoltudással elkezdtünk tudományos cikkeket fordítani a Gyöngyösi Szennyvíztisztító telep felülvizsgálatáról szóló jelentés irodalmi részéhez szombat éjszaka a Jedlik tetőterében, kicsit elgurult a gyógyszerünk. De megtaláltuk, bevettük, én talán kicsit többet is. Valamit írtunk azt hiszem, ami végül belekerült a jelentésbe. Néhány héttel később már biológiai kísérleteket végeztünk gyógyszeripari szennyvízzel. Nyár eleje volt, Viktor a kedvesével állatkertbe szeretett volna menni, én meg strandra a barátokkal. Mintavételt csináltam azt hiszem, mikor eltört a reaktor és elfolyt az összes iszap, vele együtt minden addigi munkánk. Amatőrök voltunk, a labor felelőse pedig már akkor is rendkívül türelmetlen. Állatkert nem lett, se strand. Így kezdődött...

Aztán teltek-múltak az évek; most 2020 van. Több mint 10 éve kezdtem el felfedezni a szennyvíztisztítás rejtjelmeit, miközben nagyszerűbbnél nagyszerűbb emberek egyengették az utamat. Nyilván most egész máshol lennék, ha Dr. Kárpáti Árpád docens úr oly sok munkával nem teremtette volna meg a szennyvíz-technológiai kutatócsoportot, amelynek én is tagja lehettem. Azon túl, hogy irányította munkámat, hálával tartozom Neki a bizalmáért, a türelméért és a szüntelen támogatásáért. Köszönöm, Tanár Úr!

Életem eddigi legszebb, bár legviszontagságosabb éveiben szakmai fejlődésemet Tanár Úr mellett két másik ember irányította; Fazekas Bence és Thury Péter, akik kitartásukkal, munkaszeretetükkel, és példamutatásukkal mindenképpen előnyömré formáltak.

Köszönöm az elmúlt évek türelmét és támogatását Pitás Viktóriának, akivel éveket nevetünk át együtt nem nézve az órát, és aki ugyan egy időben a főnököm volt, ma már egy értékes barát. Köszönöm, hogy elfogadtál és bíztál bennem. Azt hiszem, Te voltál az első.

A dolgozat nem készülhetett volna el és ez az egész történet sem lehetne kerek Dr. Domokos Endre egyetemi docens úr segítségével, iránymutatása, szakmai és emberi támogatása nélkül, aki hétköznapi munkáján túl témavezetőként is kiemelkedő lelkiismeretről tett tanúbizonyságot.

Köszönöm a Környezetmérnöki Intézet munkatársainak támogatását, az Intézet egészének korrekt és emberi hozzáállását, melyet a doktori tanulmányaim elvégzésénél tanúsítottak.

Köszönöm a Családom támogatását és a tanulmányaim sikeres elvégzéséhez biztosított nyugodt háttérrel, külön kiemelve a mezőgazdaságban dolgozó családtagok lelkiismeretes segítségét.

Krancz Veronikának (INNOWest Kft.) és Vörös Ferencnek (Injektor Kft.) nagyon köszönöm nyitott és segítőkész hozzáállásukat. Vörös Ferenc urat köszönet illeti a dolgozat elkészítésén túlmutató segítségéért is. Köszönöm a DRV Zrt. nyitottságát, munkatársaim biztatását és támogatását.

Köszönöm az elmúlt évek őszinte barátságát és annak őrzését Bódi Vilmosnak, Mokcsay Ádámnak, Orbán Gyulának, Pénzváltó Viktornak, Rádi Józsefnek, Róth Gergőnek, Salamon Zalánnak és Vass Ágnesnek; Tüske Eszternek pedig a hétköznapi támogatásáért tartozom hálával.

Bízom benne, hogy ez a dolgozat olyan lett, amilyennek mindannyian szeretnénk volna.

„Nem az úton kell sietni, elindulni kell sietni”

id. Végh Péter

Kivonat

A települési szennyvizek tisztításának mellékterméke a nagy mennyiségben keletkező szennyvíziszap, melynek ártalmatlanítására számos lehetőség áll az üzemeltetők rendelkezésére. Napjainkban a szennyvíziszap ártalmatlanítására annak közismerten magas szervesanyag- és tápanyagtartalma miatt legmegfelelőbb lehetőségként a mezőgazdaságban történő felhasználást tekintik, de ehhez kapcsolódóan a benne található veszélyes elemek koncentrációjának ellenőrzése szükségszerű. Magyarországon évente körülbelül 180.000 tonna települési iszapszáranyag keletkezik, melynek közel 40%-át a mezőgazdaság hasznosítja.

Doktori kutatásom célkitűzése a települési szennyvíz jellemző veszélyeselem-tartalmának pontos behatárolása és annak meghatározása, hogy az hogyan befolyásolja az eleveniszapos szennyvíztisztítás melléktermékeként keletkező szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosíthatóságának lehetőségeit.

Munkám során meghatároztam a lakossági szennyvíz és szennyvíziszap veszélyeselem-tartalmát egy hosszabb időszakon át tartó rendszeres analitikai vizsgálat sorozat elvégzésével.

Meghatároztam a szennyvíz nehézfém-tartalmának változását az eleveniszapos szennyvíztisztítás során, a technológia jellemző anyagáramainak minőségi és mennyiségi vizsgálatával, a jellemző eltávolítási hatékonyságok megállapításával, anyagmérlegek felállításával és azok értékelésével.

Megállapítottam, hogy a szennyvíziszap napjainkra jellemző veszélyeselem-tartalma nem korlátozza a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítását továbbá azt, hogy a szennyvíziszap talajon történő elhelyezése a talajban nehézfém felhalmozódást nem okoz.

A víztelenített szennyvíziszap tápanyagtartalmának pontos meghatározásával, illetve annak a növények tápanyagigényével és a kereskedelemben kapható műtrágyák hatóanyag-tartalmával történő összevetésével megállapítottam, hogy a szennyvíziszap önmagában történő alkalmazása a növények tápanyagigényének kielégítését nem biztosítja, de az iszap hasznosításával a szükséges műtrágya felhasználás jelentősen csökkenthető. A ma elérhető műtrágyák változatos összetétele ugyanis lehetővé teszi, hogy a szennyvíziszap kihelyezése esetén bizonyos tápanyagok kiegészítő adagolása is biztosítható legyen, pontosan a növények mindenkori igényének megfelelően.

A szennyvíziszap-hasznosítás és a műtrágyázás költségeinek meghatározásához kapcsolódóan felvázoltam egy számítási metodikát, mellyel a kizárólagos műtrágyázás és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítás költségei megismerhetők. A felállított egyenletek segítségével kiszámíthatók a kétféle talajerő javítás várható költségei, amik alapján a gazdálkodók mérlegelhetik, hogy az adott évben adott területen termesztani kívánt növénykultúra tápanyagellátásához a költségek szempontjából milyen tápanyagforrásokat érdemes igénybe venni.

Abstract

Sewage sludge is a by-product of activated sludge wastewater treatment that is generated in large amount worldwide. For its disposal, many options are available. Today, the most suitable option for the disposal of sewage sludge is the agricultural utilization, due to its high content of organic matter and nutrients. However, in connection with this, it is necessary to control the concentration of the hazardous elements contained in it. In Hungary, about 180000 tons of municipal sludge is produced annually, almost 40% of which is utilized by agriculture.

In scope of my doctoral research is to precisely analyse of the revealing hazardous element content of municipal wastewater and to determine how it affects the possibilities of agricultural utilization of sewage sludge generated in activated sludge wastewater treatment.

In my work, I determined the hazardous element content of domestic wastewater and sewage sludge by performing a methodical and analytical testseries that get through over a longer period of time.

I determined the changes in the heavy metal content of wastewater during activated sludge wastewater treatment by examining qualitatively and quantitatively the characteristic material flows of the technology. I established the typical removal efficiencies by creating of material balances and evaluating them.

I have found that the hazardous element content of sewage sludge today does not limit the agricultural utilization of sewage sludge and that the placement of sewage sludge on the soil does not cause heavy metal accumulation in it.

I determined precisely the nutrient content of the dewatered sewage sludge and I compared it with the nutrient requirements of plants and the nutrient content of commercially available fertilizers. Based on this, I concluded, that the application of sewage sludge in itself does not fully ensure the nutrient needs of plants, however, the necessary fertilizer use can be significantly reduced by the sludge utilization. The varied composition of the fertilizers available today, makes it possible to ensure the dosage of certain nutrients when the sewage sludge is applied, in accordance with the current needs of the plants.

In connection with the determination of the costs of sewage sludge utilization and fertilization, I have deduced a calculation methodology with which the costs of above mentioned exclusive fertilisation and sewage sludge utilization supplemented with fertilization can be found out. The defined equations can be used to calculate the expected costs of the two types of soil enrichment.

Based on these, in terms of costs, farmers can consider what nutrient resources are worth using for the supply of nutrients to the crop to be grown in a given area in a given year.

Tartalomjegyzék

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	3
KIVONAT	5
ABSTRACT	6
BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS	12
1 IRODALMI ÁTTEKINTÉS	14
1.1 A nehézfémek meghatározása és környezeti jelenlétük	14
1.1.1 A nehézfémek előfordulása	14
1.1.1.1 A nehézfémek természetes jelenléte	14
1.1.1.2 Nehézfém-kibocsátást eredményező antropogén folyamatok	15
1.1.1.3 Az antropogén nehézfém kibocsátás terjedésének természetes folyamatai	16
1.1.2 A nehézfémek hatása	17
1.1.2.1 Emberi és állati szervezetre gyakorolt hatások	17
1.1.2.2 Természeti környezetre gyakorolt hatások	18
1.1.2.3 Szennyvíztisztító telepen jelentkező hatások	19
1.2 Nehézfémek jelenléte a szennyvízben	20
1.2.1 A települési szennyvizek nehézfémtartalmának változása az elmúlt 50 évben	21
1.2.1.1 Alumínium	22
1.2.1.2 Arzén	23
1.2.1.3 Cink	24
1.2.1.4 Ezüst	25
1.2.1.5 Kadmium	25
1.2.1.6 Kobalt	26
1.2.1.7 Króm	27
1.2.1.8 Higany	29
1.2.1.9 Nikkel	30
1.2.1.10 Ólom	31
1.2.1.11 Réz	32
1.2.1.11 Egyéb komponensek	33
1.2.2 Megállapítások	33
1.3 A szennyvizek nehézfémtartalmának eltávolítási lehetőségei	35

1.3.1	Vegyszeres kicsapás	36
1.3.2	Ioncsere	39
1.3.3	Adszorpció	40
1.3.3.1	Aktívszén-adszorpció	41
1.3.3.2	Egyéb adszorbensek	41
1.3.3.3	Bioszorpció	43
1.3.4	Elektrokémiai módszerek	44
1.3.5	Biológiai módszerek	45
1.3.6	Membrántechnológiai eljárások	46
1.3.6.1	Ultraszűrés	47
1.3.6.2	Nanoszűrés	48
1.3.6.3	Fordított ozmózis	50
1.3.6.4	Elektrodialízis	51
1.3.6.5	Kombinált eljárások	52
1.3.7	A bemutatott eljárások beilleszthetősége az eleveniszapos rendszerekbe	53
1.4	Nehézfémek jelenléte a települési szennyvíziszapban	55
1.5	A talaj nehézfém-szennyezettsége, és annak problémája	56
1.5.1	A növények viselkedése a nehézfém-tartalommal szemben	59
1.6	A szennyvíziszap ártalmatlanításának problémája	60
1.6.1	A szennyvíziszapok anyagában történő hasznosításának lehetőségei	61
1.6.1.1	Mezőgazdasági hasznosítás	61
1.6.1.2	Rekultiváció	62
1.6.1.3	Hulladéklerakó telepeken történő hasznosítás	63
1.7	A szennyvizek, szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok mezőgazdasági hasznosítása napjainkban	63
1.7.1	A mezőgazdasági hasznosítás jogszabályi háttere	63
1.7.2	A szennyvizek mezőgazdasági hasznosítása	66
1.7.3	A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása	67
1.7.3.1	A komposztálás hatása a szennyvíziszapok nehézfém tartalmára	69
1.8	Szakirodalom összefoglalása	71
2	ALKALMAZOTT VIZSGÁLATI MÓDSZEREK	73
2.1	Mintavétel	73
2.2	Alkalmazott analitikai meghatározási módszerek	74

2.2.1	Az elemtartalom meghatározása	74
2.2.1.1	Veszélyes elemek koncentrációjának meghatározása	74
2.2.1.2	Tápanyagtartalom meghatározása	75
2.2.2	Száranyag-tartalom meghatározása	76
3	VIZSGÁLATI EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	77
3.1	A szennyvizek nehézfém tartalmának változása az eleveniszapos szennyvíztisztítás során	77
3.1.1	A vizsgált szennyvíztisztító technológia bemutatása	77
3.1.2	Alapadatok és meghatározásuk	79
3.1.3	A mért koncentrációk és számított adatok értékelése	82
3.1.3.1	Alumínium	82
3.1.3.2	Antimon	83
3.1.3.3	Arzén	83
3.1.3.4	Bárium	84
3.1.3.5	Bór	85
3.1.3.6	Cink	86
3.1.3.7	Ezüst	87
3.1.3.8	Kadmium	88
3.1.3.9	Kobalt	88
3.1.3.10	Króm	89
3.1.3.11	Higany	90
3.1.3.12	Molibdén	90
3.1.3.13	Nikkel	91
3.1.3.14	Ólom	92
3.1.3.15	Ón	93
3.1.3.16	Réz	94
3.1.3.17	Szelén	95
3.1.4	Megállapítások	96
3.2	A nehézfém tartalom hatása a települési tisztított szennyvizek mezőgazdasági felhasználására	98
3.2.1	A tisztított szennyvíz nehézfém tartalmának meghatározása	98
3.2.2	A tisztított szennyvíz nehézfém tartalmának hatása	100
3.2.3	Megállapítások	104
3.3	A nehézfém tartalom hatása a települési szennyvíziszapok mezőgazdasági kihelyezésének lehetőségére	105

3.3.1	Szennyvíziszap nehézfém-tartalmának meghatározása	105
3.3.2	Szennyvíziszap nehézfém-tartalmának hatása	107
3.3.3	Megállapítások	111
3.4	A kizárólag szennyvíziszappal történő tápanyag-utánpótlás realitása	112
3.4.1	A szennyvíziszap tápanyagtartalma	113
3.4.1.1	Nitrogén	115
3.4.1.2	Foszfor	116
3.4.1.3	Kálium	117
3.4.1.4	Kalcium	117
3.4.1.5	Magnézium	118
3.4.1.6	Kén	119
3.4.1.7	Mikrotápanyagok	119
3.4.2	A szennyvíziszappal és a műtrágyával történő szántóföldi tápanyag-utánpótlás összehasonlítása	120
3.5	A települési szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználásának optimalizálása	126
3.5.1	Megállapítások	133
3.6	A kizárólag műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítással történő tápanyag-utánpótlás gazdasági összehasonlítása	134
3.6.1	Alapanyagköltségek meghatározása	134
3.6.2	Kihelyezési költségek meghatározása	136
3.6.3	Az összes költség meghatározása	137
3.7	A települési szennyvíziszapok injektálásának hazai tapasztalatai	138
3.7.1	A szennyvíziszap injektálásának menete	138
3.7.2	A szennyvíziszap injektálásának tervezése	139
3.7.3	A szennyvíziszap injektálásának hatása	140
3.7.3.1	Közép-dunántúli iszapinjektálás tapasztalatai	140
3.7.3.2	Nyugat-dunántúli iszapinjektálás tapasztalatai	143
3.7.4	Megállapítások	148
4	TÉZISEK	150
5	ÖSSZEFOGLALÁS	153
6	TÁVLATI KUTATÁSI LEHETŐSÉGEK	156

FELHASZNÁLT IRODALOM	157
Hivatkozott jogszabályok listája	157
Szakirodalmak, hazai és idegen nyelvű publikációk, könyvek	157
Internetes hivatkozások	174
MELLÉKLETEK	176

Bevezetés és célkitűzés

A települési szennyvizek megtisztítása a XXI. századra már világszerte általánossá vált. A szennyvizek tisztítására különféle technológiák állnak rendelkezésre, de a költséghatékonyság miatt a kommunális szennyvizeket a legtöbb esetben ma is valamilyen biológiai módszerrel tisztítják. Eltérő gyakorlat inkább a vízhiányos területeken figyelhető meg, ahol a szennyvízből történő közvetlen ivóvíz előállítás szükségessé válhat. A biológiai tisztítási fokozat ez esetben sem kerül elhagyásra, de az így megtisztított szennyvizet valamilyen finomabb szűrési eljárással tovább kezelik. A biológiai módszerek közül legelterjedtebb az eleveniszapos technológia. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás mellékterméke a nagy mennyiségben keletkező szennyvíziszap, melynek keletkezése világszerte növekvő tendenciát mutat. Ártalmatlanítására és hasznosítására számos lehetőség áll az üzemeltetők rendelkezésére, de az elhelyezés lehetőségeit a lokális és regionális adottságok korlátozzák. A szóba jöhető alternatívákat alapvetően befolyásolja az adott terület infrastruktúrája, az ipar és a mezőgazdaság fejlettsége, a rendelkezésre álló mezőgazdasági területek kiterjedése, a hulladékkezelési szokások és az adott országra jellemző környezetvédelmi szabályozás.

Összetételükből adódóan a települési szennyvíziszapok a mezőgazdaság számára jól hasznosítható segédanyagot jelentenek. A termőföldekre kijuttatva fontos makro- és mikrotápanyagokat biztosítanak a növények számára, növelik a talaj szervesanyag-tartalmát és adszorpciós kapacitását, javítják annak fizikai tulajdonságait, továbbá a talaj vízgazdálkodását is előnyösen befolyásolják. Mivel azonban az eleveniszapos technológiák alkalmazása során a szennyvízzel érkező komponensek egy része a szennyvíziszapba kerül, abban a szerves anyagokon és a tápanyagokon kívül a mezőgazdasági hasznosításnál kifejezetten hátrányos komponensek (pl. szerves és szervesetlen mikroszennyezők, gyógyszermaradványok, nehézfémek, patogén mikroorganizmusok) is megtalálhatók. Ezek egy része csupán a talaj minőségét befolyásolja kedvezőtlenül, míg más összetevők bizonyos koncentráció felett a talajökoszisztémára és a termesztett növények fejlődésére is kifejezetten káros hatással bírhatnak. A szennyvíziszapok mezőgazdasági használatát korlátozó komponensek többek között a nehézfémek is, melyek negatívan befolyásolhatják a talaj termékenységét, a növények minőségét, továbbá a táplálékláncba kerülve súlyos veszélyt jelenthetnek az emberi egészségre. A nehézfémek a környezetben felhalmozódnak, ezáltal tartós veszélyeztető és romboló hatást okoznak. Bár a nehézfémek egy része az élőlények számára nélkülözhetetlen nyomelem, túlzott expozíciójuk rendkívül káros következményekkel járhat. A nehézfém-szennyezéssel kapcsolatos fokozott aggodalmak alapja, hogy a nehézfémek rendkívül stabilak, és a környezetbe kerülve hosszú távon is kiemelt kockázatot jelentenek.

A települési szennyvizek nehézfém-tartalmának kockázatát a szakemberek már korábban felismerték, de a szennyvízben megjelenő nehézfémek mennyisége még ma is több helyen problémát jelenthet. Fontos azonban megjegyezni, hogy a települési szennyvíz összetétele a környezetvédelmi szabályozások szigorodása és a fogyasztói szokások változása miatt az elmúlt évtizedekben érezhető változáson ment keresztül, amely valószínűsíthetően annak nehézfém- és egyéb szennyezőanyag-tartalmát is érintette. A befolyó szennyvíz összetételének

módosulása magával hozta a tisztított szennyvíz, illetve a keletkező szennyvíziszap minőségében tapasztalható változásokat is. Ezek ismerete azért is fontos, mert a környezet védelmét szolgáló előremutató intézkedések meghozatalának alapját éppen ezek az alapinformációk (pl. a befolyó szennyvíz jellemző nehézfém-tartalma, a kommunális szennyvíztisztító telepek fémeltávolító hatékonysága, a fémek iszapáramokban való koncentrálódásának mértéke) jelentik.

Doktori kutatásom célirányosan a települési szennyvíz jellemző veszélyeselem-tartalmának pontos behatárolására és annak meghatározására fókuszál, hogy az hogyan befolyásolja az eleveniszapos szennyvíztisztítás melléktermékeként keletkező szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosíthatóságának lehetőségeit. Ennek megfelelően alábbi célokat határoztam meg:

1. A lakossági szennyvíz veszélyeselem-tartalmának meghatározása:
a nyers szennyvíz összetételének folyamatos vizsgálatával, rendszeres mintavételek és szabvány szerinti analitika vizsgálatok elvégzéséből származó koncentrációk értékelésével, a szakirodalomban közölt korábbi adatokkal történő összehasonlítással.
2. A lakossági szennyvíziszap veszélyeselem-tartalmának meghatározása:
a lakossági szennyvíziszap összetételének folyamatos vizsgálatával, rendszeres mintavételek és szabvány szerinti analitika vizsgálatok elvégzéséből származó koncentrációk értékelésével, a szakirodalomban közölt korábbi adatokkal történő összehasonlítással.
3. A nehézfém-koncentrációk változásának feltérképezése az eleveniszapos tisztítás során:
az eleveniszapos szennyvíztisztító technológia jellemző anyagáramainak (nyers szennyvíz, tisztított szennyvíz, víztelenített szennyvíziszap) minőségi és mennyiségi vizsgálatával, a jellemző eltávolítási hatékonyságok megállapításával, anyagmérlegek felállításával és azok értékelésével, illetve az azokból levonható következtetések és felállítható törvényszerűségek meghatározásával.
4. A veszélyeselem-tartalom hatásának ellenőrzése a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának lehetőségeire:
a víztelenített szennyvíziszap elemtartalmának részletes meghatározásával, annak az érvényes jogszabályokban rögzített határértékekkel történő összevetésével, a talaj jellemző háttérszennyezettségének ismeretében, a szennyvíziszap jelenlegi mezőgazdasági hasznosításának tapasztalatait figyelembe véve, a hosszabb időn át tartó mezőgazdasági hasznosításhoz kapcsolódó iszap- és talajösszetétel vizsgálatok adatai alapján.
5. A lakossági szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítási lehetőségeinek pontosítása:
a víztelenített szennyvíziszap tápanyagtartalmának (makro-, mezo- és mikrotápanyagok) pontos meghatározásával, illetve annak a növények tápanyagigényével és a kereskedelemben kapható műtrágyák hatóanyag-tartalmával történő összevetésével, a szennyvíziszap-hasznosítás és a műtrágyázás költségeinek meghatározásával és azok összehasonlításával.

1 Irodalmi áttekintés

1.1 A nehézfémek meghatározása és környezeti jelenlétük

A nehézfémek csoportja alatt a nagy sűrűségű (5 g/cm^3 felett) és általában kis mennyiségben is mérgező fémeket értjük (Acharya et al., 2018). A nehézfémek közé tartozik többek között az ón, az ólom, a kadmium, a higany, az arzén, a cink, a réz, a nikkel, az arany, az ezüst és a króm.

A nehézfémeket az élő szervezetben betöltött szerepük szerint két csoportra oszthatjuk. A nagyobb csoport azon elemek összessége, melyek csekély mennyiségben ugyan, de szükségesek a biológiai folyamatok lejátszódásához, megnövekedett jelenlétük ugyanakkor már egyértelműen káros folyamatokat okozhat a szervezetben. Ebbe a csoportba tartozik többek között a króm, a kobalt, a réz, a molibdén, a nikkel, a cink, a szelén és az ón. A króm hiánya például cukorbetegség kialakulásához vezethet, a kobalt szükségesnél kisebb jelenléte vérszegénységet okozhat, míg a cink nem megfelelő elérhetősége a protein szintézis kimaradását, izomkárosodást és a savtermékek kóros felhalmozódását eredményezi. A nehézfémek többsége tehát úgynevezett biogén elem, az élő szervezetek felépítésében részt vevő kémiai alkotóelem. A biogén elemek esszenciális összetevők, amik a sejtek felépítésében más elemekkel nem helyettesíthetők.

A nehézfémek kisebb csoportját azon elemek alkotják, amelyek szervezetet támogató funkciója jelenleg nem ismert és már minimális mennyiségben is komoly egészségkárosodást okoznak. A legtoxikusabb nehézfémeknek az arzént, a higanyt, a kadmiumot és az ólmot tekintik.

Minőségüktől, koncentrációjuktól és vegyületiktől függően tehát nem minden nehézfém toxikus, a két fogalom mégis összekapcsolódott. A nehézfémek akkor válnak potenciálisan veszélyessé, ha a környezetben oldott és az élő szervezetek számára felvehető formában vannak jelen. Az arany vegyületei általában inertek, élelmiszer-adalékként is használatosak (E175), de cianid és klorid formában kis koncentrációban is toxikusak. A nehézfémek veszélyességét a környezeti körülmények – többek között az érintett közeg (talaj vagy víz) tulajdonságai –, az élő szervezet állapota és az adott elem koncentrációja befolyásolja.

1.1.1 A nehézfémek előfordulása

A nehézfémek a földkéreg természetes összetevői, ezért a környezetben bár rendkívül kis mennyiségben, de természetes körülmények között is jelen lehetnek (George és Abowei 2018). Nagyobb mértékű előfordulásuk és felhalmozódásuk a környezetben egyértelműen az emberi tevékenységhez kapcsolódik.

1.1.1.1 A nehézfémek természetes jelenléte

A nehézfémek az ásványok és kőzetek összetevői lehetnek. A természetes állapotukban lévő nehézfémeket a földkéreg tartalmazza. A környezetbe közvetlenül kétféleképpen, a vulkáni tevékenységen keresztül és a kőzetek mállása során kerülhetnek (Akpor et al., 2014.). Miután

a kőzetek mállásának eredményeképpen a nehézfémek a talajban és a vízi környezetben is megjelenhetnek, növényi felvételük lehetővé válik. Emiatt a nehézfém terhelés szempontjából további közvetettnek mondható természetes források is szóba kerülnek, úgymint a talajerózió, az erdőtüzek, vagy a természetes vegetációs folyamatok (Ogoyi et al., 2011, Kaizer és Osakwe, 2010). Ennek megfelelően a nehézfémek talajban és víztestekben való természetes jelenléte a tudomány által ismert és elfogadott.

A nehézfémek jelenlétét a talajban és az élővízben számos vulkanikus eredetű kőzet és illékony anyag (savas vulkáni gázok) indikálja. Megjelenésüknek egyik alapfolyamata a savas jellegű vulkáni gázok vízáteresztő kőzetrétegeken keresztüli diffúziója, amely a kőzetek mállását okozza, és melynek következménye a nehézfémek oldott állapotba kerülése is. Amaral és társai (2006) szerint a vulkáni tevékenység felelős többek között az arzén, a higany, az alumínium, a rubídium, az ólom, a réz, a cink és több más fém természetes környezeti jelenlétéért. Nehézfémek természetes úton különböző kőzetekből és ércekből közvetlen kioldódással is kerülhetnek a környezetbe (talaj vagy élővíz), ahonnan a növényi felvétel révén a táplálékláncban is megjelenhetnek.

1.1.1.2 Nehézfém-kibocsátást eredményező antropogén folyamatok

A legtöbb nehézfém a természetes állapotú élővizeinkben is jelen van, viszont egyes elemek környezeti megjelenése mindenképpen emberi hozzájárulást feltételez (Nayak et al., 2017). Az ember okozta nehézfém kibocsátás különösen a fejlődő országokban jelentős (Mahmud et al., 2016). Az antropogén eredetű nehézfém-szennyezés forrásai a közlekedés, a bányászat, az atomenergia, a hulladéklerakók üzemeltetése és az ipari tevékenység (Akpor et al., 2014).

A nehézfém-szennyezés legfőbb forrása a közlekedés, amely a légkör alsó rétegeinek szennyezésén keresztül az emberi egészséget közvetlenül is veszélyezteti. Az ólomkibocsátás főként a közúti közlekedéshez kapcsolódik és szintén a közlekedés felelős a kadmium meghatározó részének légköri kibocsátásért is, bár ebben a kohászat is jelentős szerepet játszik (Hu et al., 2014). A közlekedés ugyan higanyterhelést is okozhat, de annak légköri megjelenése inkább a széntüzeléssel és szénerőművekkel érintett területeken jellemző (Huang et al., 2015).

Az antropogén eredetű nehézfém-szennyezés meghatározó forrása a közlekedésen túl a bányászat és az ahhoz kapcsolódó tevékenységek (pl. olvasztás) (Azimi et al., 2017). Wei és társai (2009) számoltak be arról, hogy a bányászattal és fémkinyeréssel érintett területek környezetét (talaj, felszíni vizek, mezőgazdasági területek) a legtöbb esetben nagymértékű fémszennyezés jellemzi. A bányászathoz kapcsolódó nehézfémterhelés legnagyobb okozója a meddőhányók üzemeltetése, ahol azok nem megfelelő szigetelése esetén a salak nehézfém-tartalma a talajba, illetve a talajvízbe kerülhet.

Hagberg és Lofgren (2007) szerint az atomerőművek nehézfém-szennyezésének jelentősége a működésükhöz kapcsolódó mértéktelen vízfelhasználásra eredeztethető vissza. Az ilyen rendszereken keresztül haladó hatalmas vízáramokat mennyiségükből adódóan valamennyi esetben előzetes kezelés nélkül engedik vissza a befogadóba, így minimális nehézfém-koncentráció mellett is számottevő terhelést jelenthetnek.

A környezetet érő nehézfémzennyezés fontos forrásai a hulladéklerakók, hiszen a hulladékokból kioldódó nehézfémek nem megfelelő szigeteltség esetén (vagy annak hiányában) a keletkező csurgalékvízzel kimosódva a talajt és a talajvizet szennyezhetik. Nehézfémzennyezés tekintetében óriási kockázatot jelent az illegális hulladéklerakók kialakítása, ahol a szigetelés hiányán túl sokkal gyakrabban fordulhat elő veszélyes és elektronikai hulladékok elhelyezése. Az elektronikai hulladékok veszélyességét egyébként éppen azok nehézfém-tartalma adja. A hulladéklerakók mellett a veszélyes hulladék égető művek is hozzájárulhatnak a környezet nehézfémterheléséhez megfelelő gáztisztítás hiányban vagy a keletkező salak nem megfelelő ártalmatlanításával (pl. ellenőrizetlen lerakásával esetleg felhasználásával (pl. útalapban történő elhelyezés).

Jelentős nehézfémterhelésre lehet számítani a kőolajfinomítás során, többek között a nikkellel, a vanádiummal és a krómmal megjelenése miatt, illetve számottevő ezüstfelhasználása miatt a fényképészet is felelős a nehézfémek kibocsátásáért (JMESS, 2015; Mahmud et al., 2016). Nehézfémterhelést okozó ipari kibocsátások a felsoroltakon kívül a festési folyamatok, a textilipari eljárások (Cinperi et al., 2019; Xu et al., 2017), a fémfeldolgozás, a papíripar, illetve a mezőgazdaság – a nehézfém-tartalmú (króm, réz, cink, kadmium) műtrágyák, peszticidek és növényvédőszer használata miatt (Khan et al., 2016; Tariq et al., 2018). A mezőgazdasághoz szervesen kapcsolódik a műtrágyagyártás és a növényvédőszer termelése, melyek során nehézfém-tartalmú termékek előállítását tartják, amely eredményezheti a nehézfémek gyártási hulladékáramokban történő megjelenését is (Li et al., 2016). A nitrogén és foszfor műtrágyák többféle nehézfémet tartalmazhatnak, kadmium-tartalmuk akár a 100 mg/kg koncentrációt is elérheti. A 60-as évek előtt a növényvédelemben jellemző volt az arzén-, ólom-, higany-, réz- és cinktartalmú peszticidek használata, melyek közül az arzén-, ólom- és higany-tartalmú növényvédőszereket ma már tilos alkalmazni, azonban réz- és cinktartalmú gombaölő és rágcsálóirtó termékek ma is forgalomban vannak.

1.1.1.3 Az antropogén nehézfém kibocsátás terjedésének természetes folyamatai

A nehézfémek talajban és víztestekben való jelenlétét fokozhatják a településeket érintő esőzések következtében kialakuló vízfolyások, melyben az antropogén és a természetes folyamatok egyszerre játszanak szerepet. A burkolt felületeken található szennyezéseket egy-egy hevesebb esőzés vagy zivatar a vízvezető rendszerbe és onnan a közeli felszíni vízfolyásokba mossa (Taiwo et al., 2011). Ilyenkor a nehézfémek környezetbe kerülése legtöbbször emberi eredetű, a szennyezés gyors terjedését viszont már a légköri és az időjárási folyamatok okozzák.

Nhézfémeket hordozhatnak az aeroszol részecskék is, amelyek így nagyobb távolságokra is eljuthatnak. Ezek a nehézfém-tartalmú aeroszolok rendszerint finom részecskék formájában a növények felületére rakódhatnak, és a sztomákon keresztül bejuthatnak a levelekbe (Sardar et al., 2013). A nehézfémek vándorlását okozhatja a növényi fémfelvétel, melynek révén a nehézfémek a táplálékláncba is bekerülnek.

1.1.2 A nehézfémek hatása

Nehézfémterhelés alatt azt értjük, mikor valamilyen emberi tevékenység során keletkező nehézfém tartalmú hulladék vagy szennyvíz a földtani közegbe, a felszín alatti vagy a felszíni vizekbe kerül. Mivel a nehézfémek veszélyes koncentrációja sokszor csak kismértékben haladja meg azok kimutatási határát, a nehézfémterheléssel érintett területeken a legtöbb esetben egyidejűleg nehézfém szennyezésről is beszélhetünk.

A nehézfém szennyezéssel kapcsolatos fokozott aggodalmak alapja, hogy ezek az elemek rendkívül stabilak, így a környezetbe kerülve hosszú távon is számottevő kockázatot jelentenek (Li et al., 2016). Az előző fejezetekben már említett folyamatok során a nehézfémek bekerülhetnek a táplálékláncba, és mivel biológiailag nem bonthatók, a szervezetben felhalmozódhatnak (Acharya et al., 2018). Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) és az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (USEPA) is a legveszélyesebb anyagok között tartja nyilván ezeket az elemeket (Ray et al., 2015; Singh et al., 2015).

Emberi egészségre gyakorolt hatásukat évtizedek óta széles körben tanulmányozzák, és ma is rendszeresen felülvizsgálják. A nehézfémekkel összefüggő kutatások eredményeit és az azok alapján tett megállapításokat a világ vezető egészségügyi szervei (pl. Egészségügyi Világszervezet, Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC)) és az Egyesült Államok kormányzati szervei (pl. Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala, Betegségellenőrzési és Megelőzési Központok (CDC)) jelentések formájában folyamatosan közzéteszik (Acharya et al., 2018).

1.1.2.1 Emberi és állati szervezetre gyakorolt hatások

A nehézfémek egy része az élőlények számára nélkülözhetetlen nyomelem, és csekély mennyiségük alapvető jelentőségű a szervezet működése szempontjából. Túlzott expozíciójuk ugyanakkor rendkívül káros következményekkel járhat. A káros hatások és elváltozások a nehézfémionok szervezeten belüli fiziológiai és biokémiai folyamatainak (pl. proteinek és peptidok károsodása, enzimikus reakciók gátlása, elektrolit-egyensúly zavara) eredménye. A kadmium, az ólom és a higany mérgező hatása egyebek között abból adódik, hogy nagyon erősen kötődnek fémtartalmú ligandumokhoz, és így gátolják a létfontosságú enzimek működését (König, 2014).

A nehézfémek állatokra és emberre gyakorolt súlyos hatásai közé tartoznak a növekedési rendellenességek, az idegrendszeri, légzőszervi és egyéb szervi károsodások, a rák kialakulása és mindezek következtében az idő előtti elhalálozás. A nehézfémek a szervezetbe kerülve a csontokat, a veséket, a májat, a tüdőt és az agyat károsítják (Abdullahi, 2013). DNS-károsodást okozó hatásuk is bizonyított (Liu et al., 2014; Muya et al., 2016). Expozíciójuk az emberi szervezetben leginkább a légzéssel és a táplálkozáson keresztül történik. Az emberi és állati szervezeten belül a nehézfémek a vesében és a májban koncentrálnak, amely a vese kiválasztó és a máj méregtelenítő funkciójával függ össze. Ugyan az egyes fémek által okozott toxikus hatás sajátos jeleket mutat, bélrendszeri károsodás, görcsök kialakulása, hányás és hasmenés valamennyi nehézfém (kadmium, ólom, arzén, higany, cink, réz) által okozott

mérgezés esetén fellép. A légzőrendszeren keresztül érkező nehézfémterhelés sok esetben tüdőgyulladást és a légzőrendszer egyéb megbetegedését okozhatja.

A nehézfémek káros hatásukat az emberi szervezetben leginkább akkor fejtik ki, ha nem metabolizálódnak és szintetizálódnak, hanem a test lágy szöveteiben halmozódnak fel. A felhalmozódás eredményeképpen a nehézfémek a zsírok szerkezetét is megváltoztatják (pl. hosszabbak lesznek), illetve befolyásolják a zsírok azon képességét, hogy illeszkedjenek a sejt anatómiájába és ezáltal közreműködjenek a sejtek működésének fenntartásához szükséges folyamatokban (Acharya et al., 2018). Egyébként az izomszövetben mérhető nehézfém-koncentráció lényegesen alacsonyabb a lágy szövetekben kimutatható értékekhez képest.

Nehézfémmergezés

A nehézfémmergezés mértékét elsősorban a szervezetet érő dózis és a behatás ideje befolyásolja. A mérgezés súlyosságára és következményeire a felsoroltakon kívül különféle tényezők, többek között a szervezet alapterheltsége az adott fém koncentrációjának tekintetében, az emésztőrendszerből való kiválasztódás módja, a szervezetben történő eloszlás mértéke és a szervezetben lejátszódó mechanizmusok (adszorpció, szétosztódás, átalakulások, kiválasztódás stb.) is hatással vannak. A nehézfémterhelés következményeit a különböző fémek és egyéb szennyezők egymásra gyakorolt hatása is szabályozza, amelyek a nehézfém által önmagában okozott alaptotoxicitást erősíthetik vagy gyengíthetik.

A nehézfémmel szennyezett környezet az emberre nézve akut, krónikus és szubkrónikus toxicitást jelenthet, illetőleg neurotoxikus, mutagén, karcinogén és teratogén hatást okozhat (Duruibe et al., 2007).

Akut mérgezés akkor lép fel, ha a szervezetbe egyszerre nagyobb mennyiségű káros anyag kerül. A leggyakoribb akut nehézfémmergezési tünetek között szerepelnek a gasztroenterális panaszok (pl. hasmenés, gyomorfájás), a légzőszervi problémák, a szív- és érrendszeri problémák (pl. alacsony vérnyomás, sokk, rendszertelen szívverés, ritmus zavar), a központi idegrendszer és a vese károsodása (Monier et al., 2013).

Krónikus fémmérgezésről beszélünk ismételt, hosszú időn át tartó, kis koncentrációban történő nehézfémfelvétel esetén. Ilyenkor a mérgezés az elem folyamatos akkumulálódásának és az emiatt fellépő káros hatásoknak a következménye. Az ivóvízbe kerülő nehézfémek (Pb, Zn, Cd, Ni, Cr, Cu stb.) ennek megfelelően rendkívül káros hatást gyakorolnak az emberi egészségre. Tartós expozíciójuk (krónikus toxicitás) bélváltozáshoz, rákhoz, idegrendszeri károsodáshoz, szív- és érrendszeri betegségek és tüdőbetegség kialakulásához vezet (Tariq et al., 2018).

1.1.2.2 Természeti környezetre gyakorolt hatások

Mivel a nehézfémek rendkívül veszélyesek az élő szervezetek számára, súlyosan károsítják a természetes ökoszisztémákat is (Huang et al., 2018.).

A nehézfémek a víztestekbe jutva számos környezeti és egészségügyi kockázatot jelentenek. Élővizeinkben a nehézfémek elszennyezhetik az iszapot és az üledéket, megjelenésük rövid és hosszú távú toxicitást jelenthet, illetve szélsőséges esetben a vízi élővilág pusztulását okozhatja.

Mivel egyes talajásványok adszorpció révén képesek a nehézfémek megkötésére, azokkal szemben a talaj bizonyos mértékig puffer hatást tud gyakorolni. Tartós vagy hirtelen szennyezés esetén azonban a talaj káros elemekkel olyannyira terhelődhet, hogy a nehézfémek a talajvízbe, illetve a mélyebb rétegekbe is bekerülhetnek, melyeken keresztül a mobilitásuknak kedvező környezeti feltételek mellett nagy távolságokra is eljuthatnak.

A nehézfémek formájuktól függően hatással vannak a talaj ökoszisztémájára. Ez leginkább a növényi növekedés általuk okozott korlátozásában nyilvánul meg, amit a víz és tápanyagok felvételének akadályozása, a növény fiziológiai és anyagcserefolyamatainak gátlása, a gyökércsúcsok károsodása, az enzimaktivitás és lipidtartalom csökkenése, a csírázásgátló hatás és a fotoszintézis aktivitásának csökkenése okoz. A fotoszintézis gátlása a nehézfémek közül a kadmium, a króm, a réz, az ólom, a higany és a nikkelfelhalmozódásának következménye is lehet. A csírázásgátló hatásért a kadmium és a nikkelfelhalmozódásában a króm játszik fontos szerepet, a lipidtartalom csökkenését a kadmium okozza. (Gardea-Torresdey et al., 2005; Sardar et al., 2013.)

A nehézfémek a növények valamennyi részében képesek a felhalmozódásra, ennek megfelelően a sztomákon és a sejtfalon történő átjutással akkumulálódhatnak a gyökérzetben, a levelekben és a hajtásokban is. A talajba kerülő nehézfémek a tápanyagok felvételének gátlása révén akadályozzák a növények fejlődését, csökkentve ezzel az előállítható élelmiszerek mennyiségét és minőségét. Növényi nehézfémfelvétel során a nehézfémeknek egy bizonyos koncentráció alatt nincs kedvezőtlen hatása, felette viszont a növény növekedése, fejlődése és életműködése az elem koncentrációjának logaritmusával arányosan csökken (Beckett és Davis, 1977). Az említett koncentráció a növény fajtájától, a nehézfémtől, illetve a talaj adottságaitól függ (Ismail et al., 2014). Egyes növényfajoknál hiperakkumuláció is megfigyelhető, mivel a nehézfémek nagymértékű felvételére és megkötésére képesek.

1.1.2.3 Szennyvíztisztító telepen jelentkező hatások

A nehézfémek toxikus hatása a mikroorganizmus kultúrákra, ezáltal az eleveniszapos rendszerekre is bizonyított (Lee és Shrestha, 2014). A baktériumok működésének befolyásolásán keresztül a nehézfémek a szennyvíztisztító telepeken végbemenő biológiai folyamatokra is gátló hatással lehetnek, ezáltal a biológiai szennyvíztisztító telepeken is komoly zavarokat okozhatnak.

Túlzott jelenlétük korlátozhatja a hagyományos technológiákban keletkező szennyvíziszapok hasznosítását és elhelyezését. A nyers szennyvíz nehézfém-tartalmának egy része a szennyvíziszapban akkumulálódik (Gulyas et al., 2014). Ehhez kapcsolódó fogalom a dúsulási érték, amely az iszap nehézfém-koncentrációjának (mg/kg sz.a.) és a nyers szennyvíz nehézfém-koncentrációjának (mg/l) hányadosa (Firk, 1986). Vizsgálatok alapján a Zn, Cu, Mn, Cr, Pb, Ni és Cd esetében a víztelenített iszapoknál akár ezres nagyságrendű dúsulás is bekövetkezhet (Öllös, 1991). A nehézfémek az iszapban kelátok és komplexek formájában vannak jelen, melyek növelik a fémek oldhatóságát, és ezzel együtt a mikrobiológiai hozzáférhetőségüket is.

A toxikus fémek mennyisége a szennyvíztisztításhoz kapcsolódó folyamatok (szennyvíztisztítás, iszapkezelés, komposztálás) során összességében nem változik, csak sokszor más formában kerülnek elvezetésre a technológiából (Kárpáti, 2007). A nyers szennyvízben jelen lévő nehézfémek bekerülhetnek, vagy visszakerülhetnek a talaj-növény-állat-ember táplálékláncba. A szennyvíz, a szennyvíziszap, illetve a szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági területekre történő kijuttatása a talaj nehézfém-tartalmát növelheti, ami kedvezőtlen lehet a növényzetre és annak fogyasztóira, tehát áttételesen vagy közvetlenül magára az emberre is.

A nehézfémek növényi felvétele a legtöbb esetben nem jelentős, s a humusz semleges és lúgos pH-tartományban ezt a felvételt is egyértelműen tovább csökkenti. Bár számos nehézfém túlzott mennyisége kedvezőtlen a növényekre, az elsősorban fitotoxikus hatásuk révén jelentkezik (Kárpáti, 2007). Egyes zöldségfélék termesztésére szolgáló területeket, különösen a nagy levelű kultúrák (pl. saláta, cékla) termőhelyeit például nem ajánlják szennyvíziszap hasznosítására (Chaney, 1983).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás mellett a nehézfémek jelenléte a biogáz előállítását is veszélyezteti, hiszen a nehézfémek az anaerob lebontást végző legtöbb mikroorganizmus csoportra már kis koncentráció mellett is toxikusak. Ennek ellenére a nehézfémek az anaerob reaktorokban fokozottabb veszélyt nem jelentenek, mivel toxicitásuk csak oldott formában jelentkezik. Az ilyen formájuk koncentrációja könnyen a veszélyes tartomány alá csökken az anaerob rendszerekben keletkező kénhidrogénnel történő kicsapódásukkal. Abban az esetben, ha a rendszerben jelen lévő szulfidok természetes kicsapó hatása nem elegendő, a nehézfémek toxicitásának megszüntetése vas(II)szulfát adagolásával biztosítható. Ennek alapja a vas(II)szulfát adagolását követően keletkező vas-szulfid és vas-hidroxid iszap nehézfém-megkötő hatása (Kárpáti, 2007).

1.2 Nehézfémek jelenléte a szennyvízben

A könnyen bontható szervesanyagok és növényi tápanyagok mellett az utóbbi néhány évtizedben a szerves és szervesetlen mikroszennyezők is a települési szennyvizek jellemző szennyezőanyagaivá váltak. Utóbbi csoportba tartoznak többek között a nehézfémek és a gyógyszermaradványok, melyek mennyiségük helyett sokkal inkább perzisztens és toxikus jellegük miatt kaptak egyre nagyobb figyelmet, miközben eltávolítási lehetőségeik kutatása a vízminőségvédelmi törekvések fontos irányává vált. A szennyvizek toxikus nehézfém-tartalmát azok rendkívül káros hatásai miatt széles körben az 1980-as évek eleje óta tanulmányozzák (Choubert et al., 2011).

A nehézfémek a települési szennyvízbe négyféle módon: a lakossági és szociális vízfelhasználás következtében, az ipari szennyvízkibocsátásokkal, a talajvíz infiltrációjával és a városi csapadékvíz lefolyásával (pl. közlekedés eredetű nehézfém-szennyezés) kerülhetnek. Ennek megfelelően a szennyvízbe jutó antropogén eredetű nehézfém-szennyezés forrásai az emberek életvitelének, a közlekedés, a hulladéklerakók üzemeltetése, a mezőgazdaság és az ipari tevékenység (Akpor et al., 2014, Hu et al., 2014).

A kommunális szennyvizek nehézfém-tartalma viszonylag jól behatárolható, általában alacsony, és inkább csak az antropogén hatásokkal érintett területeken lehet magasabb (Deycard et al., 2014; Di Cesare et al., 2016). Csekély jelenlétük ellenére is a nehézfémek koncentrációja a nyers lakossági szennyvízben általában több nagyságrenddel magasabb értéket mutat az antibiotikum tartalomnál (Vaz-Moreira et al., 2014).

A lakossági eredetű nehézfém kibocsátás az élelmiszerfogyasztásból, háztartási vegyszerek és festékek használatából, csővezetékek kopásából és az azokban kialakuló lerakódásból, személyes kozmetikai termékek használatából és a lakossági építőanyagok felhasználásából származik. Az egyes országok közötti éghajlati vagy egyéb (pl. kulturális) különbségektől függetlenül a világ nagy részén alkalmazzák hasonló formában ugyanazokat az anyagokat (például rezet a belső vízvezeték hálózatok kiépítéséhez, vagy fémszálas gumiabroncsokat, esetleg horganyzott anyagokat az építkezésekhez), melyek korróziós és kopásból eredő termékei minden esetben megjelennek a szennyvízben.

Számos ipari tevékenység olyan szennyvizek keletkezését eredményezi, melyek összetételét tekintve azok nehézfém-tartalma is meghatározó. Ilyen folyamatok többek között az elemgyártás, a festés és a festékek előállítása, a kőolajfinomítás, a galvánipar, a textilipar, a bányászat, az ércdúsítás, a fémelőállítás, a fémfeldolgozás, a fémmegmunkálás és a galvanizálás (Akpor et al., 2014; Cinperi et al., 2019). Nagy nehézfém-tartalmú ipari szennyvizek kibocsátása a felsoroltakon túl a bőripar és az akkumulátorgyártás folyamataira is visszavezethető (Ke et al., 2017; Liu et al., 2017). A felsorolt ipari tevékenységek során a nehézfémeket veszélyes koncentrációban tartalmazó technológiai szennyvizek keletkezhetnek, melyeket az élővízbe történő kibocsátásukat megelőzően kellő mértékben tisztítani kell.

A fémfeldolgozó ipar az egyik legnagyobb szennyvízkibocsátó vegyipari iparág, melynek szennyvizei nagyon sok esetben szennyezettek nehézfémekkel (pl. króm, nikkel, réz, cink) és egyéb toxikus vegyületekkel (pl. cianidokkal, zsíroló szerekkel) is (Akbal és Camc, 2011; Al-Shannag et al., 2015).

A textiliparra jellemző jelentős nehézfém-kibocsátás a gyártás során alkalmazott festési folyamatokra vezethető vissza, hiszen a színezésnél többek között rezet, krómot, nikkelt és ólmot is használnak, melynek egy része a szennyvízbe kerül (Aljerf, 2018; Cinperi et al., 2019). A festésen kívül a textilipar számos egyéb folyamatában történik még nehézfém-felhasználás, melynek egy része veszteség formájában a szennyvízbe kerül. Megfelelő kezelés hiányában ezek a szennyvizek komoly környezeti problémát jelentenek a talajra, illetve a felszíni és felszín alatti vizekre, amely jelentős kockázat annak figyelembevételével, hogy egyes források szerint a világon keletkező ipari szennyvizek mindössze 8%-át kezelik valamilyen módon a környezetbe történő kibocsátást megelőzően (Tariq et al., 2018).

1.2.1 A települési szennyvizek nehézfém-tartalmának változása az elmúlt 50 évben

A városi szennyvíztisztítóba érkező szennyvizek a legtöbb esetben ipari kibocsátásokkal, városi lefolyásokkal és beszivárgó talajvízzel is terheltek, tehát a lakossági eredetű nehézfém-tartalom csak ritkán és nehezen határozható meg pontosan. Sörme és társai (2002)

munkájukban ugyanakkor megállapították, hogy a nagyvállalatok mindössze kis részét (max. 4%-át) adják az összes nehézfém-kibocsátásnak, illetve az is bizonyítható, hogy az autósók kivételével a kisebb vállalkozások szintén csak kismértékben járulnak hozzá a települési szennyvíz nehézfémterheléséhez. Emiatt az eredmények részletezésénél nem választom szét lényegesen a tisztán lakossági, illetve változó arányban ipari bebocsátással is érintett telepek szennyvizének adatait. Indokolja ezt továbbá az is, hogy az infiltrációval egyik szerző sem számolt, illetve a települési lefolyások várható hatását sem figyelték, ugyanis nem minden esetben közöltek információt a mintavételi napok időjárásáról (száraz vagy csapadékos időszak).

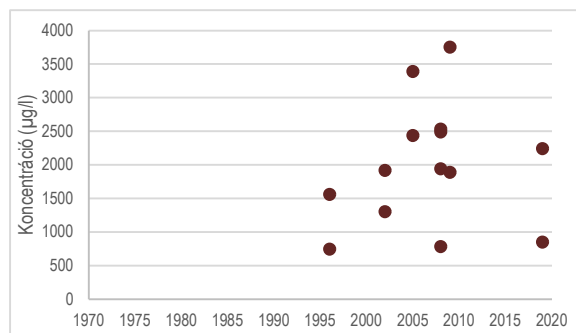
A témához tartozó szakirodalom áttekintése során 23 olyan publikációt találtam, melyek a települési szennyvizek nehézfém-tartalmát, illetve egyes esetekben a tisztítás során bekövetkező nehézfém-tartalom-változást is vizsgálják. Ezek nagy része külföldi referált folyóiratban megjelent cikk. A 23 cikkből összesen 34 olyan adatsort értékeltem ki, amelyben legalább 4 elem koncentrációját vizsgálták települési nyers szennyvízben, de egyes elemzések 8-10, vagy annál is több komponens mennyiségének meghatározására is kiterjedtek.

A szakirodalomból származó, jelen fejezetben felhasznált konkrét mérési adatok az *1. melléklet* táblázatában kerültek összefoglalásra. Az adatok értékelését az azokból összeállított ábrák bemutatásával végzem.

1.2.1.1 Alumínium

Az alumíniumot a települési kevert szennyvizek gyakran több g/l-es koncentrációban tartalmazzák (*1. ábra*), melynek oka részben a háztartási termékekben történő gyakori felhasználása és az építőiparban való elterjedt alkalmazása. Nagyobb mennyiségben származhat a fémfeldolgozási és a fémmegmunkálási iparágakból, ugyanakkor bizonytalan része a nem lakossági szennyvizek előtisztításánál alkalmazott alumíniumsók maradéka lehet. A különböző alumíniumsók szennyvíztisztításban történő alkalmazása a kedvező pehelyképző tulajdonságának köszönhető.

A háztartásokban való gyakori jelenléte magával hozza a lakossági szennyvízben való fokozott megjelenését is. Különösebb veszélyt az emberi egészségre csak nagyobb dózisban jelent, ezért annak ellenére, hogy előfordulása valamennyi szennyvízre jellemző, a szennyvízben kialakuló koncentrációját korábban nem igazán vizsgálták. A szennyvíz alumíniumtartalmára irányuló csekély figyelem oka lehet még az is, hogy a természetes és szabályozott szennyvíztisztítási folyamatok során meghatározó részben a szilárd fázisba kerül, így gyakorlatilag a befolyó szennyvíz alumíniumkoncentrációjától függetlenül, a tisztított szennyvízben már alig kimutatható. Koncentrációjára vonatkozóan inkább a 2000-es évektől kezdődően találtam adatokat a szakirodalomban. Ezek alapján a települési szennyvíz alumíniumtartalma néhány száz mg/l-és néhány g/l közötti lehet.

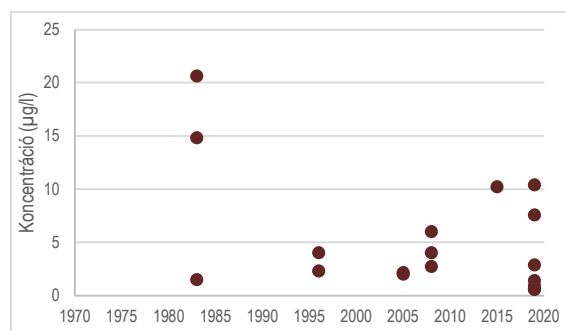


1. ábra. A települési szennyvíz alumíniumkoncentrációja

Mivel az alumínium alkalmazása mindennapos, a települési szennyvízben mérhető koncentrációja az elmúlt évtizedekben jelentősen nem változott. Az alumínium iránti igény miatt annak előállított mennyisége napjainkban is évi több millió tonna, ezért koncentrációjának csökkenésére a lakossági szennyvízben valószínűsíthetően a jövőben sem lehet számítani.

1.2.1.2 Arzén

Az irodalmi adatokat tekintve a települési kevert szennyvíz arzénkoncentrációja ma már a 10 µg/l-es ivóvíz-határértéket sem gyakran éri el. A korabeli elemzések csak ritkán terjedtek ki a szennyvíz arzéntartalmára, és azok is legfeljebb 15-20 µg/l-es koncentrációkról számoltak be (2. ábra).



2. ábra. A települési szennyvíz arzénkoncentrációja

A háztartási szennyvízben található arzén forrásaira vonatkozóan kevés információnk van, de arzént tartalmaznak egyes gyógyszerek, mosószerek és festékek is (Drozdova et al., 2019). Az arzén gyógyszerkészítményekben történő felhasználása máig gyakorlat, így a szennyvízben azok használatán keresztül egyértelműen megjelenik.

Annak ellenére, hogy az általam vizsgált területen az ivóvíz arzénkoncentrációja minimális, sok helyen épp az arzén lehet annak példája, hogy az emberi tevékenységen kívül egyes nehézfémek megjelenése az adott terület geokémiai jellemzőivel is magyarázható. Choubert és társai (2011) például 13 települési (városi és vidéki) szennyvíztisztító telep nehézfémmerlegét ellenőrizték. Magasabb koncentrációtartományt a vidéki szennyvízben egyedül az arzén esetében figyeltek

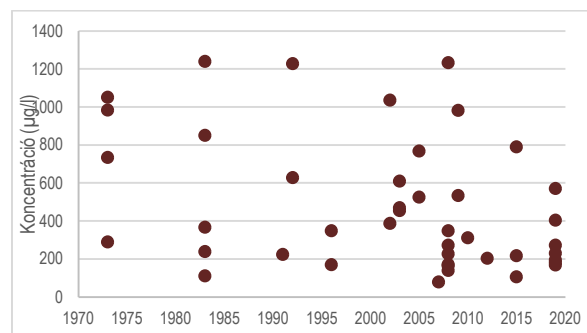
meg, amely véleményük szerint valószínűleg az érintett terület földtani jellemzőivel lehetett összefüggésben.

Az arzén jelenléte a hazai ivóvízbázisokban sok helyen probléma. Koncentrációja az alföldi mélyfúrású kutakban az ivóvízszabványban meghatározott határértékek 10-15-szörösét is elérheti. A nyers vízben előforduló arzenit- (As^{3+}) és arzenát-ionok (As^{5+}) eltávolítására itthon leginkább az oxidációval és vegyszeres kezeléssel kombinált eljárások a jellemzőek, de koncentrációjuk hatékonyan csökkenthető aktivált alumínium-, illetve vas(III)-oxidon történő adszorpcióval, továbbá a membrántechnológiai eljárások valamelyikével vegyszeres előkezelést és szűrést követően. Az arzenit leválasztása egyik módszerrel sem lehet teljes, ugyanakkor valamennyi megemlített eljárás alkalmas az arzenát meghatározó részének eltávolítására. Emiatt az arzéneltávolítási technológiák első lépése az arzenit-ionok arzenát-ionokká történő feloxidálása kell, hogy legyen.

1.2.1.3 Cink

A kommunális szennyvizek és szennyvíziszapok esetén leggyakrabban emlegetett fémszennyezők a cink és a réz. Széles körű felhasználásuk miatt a lakossági szennyvízben is jelentősebb mértékben koncentrálnak a többi nehézfémhez képest.

A települési szennyvizek cinkkoncentrációja rendkívül változatos. A cink aránya a települési szennyvízben lehet néhány $10 \mu\text{g/l}$, de a szennyvízben olykor több mg/l -es cinkkoncentrációk kimutathatók (3. ábra). A szakemberek az elmúlt 15 évben nem számoltak be 1 mg/l -t meghaladó cinkkoncentrációról, de a szennyvíz cinktartalmára vonatkozóan nagyságrendnyi eltérésekre még ma is számíthatunk.



3. ábra. A települési szennyvíz cinkkoncentrációja

Annak ellenére, hogy a 3. ábra azt mutatja, hogy a jellemző koncentrációtartomány az elmúlt 50 évben jelentősen nem szűkült, ma már sokkal több esetben mérhetők $0,8\text{-}1 \text{ mg/l}$ alatti koncentrációk, mint 10-20 évvel ezelőtt. Az elmúlt 15 évből származó adatoknak körülbelül 80%-a mutat $600 \mu\text{g/l}$ alatti koncentrációt, míg 2005 előtt minden második minta cinktartalma $0,6 \text{ mg/l}$ felett volt.

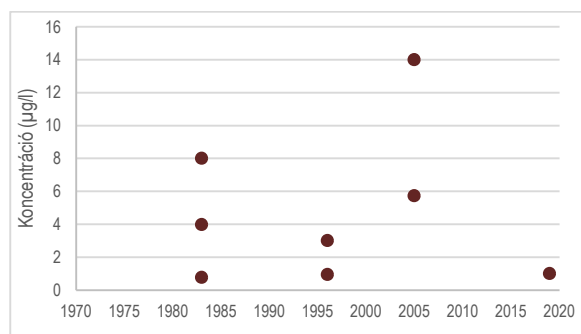
Az általam tapasztalt $200\text{-}600 \mu\text{g/l}$ közötti koncentrációtartomány nagyjából megegyezik a napjainkra jellemző értékekkel. Ez a sáv egyébként nagyjából fele-harmada az 1980-as és 1990-es években mért értékeknek, bár egyes esetekben a városi lefolyások, ipari üzemek hatására még ma is előfordulhatnak akár 2 mg/l -es cinkkoncentrációk a nyers kevert szennyvízben.

A befolyó települési szennyvíz cinktartalmát Petrasek és Kugelman (1983), illetve Rao és Viraraghavan, (1992) vizsgálatai is 1 mg/l felettinek határozták meg, amely a mostanában mért koncentrációk öt-tízszere.

A rézhez hasonlóan a cink szennyvízbe kerülése is jól nyomon követhető (Sörme et al., 2002). Legmeghatározóbb forrásai a háztartási bemenetek (European Commission, 2001), továbbá a személyes ápolási termékek is, beleértve a sampont, a dezodorokat és a fogkrémet, valamint a háztartási vegyszereket (pl. mosószer) (Hargreaves et al., 2018). A cink gyógyszeripari felhasználása is számottevő, illetve ma is forgalomban vannak cinktartalmú növényvédő szerek és rágcsálóirtók, melyek fémtartalma a talajvízzel történő bemosódással bekerülhet a csatornarendszerbe. Cinket vitaminok formájában táplálék kiegészítőként is fogyaszt a lakosság, de ezen túlmenően a tejben is jelentős a cinktartalom.

1.2.1.4 Ezüst

A lakossági szennyvíz ezüstkonzentrációja az általam végzett mérések alapján kimutathatósági határ alatti volt, és több szerző is az ezüst hasonló arányú jelenlétéről számolt be. Az ezüst koncentrációja évtizedekkel ezelőtt is mindössze néhány $\mu\text{g/l}$ -nek bizonyult a kevert települési szennyvízben, nagyobb arányú jelenléte korábban sem volt jellemző (4. ábra).



4. ábra. A települési szennyvíz ezüstkonzentrációja

Choubert és társai (2011) korábban hivatkozott felmérése során, melyben 13 települési szennyvíztisztító telep nehézfémmerlegét ellenőrizték, az ezüst 80%-os előfordulással volt megtalálható a nyers szennyvízben, és koncentrációja minden esetben detektálási határ közelinek adódott. Az ezüst ma már csak elvétve mutatható ki a nyers szennyvízben, jelenlétének meghatározására napjainkban már csak kevés felmérést végeznek. Ennek oka lehet részben az is, hogy csekély mennyiségéből adódóan a tisztított szennyvízen keresztül a vízfolyásokba jutó ezüst az élővilágra különösebb veszélyt nem jelent.

Számottevő ezüstfelhasználás történik a fényképészetben, illetve az amalgám fogtömések is ezüst felhasználásával készülnek (Mahmud et al., 2016).

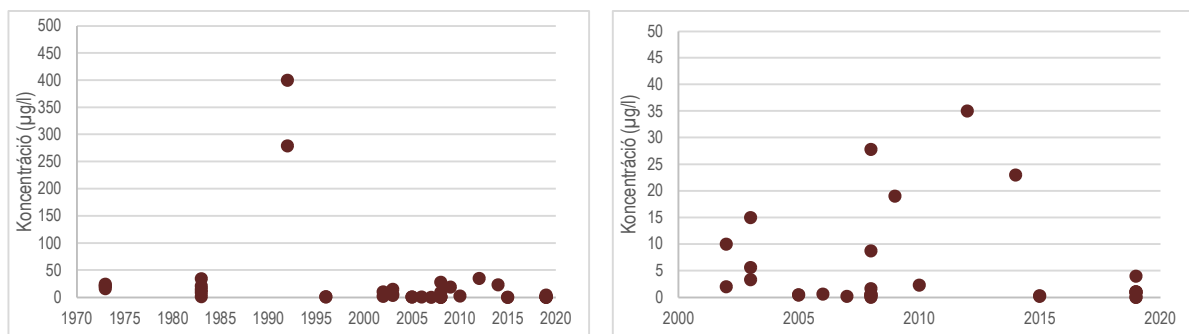
1.2.1.5 Kadmium

A kadmium koncentrációja a települési szennyvizekben ma már jellemzően csak néhány $\mu\text{g/l}$ -re korlátozódik (5. ábra). Bár elvétve 20-30 $\mu\text{g/l}$ -es koncentrációk is kimutathatók a nyers

szennyvízben, ennél nagyobb értékek az iparral érintett területeken sem gyakran jellemzők. A higany és a kadmium például a 25%-os ipari terhelési aránnyal üzemelő bangkoki szennyvíztelepen is minimális mennyiségben volt csak kimutatható (Chanpiwat et al., 2010).

Az általam vizsgált 31 nyers szennyvízminta közül egy sem tartalmazott kimutathatósági határ feletti koncentrációban (0,5 µg/l) kadmiumot és a 2000-es évektől kezdődően több kutatócsoport is hasonló tapasztalatokról számolt be.

A közelmúltból származó mérési eredmények is legfeljebb néhány ppb-s koncentrációkról adnak jelentést, ugyanakkor az összehasonlítás érdekében fontos megemlíteni, hogy alig 30 évvel ezelőtt Rao és Viraraghavan (1992) egy 76.000 m³/d átlagos teljesítményű városi szennyvíztelep befolyásánál 400 µg/l kadmiumtartalmat is mértek.



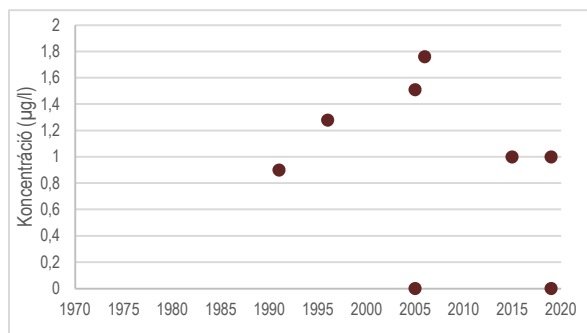
5. ábra. A települési szennyvíz kadmiumkoncentrációja

A kadmium ipari felhasználásának és kibocsátásának szabályozását jól mutatja, hogy napjainkban a fejlett területeken a kadmium-kibocsátás 60%-a a háztartásokból, leginkább mosóporokból és mosószerekből származik (Drozdova et al., 2019). Ezen kívül egyes szerzők a kadmium meghatározó forrásának tartják a talajvízzel történő infiltrációt is, melynek felelőse a mezőgazdaságban és a városi kertekben is korábban elterjedten használt kadmiumtartalmú peszticidek alkalmazása (Houhou et al., 2009). A talaj kadmiumtartalmának ma is meghatározó forrása lehet a foszfátműtrágyák felhasználása (Thévenot et al., 2007).

1.2.1.6 Kobalt

A kobaltra vonatkozóan a szakirodalomban kevés mérési eredménnyel találkoztam, és én is csak a víztelenített szennyvíziszapban tudtam csekély mennyiségben kimutatni. Pontos arányára a 90-es évekig nem is találtam adatokat, és az azt követő időszakban is ritkán mértek rá a nyers szennyvíz kobalttartalmára (6. ábra). A kobalt esszenciális elem az élő szervezet számára, ezért szennyvízben előforduló mennyisége véleményem szerint javarészt az élelmiszerfogyasztásból származik, és a szervezetben egyébként is fenntartani szükséges arányt jelöli.

A szennyvíziszapban általam mért koncentrációja alapján a kobalt esetében még az ezüsthöz is kisebb érték számítható ki a befolyó szennyvíz kobalttartalmára, amely néhány tized µg/l-es koncentrációnak adódhat. Buzier és társai (2006) a kobaltra éppen a kimutathatósági határhoz közel eső koncentrációt állapították meg a nyers szennyvízben (1,8 µg/l) és a tisztított szennyvízben (1,1 µg/l) is.

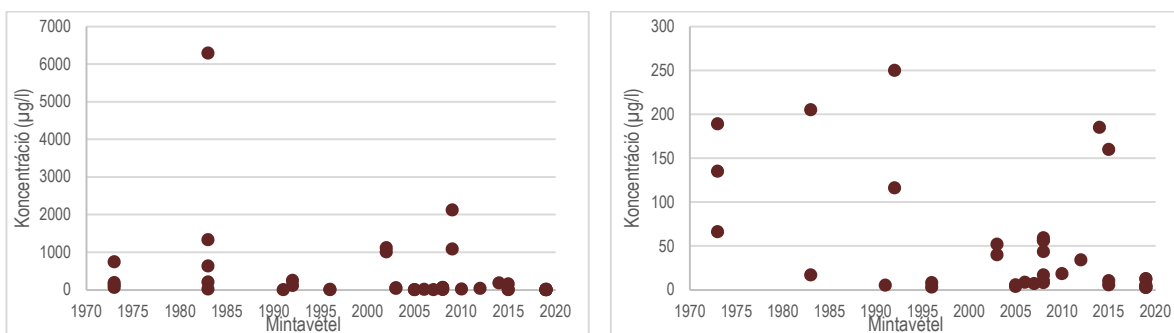


6. **ábra.** A települési szennyvíz kobaltkoncentrációja

A kobalt az egyik legfontosabb átmeneti fém, az emberi szervezetre kettős hatással bír; jelenléte egyaránt okozhat kedvező és ártalmas hatást. Shahat és társai (2015) szerint forrása a petrolkémia, a bányászat, az akkumulátorgyártás és az elektronikai ipar, amelyek jelentős mennyiségű kobalttal szennyezett szennyvíz keletkezését eredményezik.

1.2.1.7 Króm

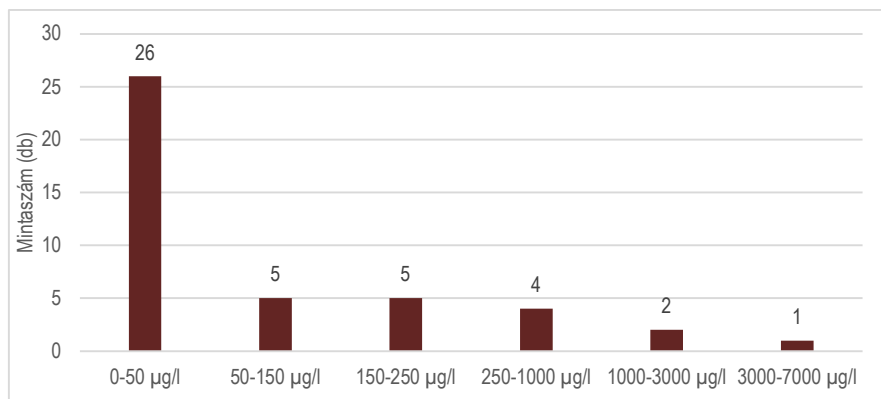
A króm mennyisége a befolyó szennyvízben a legtöbb esetben pontosan meghatározható. A 7. *ábrából* kitűnik, hogy a települési szennyvízben olykor több mg/l-es koncentrációban is számíthatunk a megjelenésére. Mivel az általam feldolgozott szakirodalmi források szerzői nem jelölték meg a pontos mintavételi körülményeket, a kiugróan magas krómkoncentrációk véleményem szerint csapadékos időszakban vett mintákból származhatnak. Ezt részben megerősíti, hogy az érintett minták nem csak krómot, hanem cinket, kadmiumot és ólmot is a megszokottnál nagyobb arányban tartalmaztak, melyek jelenléte szintén számottevő a városi lefolyásokban, a közlekedésből származó kibocsátásuk miatt. Ezt a feltételezést a másik oldalról megkérdőjelezheti Üstün (2009) mérési eredménye, aki akkor tapasztalt 2 mg/l feletti krómkoncentrációt a nyers szennyvízben, amikor a többi nehézfém nagyjából átlagos koncentrációban volt jelen abban. Ebben az esetben viszont a kimagasló krómtartalmat Üstün (2009) az érintett terület jelentős ipari tevékenységével magyarázta, amiben nagy arányt tesz ki a textilipar (80 üzem) és a bőrfeldolgozás (90 üzem), illetve a fémfeldolgozás és az autóipar is. A krómot nagy mennyiségben használják szövetfestékekben a ruhaiparban, illetve autóiipari felhasználása is jelentős.



7. **ábra.** A települési szennyvíz krómkoncentrációja

Amennyiben a kiugró értékektől eltekintünk, láthatjuk, hogy napjainkban a fejlett országokban a települési szennyvíz krómtartalma 5-200 µg/l között mozog, de jellemzően inkább 50 µg/l alá esik, aminek hatására a befogadóba bocsátott tisztított szennyvizekben is már csak kevésbé kimutatható. Az általam vizsgált nyers szennyvízminták mindegyikében kimutatható mennyiségű krómot mértem 1 – 12,4 µg/l közötti (átlagosan 5,45 µg/l) koncentrációban.

A magasabb koncentrációk figyelmen kívül hagyása mellett szólhat az a tény, hogy míg az adatok 82%-a 0,25 mg/l koncentrációnál kisebb, addig 13%-a az eredményeknek 1 mg/l koncentrációnál nagyobb, és 0,25 mg/l és 1 mg/l közötti koncentráció tartományba mindössze az adatok 5%-a esik (8. ábra). Ez azt jelenti, hogy a 0,25 mg/l alatti adatok átlaga és a 0,25 mg/l feletti adatok átlaga között közel 40-szeres különbség van.



8. ábra. A települési szennyvíz krómkoncentrációjának megoszlása

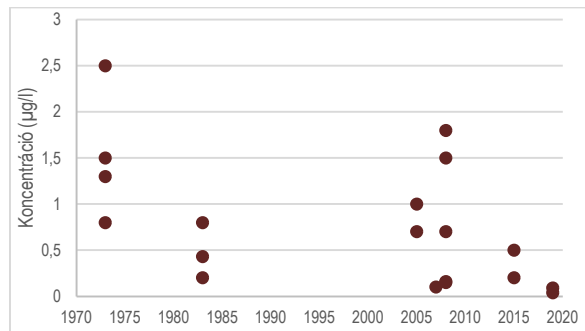
Talán a króm által okozott káros környezeti és egészségügyi hatások csökkentésére irányuló törekvés eredménye mutatkozik meg abban, hogy az évtizedekkel ezelőtti vizsgálatok még sokszor nagyságrendekkel (~600 µg/l) nagyobb krómtartalmat állapítottak meg a nyers szennyvízben (Petrasek és Kugelman, 1983), sőt Nielson és Hrudey (1983) Edmontonban még 6,29 mg/l koncentrációt tapasztalt.

Ugyan Sörme és társai (2002) szerint a szennyvízbe kerülő króm eredete leginkább csak becsülhető, a széles körben elterjedt gépkocsihasználat miatt megjelenése a városi lefolyásokban is általánossá vált (Bender, 2008). Ezenkívül a háztartási krómozott használati eszközök és díszítő elemek is nehézfémforrások, hiszen tökéletesen oldhatatlan, kopásnak teljesen ellenálló anyagokról ritkán beszélhetünk. Textilipari felhasználásából következik, hogy a ruhák otthoni mosása szintén nagymértékben hozzájárulhat a szennyvíztelepek krómterheléséhez.

A hagyományos eleveniszapos rendszereket elhagyó tisztított szennyvízben maradó krómkoncentráció a befolyó mennyiség mindössze töredéke. A saját, későbbiekben (3.1.3.10 fejezet) bemutatásra kerülő mérési eredményeimből is látható, hogy a nyers szennyvíz krómtartalmának meghatározó része az iszapba kerül, de ezen kívül több szerző is beszámolt a króm eleveniszapban történő nagyarányú koncentrálódásáról (Carletti et al., 2008; Üstün, 2009).

1.2.1.8 Higany

A települési szennyvíz higanytartalma legfeljebb 1-2 $\mu\text{g/l}$, de ma már sokszor inkább kimutathatósági határ alatti, amint azt saját méréseim esetében is minden esetben tapasztaltam ($<0,2 \mu\text{g/l}$). A $2,5 \mu\text{g/l}$ -t meghaladó befolyó higanykoncentrációról már az 1970-es években sem számoltak be a szakirodalomban (9. ábra). A higany koncentrációjával kapcsolatos vizsgálatok meghatározó része a 2000-es évekre tehető, az azt megelőző 3 évtizedre vonatkozóan csak kevés adat lelhető fel.



9. ábra. A települési szennyvíz higanykoncentrációja

A lakossági eredetű higanykibocsátás része az amalgámtömések kopása, viszont az anyag fogászatban történő felhasználása már ipari kibocsátásnak számít. Az amalgámtömések alkalmazása miatti higanyterhelés az esztétikai fogászat térhódításával egyre inkább háttérbe szorul.

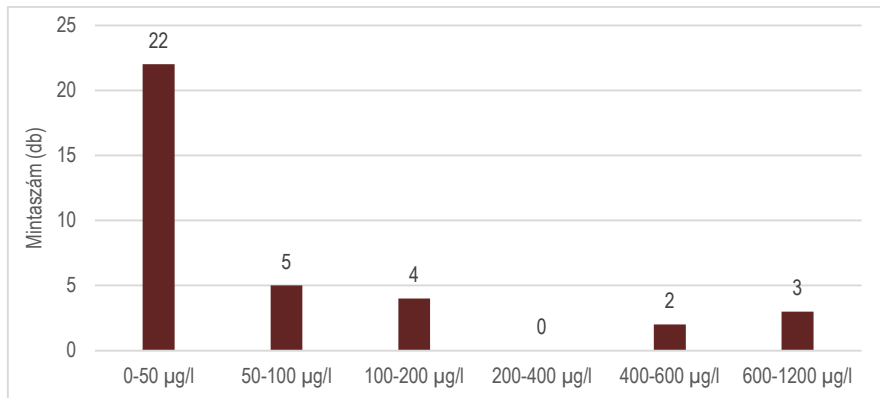
A nehézfémek felhasználásának és kibocsátásának korlátozására jó példa, hogy a higanyt 2013 óta az Egyesült Nemzetek Környezetvédelmi Programja (UNEP) keretében a Minamata-egyezményről szóló szerződés alapján forrásellenőrzésnek vetették alá, és többek között azt is kijelentették, hogy a fogászatban felhasznált higany mennyiségét is jelentősen csökkenteni kell olyan alternatív anyagok használatának ösztönzésével, amelyek az említett nehézfémet nem tartalmazzák (UNEP1). Napjainkban a települési szennyvíztisztítóba beáramló higany gyakran mezőgazdasági eredetű, forrása lehet továbbá a háztartási vegyi anyagok (pl. festékek) használata, illetve a hulladéklerakók csurgalékvizeinek és a csapadékvizek csatornába vezetése (Gbondon-Tugbawa et al., 2010; Wang et al., 2004).

A mezőgazdasághoz szorosan kapcsolódik a műtrágyagyártás és a növényvédőszer-gyártás, melyek során nehézfém tartalmú termékek előállításuk történik. Ez magával hozza a nehézfémek gyártási hulladékokban történő megjelenését is (Li et al., 2016). A 60-as évek előtt a növényvédelemben jellemző volt arzén-, ólom- és higany tartalmú peszticidek használata, melyeket ma már tilos alkalmazni.

Buzier és társai (2006) szerint a higany az egyik legnehezebben eltávolítható nehézfém. Amennyiben a szennyvíz kimutatható mennyiségben tartalmaz higanyt, koncentrációjában a szakirodalmi adatok alapján az eleveniszapos tisztítást követően 20-60%-os csökkenés figyelhető meg.

1.2.1.9 Nikkel

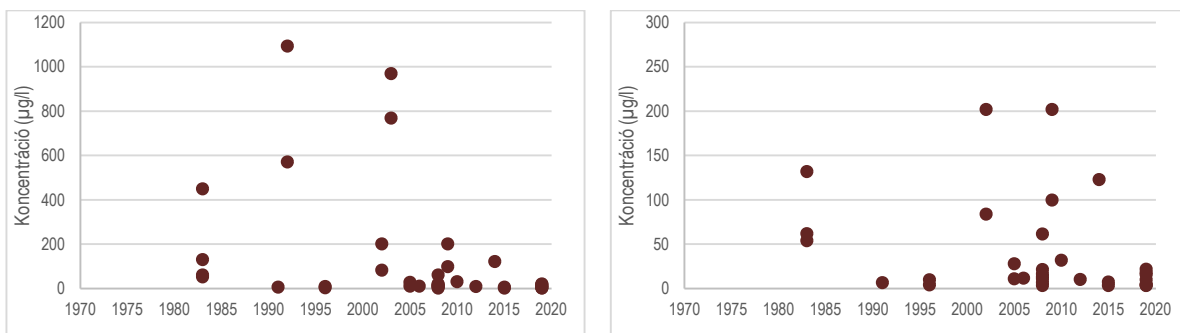
A krómhoz nagyon hasonló tendencia jeleníthető meg a nikkelnél is. Ugyan koncentrációja a nyers szennyvízben a legtöbbször nem haladja meg a 200 µg/l-t, bizonyos esetekben akár mg-os nagyságrendű értékek is mérhetők a települési szennyvíz nikkeltartalmát illetően (10. ábra).



10. ábra. A települési szennyvíz nikkeltartalmának megoszlása

A nagyobb nikkeltartalmú koncentrációk a városi lefolyások többlet nehézfémterheléséből származhatnak, de általánosságban megállapítható, hogy 2005-öt követően már nem találkozunk 0,2 mg/l meghaladó nikkeltartalommal (11. ábra). Fontos ezt megjegyezni azért is, mert a települési szennyvíz nikkeltartalmára vonatkozóan 2005-öt követően kétszer annyi mért adat áll a rendelkezésünkre, mint az azt megelőző időszakból. A nikkeltartalmú adatok 86%-a 0,2 mg/l-nál kisebb, és az eredmények fennmaradó 14%-a 0,4-1,2 mg/l közötti koncentráció tartományba esik (10. ábra). A 0,2 mg/l alatti adatok átlaga és az 0,4 mg/l feletti adatok átlaga között több mint 20-szoros különbség van.

Amennyiben a magasabb értékektől eltekintünk, láthatjuk, hogy napjainkban a fejlett országokban a települési szennyvíz nikkeltartalma 5-200 µg/l közötti, sőt koncentrációja a települési szennyvízben ma már csak elvétve haladja meg az 50 µg/l-t. Az általam mért 4-22 µg/l közötti adatok tökéletesen beleillenek a nyers szennyvízre manapság jellemző nikkeltartalom-tartományba. A nikkeltartalom meghatározó része szintén az iszapba kerül, ezért a befogadóba bocsátott tisztított szennyvízben sem mutatható ki nagyobb mennyiségben.

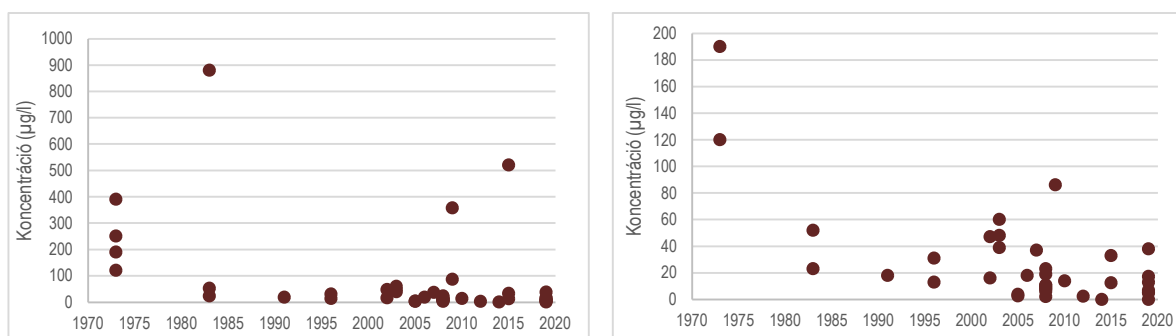


11. ábra. A települési szennyvíz nikkeltartalmának alakulása

A szennyvíz nikkeltartalmának legmeghatározóbb forrása egyértelműen a lakossági kibocsátás. A nikkel valamennyi esetben megtalálható az élelmiszer-feldolgozásban használt ötvözetekben, valamint az egészségügyi berendezésekben és a védőbevonatokban. A nikkelezett konyhai eszközök elterjedését mutatja, hogy a háztartási forrásokból a csatornába jutó nikkel 61%-a a székleten keresztül kerül a szennyvízelvezető rendszerbe (Rule et al., 2006).

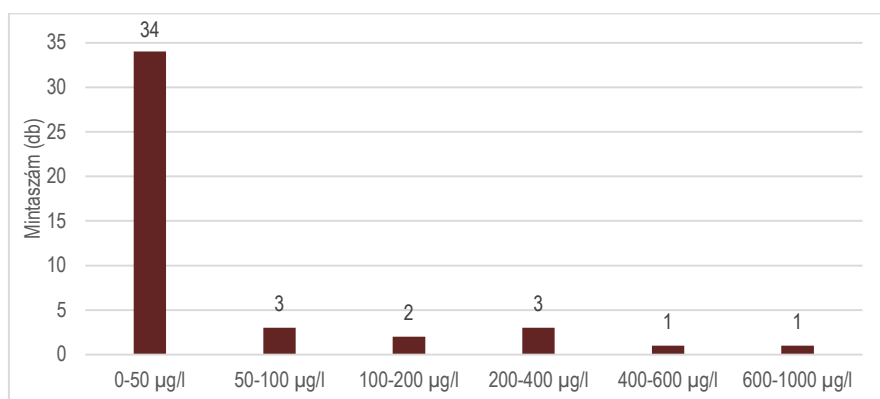
1.2.1.10 Ólom

A települési szennyvíz ólomkoncentrációja változó; leggyakrabban 5-10 µg/l, esetleg néhány 10 µg/l ólomkoncentráció mutatható ki a nyers szennyvízben. Magasabb ólomkoncentrációk a települési szennyvízben inkább a 70-es években voltak tapasztalhatók, később már csak elvétve találkoztak 100 µg/l ólomkoncentrációval a nyers szennyvízben (12. ábra). A vizsgálataim során meghatározott 1-13 µg/l közötti értékek pontosan megfelelnek az elmúlt évek szakirodalmi adatainak.



12. ábra. A települési szennyvíz ólom-koncentrációja

Az ólmozott benzinek forgalmazásának beszüntetése egyébként éppen a '70-es években kezdődött, bár teljes kivezetésükig az 1990-es évek végig kellett várni. Ettől függetlenül a közlekedési eredetű ólomszennyezés továbbra is meghatározó részét jelenti a környezet ólomterhelésének, hiszen attól, hogy mesterségesen nem kevernek már ólmot az üzemanyagba, az ólom a kőolaj természetes komponense, amely a kőolaj finomítását követően is megtalálható marad az előállított termékekben. A közlekedés eredetű ólomkibocsátás miatt csapadékos időszakban a kevert szennyvíz ólomkoncentrációjában ma is tapasztalhatók rendkívüli értékek.



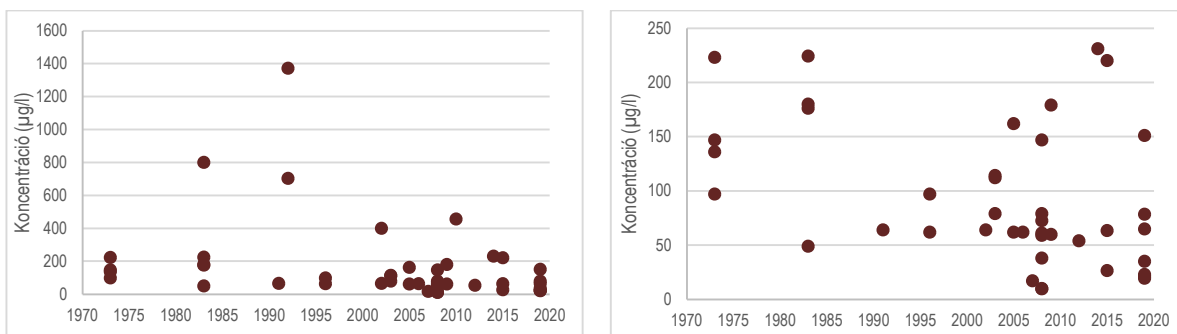
13. ábra. A települési szennyvíz ólom-koncentrációjának megoszlása

A települési ólomkibocsátás legmeghatározóbb forrása ma is egyértelműen a közlekedés. Ezen kívül a szennyvizek ólomtartalma várhatóan jelentősebb azokban az országokban, ahol az ólomvezetékek még nagyobb arányban vannak használatban az ivóvízellátó rendszerekben. Textilipari felhasználása miatt a mosás során keletkező szennyvizek szintén meghatározó forrásai a települési szennyvíz ólomtartalmának.

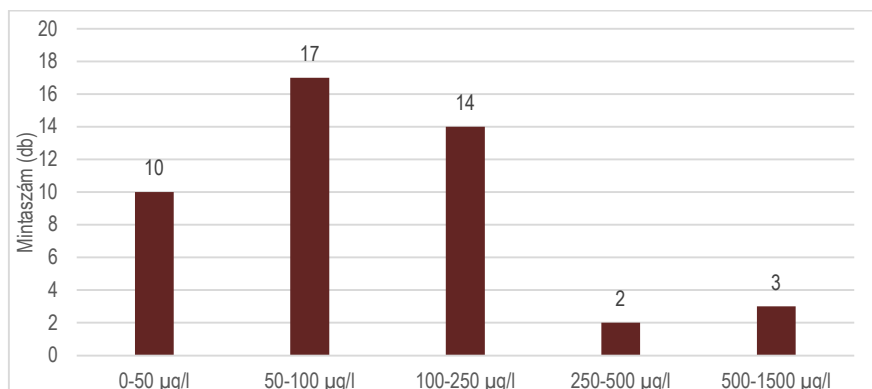
Mivel a szennyvíz az ólmot jórészt oldott anyag formájában tartalmazza, eltávolítása a települési szennyvíztisztító telepeken kevésbé mondható hatékonynak. Mégis, mivel a nyers szennyvízre jellemző koncentrációja mindössze néhány $\mu\text{g/l}$, az eleveniszapos tisztítással a szennyvíz ólomkoncentrációja könnyen a kimutathatósági határ alá csökkenthető. Saját mérési eredményeimen kívül ezt bizonyítja többek között Buzier és társainak (2006) tapasztalata is, akik a befolyó oldalon 15-20 $\mu\text{g/l}$ -es ólomkoncentrációt mértek, miközben a szóban forgó komponens a tisztított szennyvízben már nem tudták kimutatni.

1.2.1.11 Réz

A befolyó szennyvíz réztartalma jellemzően 250 $\mu\text{g/l}$ alatti (14-15. ábrák). Az irodalmi adatokból az látszik, hogy gyakoirlatilag bármilyen 250 $\mu\text{g/l}$ alatti koncentrációk előfordulhatnak. Az általam meghatározott értékek (34-151 $\mu\text{g/l}$) a jellemző koncentrációtartomány alsó felében-harmadában helyezkednek el. A települési szennyvíz rézkoncentrációjában a '80-as, '90-es évekhez képest egyértelmű csökkenés figyelhető meg. Sörme és társai (2002) tanulmánya szerint a nyers települési szennyvíz réztartalma a '80-as évek elején általánosságban jelentősen csökkent, de azzal együtt stabilizálódott is.



14. ábra. A települési szennyvíz rézkoncentrációja



15. ábra. A települési szennyvíz rézkoncentrációjának megoszlása

A szennyvízben megtalálható réz nagyobb arányban az ivóvízből, illetve az ivóvízvezetékrendszerből származik, a szennyvízre jellemző megnövekedett rézkoncentráció a háztartási vízvezetékrendszerek korróziójának tulajdonítható (Drozdova et al., 2019). Ennek megfelelően a szennyvízben kimutatható réz mennyisége egyértelműen csökkenthető a műanyag vezetékek elterjedésének ösztönzésével, bár kérdés, hogy a műanyag csövek széles körű használata milyen egyéb, esetleg toxikus komponensek megjelenését generálja vagy fokozza a települési szennyvizekben. A növénytermesztésben és állattenyésztésben is jelentős rézfelhasználás és -kijuttatás történik, ezért a csatornában megjelenő réz egy része az élelmiszerfogyasztás következménye.

1.2.1.1 Egyéb komponensek

Méréseim alapján a nyers szennyvíz antimonkoncentrációja kimutatási határ (0,5 µg/l) alatti. A szakirodalomban csak egy olyan tanulmányt találtam, amelyben a háztartási szennyvizek összetételének vizsgálata a szennyvíz antimontartalmára is kiterjedt. A vizsgálatok eredményeképpen Palmquist és Hanaeus (2005) 0,22 és 0,68 µg/l közötti koncentrációs adatokat közölt a szennyvizek antimontartalmára vonatkozóan.

Részletes analízisük során Palmquist és Hanaeus (2005) a szennyvíz báriumtartalmát is meghatározta. A báriumra jellemző koncentrációtartományt 15,5-45,8 µg/l közöttinek adta meg. Korábban Wilkie és társai (1996) települési szennyvíz báriumkoncentrációját 2-90 µg/l közöttinek (átlag: 38 µg/l) állapították meg. A szakirodalomban közölt koncentrációtartományok nagyjából megegyeznek saját tapasztalataimmal (39-102 µg/l).

Wilkie és társai (1996) a települési szennyvíz bórkoncentrációját is ellenőrizték. A szennyvíz bórtalmára vonatkozóan 10-860 µg/l közötti (átlag: 263 µg/l) koncentrációkat állapítottak meg, amely többszörösen meghaladja a friss eredményeimet (76-111 µg/l; átlag: 87 µg/l).

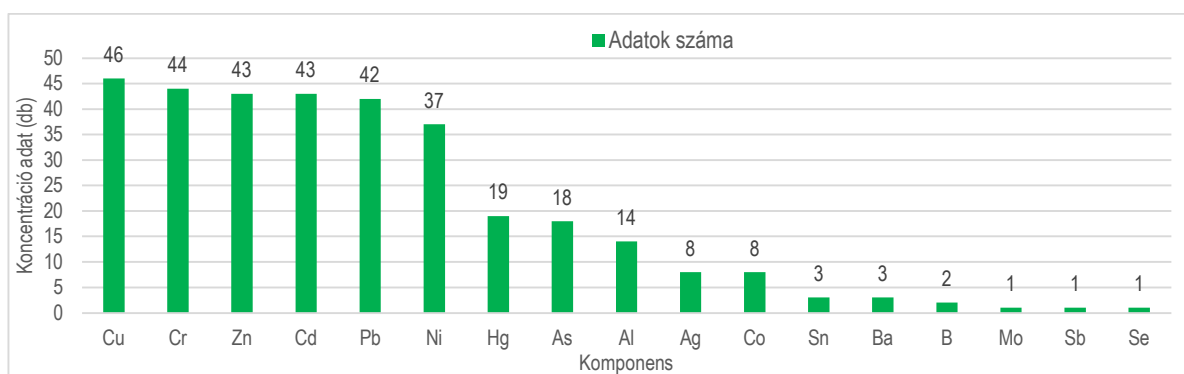
Palmquist és Hanaeus (2005) szerint a települési szennyvíz ónkoncentrációja néhány µg/l (1,01-4,39 µg/l; átlag: 2,4 µg/l), amit saját adataim (3,0-11,7 µg/l; átlag: 6,17 µg/l) csak kissé haladnak meg. Hasonló eredményeket tapasztaltak Wilkie és társai (1996) is (<1,0 -11,0 µg/l; átlag: 4,69 µg/l).

A települési szennyvíz szelénkoncentrációjára nem találtam szakirodalmi adatokat. Méréseim alapján koncentrációja a nyers szennyvízben 1,8-6,3 µg/l.

1.2.2 Megállapítások

A szennyvíziszap leggyakrabban emlegetett nehézfémzennyezői a réz és a cink, mivel benne ez a két komponens található meg a legnagyobb mennyiségben. Vélhetően ez is közrejátszik abban, hogy a réz- és cinktartalom a települési szennyvizek esetében is kutatott. A szakirodalmi adatok alapján az említett két nehézfém mellett többször meghatározásra kerül a szennyvíz króm-, kadmium-, nikkell és ólomtartalma is. Ezeknek az elemeknek a jelenléte a települési szennyvízben általánossá vált, és egyesített csatornarendszereknél ezek mindegyike kisebb arányban származik a lakosságtól, nagyobb részben inkább közlekedési eredetűek. Az ólom, a kadmium és a króm veszélyességük miatt is kiemelt figyelmet kapnak. Ennek okán irányul ma

is jelentős kutatás a higanyra és az arzénra is, de a települési szennyvízre jellemző csekély koncentrációjuk és korlátozott lakossági kibocsátásuk miatt mennyiségi meghatározásuk nem gyakori. Az alumínium széleskörű felhasználása miatt a háztartások hozzájárulása a települési szennyvíz alumíniumtartalmához csak becsülhető. Az alumíniumsók alkalmazása az ipari szennyvizek tisztításánál mára általánossá vált, és a szennyvízben történő megjelenésüknek is változatos formái ismertek. A települési szennyvizek ezüst- és kobalttartalmára vonatkozóan is lelhetőek fel adatok, de meghatározásuk már kevésbé jellemző. A szennyvizek antimon-, bór-, bárium-, molibdén-, ón- és szelénkoncentrációjának ellenőrzése inkább csak bizonyos ipari szennyvizeknél gyakorlat.



16. ábra. A települési szennyvíz elemtartalmának értékeléséhez rendelkezésre álló adatok száma

A jelen fejezetben összefoglalt, a világ számos pontján végzett kutatások eredményei is megerősítik, hogy a befolyó szennyvíz nehézfém-koncentrációja az elmúlt időszakban lényeges változáson ment keresztül.

Ennek oka a vízfelhasználási szokások változásán túl az egyes anyagok egészségre veszélyes tulajdonságának felismerése, és ezen keresztül felhasználásának és kibocsátásának ellenőrzése és korlátozása. Annak ellenére, hogy a települési szennyvizek tisztítási gyakorlatában az elmúlt évtizedekre vonatkoztatva nem tapasztalhatók lényeges különbségek, a befolyó szennyvíz összetételének módosulása magával hozta a tisztított szennyvíz, illetve a keletkező szennyvíziszap minőségében tapasztalható változásokat is.

A fejlett országokban a veszélyes fémek koncentrációja a szennyvízben általában csökkent az 1970-es évek végéhez képest, melynek oka többek között a nehézipar leépítése, az iparszennyvíz-előkezelési technológiák fejlesztése és alkalmazásának általánossá válása, a nehézfémek ipari felhasználásának és kibocsátásnak szigorúbb szabályozása, illetve azok kereskedelmi forgalomba kerülésének korlátozása. A réz, a cink, az ólom, a nikkel és a króm koncentrációja a világ legtöbb városában hasonló és jól behatárolható tartományban mozog (Houhou et al., 2009), de ennek ellenére, különösen a fejlődő országokban a nyers szennyvizek fémkoncentrációja még ma is meghatározó lehet, illetve a nehézfémek származása sem minden esetben tisztázott teljesen.

A települési szennyvizekre jellemző csökkenő koncentráció ellenére a nehézfémek a természetben mindenütt jelen vannak, és szinte mindig kimutathatók a kezeletlen nyers szennyvízben. Legalacsonyabb koncentrációban általában a higany van jelen, míg a

legmeghatározóbb a cink előfordulása lehet (Hargreaves et al., 2018), de a szennyvízben való jelenlétük alapvetően a fogyasztói szokásoktól és az életstílustól függ (Chirila et al., 2014; Spanos et al., 2016).

Bár az ipari eredetű nehézfém-kibocsátások a szigorú környezetvédelmi szabályozások miatt ma már jobbra kézen tartottak, a lakosság és a kisvállalkozások mindennapos ellenőrzése kivitelezhetetlen, ezért a települési szennyvizek fémtartalma nem csökkenthető le teljesen. Ugyan az autósók és szervizek rendszeres ellenőrzése hozhatna eredményt, de fontos megjegyezni, hogy ezek a vállalkozások a közlekedési eredetű nehézfém-szennyezésnek csak kis arányát adják, és a szennyvízben megjelenő mennyiségtől sokkal nagyobb tömegű nehézfém kerül közvetlenül a környezetbe (talaj, élővizek) és a csatornarendszerbe a járművek üzemeltetése (pl. üzemanyag-égetés, gumikopás, fékbetétek kopása) során vagy csapadékos időjárás esetén. Más területekhez hasonlóan az egészségügy is nagy fejlődésen ment keresztül az elmúlt évtizedekben, emiatt például a fogorvosok ellenőrzése sem jelenthet ma már megoldást a higanykibocsátás számottevő csökkentésére.

Habár a kapcsolódó szabályozások és ellenőrzések az illetékes hatóságok és végrehajtó szervek feladata, a nehézfémek kibocsátásának csökkentése a hatósági fellépésen kívül sokkal inkább az erős társadalmi (fogyasztói) hozzáállástól függ, amely a legerősebb befolyással bír a gyártói szokásokra. Ameddig a fogyasztók igénylik a jelenleg nehézfémterhelést okozó termékeket és szolgáltatásokat, addig azok vélhetően elérhetők is lesznek.

Mivel az ipar nehézfém-kibocsátása ma már rendkívül szigorított és ellenőrzött, a települési szennyvízben megjelenő nehézfém-tartalom innentől inkább a nehézfémek környezetre gyakorolt hatásainak a lakosságban való tudatosításával, és ezzel az emberek életmódjának megváltoztatásával csökkenthető tovább.

1.3 A szennyvizek nehézfém-tartalmának eltávolítási lehetőségei

Összetételükből adódóan a települési szennyvizek a legtöbbször alkalmazott hagyományos eleveniszapos technológiákkal – esetleg vegyszeres foszfor-eltávolítással és fertőtlenítéssel kiegészítve – élővízi befogadóba történő kiengedésüket megelőzően biztonságosan megtisztíthatók. Annak ellenére, hogy a toxikus hatást kifejtő vegyületek a legtöbb esetben átalakulás nélkül hagyják el a szennyvíztisztító telepet (vízben maradó koncentrációjuk legfeljebb a szennyvíziszapon történő adszorpció révén csökken), mennyiségük a legtöbb esetben kimutathatósági határ közeli, ezért eltávolításukra a mindennapi gyakorlatban még nem fordítanak kellő figyelmet. Ennek oka részben az is, hogy az ilyen komponensek eltávolítása általában speciális és költséges technológiákat igényel. Ilyen módszerek az adszorpció, az ioncsere és a membrántechnológiai eljárások. Jelen fejezetben az említett megoldásokat mutatom be, de összefoglalásra kerülnek a költségkímélőbb, viszont terület- és időigényesebb természetközeli és biológiai eljárások, az adszorpciós technológiák jelenkori kutatási irányai, valamint az azokkal elért legújabb kísérleti eredmények is.

A nehézfém-tartalmú ipari szennyvizek hatékony kezelésére több lehetőség áll rendelkezésre, melyek közül a megfelelő eljárás kiválasztását a kezelendő szennyvíz mennyisége,

térfogatárama, összetétele és nehézfém tartalma befolyásolja. Az eljárás kiválasztásában fontos szempont a tisztítás szükséges mértéke, illetve az adott eljárás beruházási és üzemeltetési költségvonzata is. A gyakorlatban többször alkalmaznak kombinált eljárásokat, melyek során a nehézfém tartalom nagy részét valamilyen kevésbé költséges módszerrel (pl. vegyszeres kezelés) távolítják el, és az így kapott hígabb, ugyanakkor a nehézfémeket továbbra is az előírásokat meghaladó koncentrációban tartalmazó előtisztított szennyvizet költségesebb, de az így kialakuló a koncentrációnál is hatékonyan alkalmazható technológiával (pl. fordított ozmózis) kezelik tovább a kívánt eredmény eléréséhez.

A nehézfémek vizes közegből történő eltávolítására szolgáló eljárások között fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat különböztethetünk meg. Az oldott és kolloid szennyezők fizikai, kémiai vagy biológiai úton távolíthatók el, míg a szilárd szennyezők valamilyen mechanikai szétválasztási eljárással tarthatók vissza (Chai et al., 2018.).

A hagyományos fizikai-kémiai módszerek közé tartozik többek között a kémiai kicsapás (oxidációval vagy redukcióval, hidroxid kicsapás, szulfid kicsapás, kelátképzés és együttkicsapás) a szűrés, az ioncsere, az aktív szén adszorpció, az elektrokémiai eljárások (elektroaguláció, elektrodialízis, elektroflotálás), a membrántechnológiai kezelések, az oldószeres extrakció, illetve ezek kombinációja. A vegyszeres kezelés, az ioncsere és a membrántechnológiai eljárások a nehézfémek eltávolításának széles körben alkalmazott módszerei.

1.3.1 Vegyszeres kicsapás

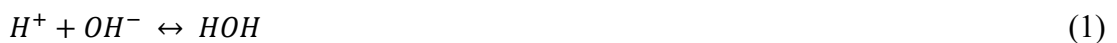
A nehézfémek vegyszerrel történő eltávolításának alapja, hogy a szennyvízben lévő mérgező anyagok oxidálószerrel vagy redukálószerrel hozzáadásával kevésbé toxikus, vagy akár veszélytelen vegyületekké alakulhatnak. A nehézfémek bizonyos pH-tartományban nehezen oldódó fémhidroxid vagy bázikus só formájú csapadékot képeznek, így valamilyen fázisátválasztási módszerrel (ülepítés, flotálás, centrifuga stb.) leválaszthatóvá válnak (Chai et al., 2018.). A szennyvíztisztító telepeken az iszap leválasztására leggyakrabban ülepítést alkalmaznak (Chai et al., 2018.), amely a szennyvíztisztító technológiák egyik általánosan alkalmazott alapfolyamata (Moharramzadeh és Baghdadi, 2016).

A nehézfémek vegyszeres kicsapása során azok eltávolítása legtöbbször hidroxidcsapadék formájában történik. Ehhez gyakran NaOH vagy $\text{Ca}(\text{OH})_2$ vegyszereket használnak, melyek 8-11 pH között biztosítják a nehézfémek csapadék formájában történő hatékony leválasztását. Az adott esetben alkalmazható pH-t több tényező befolyásolja, többek között a szennyvíz összetétele, só tartalma, a benne jelenlévő nehézfémek fajtája és azok koncentrációja. A kémiai módszerek alkalmazhatóságát befolyásolja továbbá a kalcium- és vastartalom, a pufferkapacitás és az anionok jelenléte. Emiatt az alkalmazandó vegyszert és annak szükséges mennyiségét érdemes valamennyi esetben laboratóriumi körülmények között meghatározni. A vegyszer kiválasztásának fontos szempontja kell legyen a másodlagos szennyezés kialakulásának minimalizálására való törekvés. A nehézfémek kémiai kicsapásánál

általánosságban alkalmazott vegyszerek a CaO, a CaCO₃, a Ca(OH)₂, a MgO, a MgCO₃, a Mg(OH)₂, a Na₂CO₃ és a NaOH.

A nehézfémek ily módon történő leválasztásának aránya nagy kiindulási koncentráció esetén megközelítheti a 100%-ot, de ehhez jelentős vegyszertöbbletre van szükség. Ezzel szemben alacsony kezdeti nehézfém-koncentráció esetén az eljárás kevésbé hatékony (Huang et al., 2018). Az eljárás alkalmazása nagy mennyiségű iszap keletkezésével jár, így a szennyvíz nehézfém-tartalma másodlagos szennyezés formájában továbbra is jelen marad. Ennek megfelelően a keletkező nehézfém-tartalmú vegyszeres iszap további kezeléséről vagy ártalmatlanításáról gondoskodni kell, amely a vegyszeres kicsapás egyértelmű hátrányaként jelentkezve a módszer alkalmazását jelentősen korlátozhatja.

A vegyszeres kezelés során először a szabad savak közömbösítése történik meg (1. egyenlet).



A nehézfémek kicsapódása csak ezt követően, a szabad savak elfogyása után kezdődik meg (2. egyenlet).



A kémiai kicsapás egyszerű szabályozhatóságának köszönhetően az egyik legszélesebb körben alkalmazott módszer a szennyvizek nehézfém-tartalmának csökkentésére. Az ide tartozó eljárások a nehézfémeket oldhatatlan csapadékok (hidroxidok, szulfidok, karbonátok, foszfátok) formájában választják le. A folyamat során jórészt nagyon finom szemcseméretű részecskék keletkeznek, melyeket leválasztásuk elősegítése érdekében további kezeléssel, (kémiai kicsapószer alkalmazásával; koagulációval és flokkulációval) nagyobb méretű pelyhekké érdemes átalakítani. A keletkező csapadék ezt követően egyszerű fázisszétválasztási módszerekkel iszap formájában leválasztható, amely később a szállítás és az ártalmatlanítás könnyítése érdekében vízteleníthető.

A koagulációs-flokkulációs eljárások elmélete a zéta-potenciál mérésén alapul, amely a kolloid részecskék és a koaguláló-flokkuláló vegyszerek közti elektrosztatikus kölcsönhatás alapja. A koagulációs folyamat csökkenti a részecskék nettó felületi töltését, így biztosítva a kolloidok kialakulását, míg a flokkuláció során a szerves polimerek adagolása a részecskeméret növekedését (pelyhek kialakulását) idézi elő, amely jelentősen megkönnyíti a csapadék ülepítéssel, szűréssel, vagy flotálással történő leválasztását.

Mivel a kémiai folyamatokat alapvetően befolyásolják a környezeti körülmények (pl. pH, hőmérséklet, kiindulási nehézfém-koncentráció, nehézfémek formája), a nehézfémek eltávolítását célzó kicsapási eljárások is ezek alapján szabályozhatók és szabályozottak. Nehézfémek eltávolítására kémiai kicsapásnál legtöbbször valamilyen hidroxidot (pH: 8-11) alkalmaznak. Ezek közül is ára és viszonylag egyszerűbb pH-szabályozása miatt a mész a legelterjedtebb.

A kicsapás szabályozását nehezíti, hogy bizonyos nehézfémek (pl. króm és cink) egyes csapadékaik amfoter tulajdonságúak, azaz savban és lúgban is jól oldódnak. Mivel néhány

fémhidroxid amfoter tulajdonságú, a módszer nem minden elem esetén alkalmazható. Króm kicsapásánál fontos szempont, hogy VI vegyértékű formái a kicsapást megelőzően redukálásra kerüljenek (III vegyértékű formára).

A vegyszeres kezelést befolyásolja az azt követő fizikai szétválasztás jellege is. Az időigényesebb megoldásoknál (pl. üleptetés) a levegőből beoldódó CO₂ több tizedes pH változást okozhat, amely már jelentős visszaoldódáshoz vezethet, csökkentve így a nehézfémek visszatartásának hatékonyságát. A nehézfém-tartalmú csapadékok vizes közegtől való fizikai szétválasztására gyakran alkalmazott módszerek a szűrés, az üleptetés, a flotálás, illetve a mágneses és elektrosztatikus leválasztás. Ezek hatékonysága a kezelendő szuszpenzió fizikai összetételétől függ (szemcseméret, szemcseforma, felületi tulajdonságok).

Bizonyos nehézfémek eltávolítása esetén a hidroxidos kicsapás mellett a szulfidos kicsapás is hatékonyan alkalmazható. A szulfid-ion nagyon sok két vegyértékű fémmel képez csapadékot, melyek a legtöbb esetben az adott fém hidroxidcsapadékánál is nehezebben oldódnak. A fémszulfidok oldhatósága mindössze néhány mg/l. Habár a hidroxidok oldhatósága a szulfidokénál (lényegesen) magasabb, még esetükben sem lehet számottevő oldhatóságról beszélni. A szulfid a pH függvényében három formában található meg a vízben; ennek megfelelően a szulfidos kicsapás széles pH-tartományban (savas, semleges és lúgos közegben is) történhet (3-5. egyenletek).



A nehézfémek kicsapására a szerves szulfidvegyületek (organoszulfidok) is alkalmazhatók, többek között tiokarbonsavak, tioalkoholok, tioéterek, tioészterek.

Amennyiben a nehézfémionok kicsapása hagyományos vegyszeres eljárással nem, vagy nem kellő mértékben biztosítható, azok eltávolítására megoldás lehet a komplexképzés is. Ehhez különböző szerves vegyületek (pl. trietanolamin (TEA), etiléndiamin (EDA), etiléndiamin-tetraecetsav (EDTA), borsav, citromsav), valamint szervetlen ionok (pl. hidroxilion, cianidion, ammónium, foszfátion) állnak rendelkezésre. A komplexképzés szintén pH függő, ugyanakkor a keletkező komplex vegyületek kimondottan stabilak, nehezen disszociálnak, és éppen ezért toxicitásuk nem jellemző. A nehézfémek általánosságban hidroxiddal, szulfáttal, foszfáttal és fluoriddal képeznek komplexeket, melyek gyakran rendkívül stabil csapadékok. Ezen kívül a legtoxikusabb nehézfémek, például a kadmium, az ólom és a higany szulfidokkal, cianidokkal és rodanidokkal is kialakítanak komplex vegyületeket. Ezen nehézfémek mérgező hatása egyebek között abból adódik, hogy rendkívül erősen kötődnek fémtartalmú ligandumokhoz és így gátolják a létfontosságú enzimek működését (Kőnigné, 2014).

A kémiai kicsapás vegyzerszükségletét növeli, hogy az oldott szulfát a nehézfémeknél könnyebben képez csapadékot az azok kicsapására adagolt mészkalciumtartalmával. Pozo és társai (2017) ennek kiküszöbölésére olyan bioelektrokémiai módszerrel kísérleteztek, amely a szulfát előzetes eltávolítását szolgálja a kezelendő szennyvízből. Ezzel nem csak a keletkező

iszap mennyiségét redukálták jelentősen (50%-kal), de a keletkező iszap tulajdonságai is előnyösebbé váltak a későbbi fázisszétválasztást nézve. A vegyszeres kicsapás hatását a későbbi fázisszétválasztás hatékonyságra Villa-Gomez és társai (2014) is említik. Szerintük a 7-es pH-n képződő ZnS és CuS nagyobb ülepedési hajlandóságot mutatnak ugyanezen csapadékok 3 vagy 5-ös pH-n képződő formáinál.

A fizikai-kémiai megoldások gyors és könnyen szabályozható módszerek, melyek széles szennyvízösszetétel mellett alkalmazhatók. Hátrányuk ugyanakkor a számottevő vegyszerfelhasználás és az ebből adódó nagyobb üzemeltetési költség. Legnagyobb negatívumuk a keletkező nehézfém-tartalmú iszap további kezelésének, ártalmatlanításának szükségessége és annak költségvonzata. Amennyiben a vegyszerköltségek optimalizálhatók, esetleg melléktermékként helyben rendelkezésre állnak, illetve a keletkező iszap további kezelése és ártalmatlanítása a környezetterhelés minimalizálását szem előtt tartva ésszerű pénzügyi keretek között biztosítható, ezek a módszerek a biológiai eljárások biztos alternatívái lehetnek.

A bemutatott hátrányokat is figyelembe véve meghatározott koncentráció tartományban a kémiai eljárások alkalmasnak bizonyulnak a szennyvizek nehézfém-tartalmának hatékony csökkentésére, ezáltal a tisztított szennyvíz kivezetésén keresztül a környezetet érő nehézfémterhelés mérséklésére, minimalizálására.

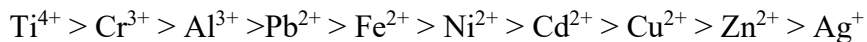
Mivel a kémiai oxidáció hatékonysága csak nagyobb koncentrációnál ígéretes, azonban beruházási költsége jóval alatta marad a modernebb, kisebb kezdeti fémkoncentráció esetén is hatékonyan alkalmazható módszereknek, az eljárást gyakran alkalmazzák a magasabb nehézfém-tartalmú szennyvizek előkezelésére valamely kifinomultabb eljárást megelőzően.

1.3.2 Ioncsere

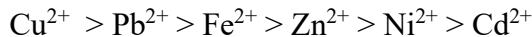
A nehézfémek vizes közegből történő eltávolítására széles körben alkalmazott megoldás az ioncsere, amely alacsonyabb koncentrációtartományban is mint nagy hatékonyságú és gyors eljárás jöhet szóba. Bár az ioncsere nehézfém-eltávolító képessége alacsony kiindulási koncentráció esetén is kellően nagy, a módszer inkább csak közepes vagy nagyobb nehézfém-tartalomnál költséghatékony. Az ioncserét leggyakrabban viszonylag hígabb oldatok esetén (10 – néhány 100 mg/l) alkalmazzák. Jelenleg a legszélesebb körben alkalmazott ipari vízkezelő módszer, amely rendkívül alkalmasnak bizonyul a nehézfémek vizes oldatokból történő eltávolítására alacsony nehézfém-koncentrációjú szennyvizek esetén is.

Az eljárás során kationcserélő gyantákat használnak a nehézfémek vizes közegből történő eltávolítására. A nehézfémek eltávolítása leginkább szintetikus ioncserélő gyantákkal történhet. A leggyakrabban szintetikus szerves ioncserélő gyantát alkalmaznak. Az ioncserélő gyanták olyan vízzel oldhatatlan szilárd anyagok, melyek adszorpcióval különböző töltésű ionok megkötésére képesek, melyeket a töltésüknek megfelelően más ionokra képesek cserélni. A folyamat során a nehézfémek megkötése a kationcserélő gyantán legtöbbször alkalmazott hidrogén- vagy nátriumionok oldatba kerülésével történik.

A nehézfémionok ioncserés visszatartása során gyengén (-COOH), vagy erősen savas (-H) gyantákat használnak. Az erősen savas H⁺-forma affinitási sora a nehézfémekre:



A gyengén savas kation-cserélők (COOH-forma) affinitási sora pedig:



Az ioncserénél alkalmazott műgyanták ioncserélő kapacitása véges, amely a folyamat során a kezelendő víz fémtartamától függően kisebb-nagyobb intenzitással csökken. Ioncserélő kapacitásának kimerülését követően a műgyantát regenerálni kell. A műgyanta regenerálásakor a nehézfém-tartalom újra oldatba kerül (általában a kiindulási szennyvízre jellemzőnél jóval nagyobb koncentrációban), amely az ártalmatlanítását megelőzően bepárlással, vagy valamilyen vegyszeres kicsapással tovább koncentrálnak. Bár a módszer alkalmazása során iszap nem keletkezik, az ioncserélő gyanta regenerálásakor a nehézfémek jóval koncentráltabb vizes közeg formájában ismét megjelennek, így másodlagos szennyezés keletkezésével ennél az eljárásnál is számolni kell.

Az ioncserét és – a következőkben látni fogjuk, hogy – a membrános eljárásokat megelőzően is a kezelendő szennyvizet annak lebegőanyag-tartalmától mentesíteni kell. A módszer további hátránya, hogy nagyon érzékeny a közeg kémhatására. Az ioncsere alkalmazását tovább korlátozza, hogy használható ioncserélő gyanta nem minden nehézfém esetén áll rendelkezésre, illetve az eljárás alkalmazása – leginkább a keletkező koncentrált anyagáram további kezelésének, ártalmatlanításának szükségessége révén – viszonylag magas üzemeltetési költséggel jár.

1.3.3 Adszorpció

Az adszorpció az ionoknak az oldatfázisból a szilárd fázisba történő vándorlását jelenti, melynek során az ionok fizikai és kémiai kölcsönhatások révén kötődnek a szilárd felülethez. Adszorpciónál szilárd adszorbenseket adagolnak a szennyvízhez (Min et al., 2017). A módszer alacsony nehézfém-koncentráció leválasztására is hatékony lehet, de leginkább az 1-100 mg/l közötti koncentrációtartományban alkalmazzák (Huang et al., 2018). Az adszorpció költséghatékony, nagy hatékonyságú és könnyen kezelhető módszerként jöhet szóba a szennyvizek nehézfém-tartalmának megkötésénél (Tariq et al., 2018).

Az adszorpció nem szelektív eljárás, a folyamat során egy időben több szennyezőanyag megkötése történik meg. Az adszorpció mértékét többek között a kezelendő víz hőmérséklete, pH-ja, az átáramlás sebessége, az adszorbens fajlagos felülete és porozitása befolyásolja. Az adszorbens kiválasztásánál a legfontosabb kérdés annak hatékonysága, szelektivitása.

Az adszorpciós folyamatokhoz kapcsolódóan a nehézfém megkötés szempontjából a karbonsavak és a fenolok a legfontosabb funkciós csoportok. Ezek felelősek a fémmegkötés szabályozásáért, és a termodinamikai tulajdonságok, valamint a fémmegkötési konstansok fenntartásáért (Shi et al., 2016; Petrovic et al., 2017).

Az ioncseréhez hasonlóan az adszorbens kapacitása is véges. Az adszorpció többnyire reverzibilis folyamat, tehát megfelelő deszorpciós eljárással a kimerült adszorbensek regenerálhatók. Ennek során az adszorbeált anyag nagy koncentrációjú folyadékba jut, amelyben a leválasztott komponensek az ártalmatlanítását megelőzően bepárlással vagy valamilyen vegyszeres kicsapással tovább sűrítethetők.

1.3.3.1 Aktívszén-adszorpció

Az aktívszén-adszorpciót a víztisztítás több területén elterjedten alkalmazzák. Az aktívszén porózus jellegéből és magas fajlagos felületéből adódóan potenciális adszorbensnek bizonyult a vízben található különböző szerves és szervetlen szennyezőanyagok eltávolítására. Az adszorpciós eljárást az ipari szennyvizekbe kerülő nehézfémek visszatartására is sok esetben használják (Luo et al., 2015; Tao et al., 2015; Bohli et al., 2015).

Az aktívszénen inkább szerves szennyezőanyagok megkötésére használják a víz- és szennyvíztisztítás során, mivel szervetlen anyag eltávolító képessége viszonylag korlátozott. A módszer hátrányai közé tartozik az aktívszén alkalmazásához kapcsolódó magas üzemeltetési költség, a regenerálás szükségessége és az annak következtében előálló veszteség. Sok esetben gondot okozhat a szelektivitás szempontjából megfelelő aktívszén megtalálása is. Karnib és társainak (2014) kutatásai rámutattak arra, hogy aktívszén-adszorpció alkalmazása esetén a kezdeti nehézfémkoncentrációk növekedésével párhuzamosan csökken a fémeltávolítás hatékonysága.

Az aktívszénen évtizedek óta széles körben használják, ezért elérhetősége egyre inkább korlátozott. Emiatt alkalmazása az évek során kevésbé gazdaságossá vált, ami magával hozta annak igényét, hogy az aktívszén helyettesítésére költséghatékony és sokoldalú adszorbensek kerüljenek kereskedelmi forgalomba. Az erre irányuló kutatás-fejlesztési projektek célja olyan adszorbensek kifejlesztése, melyek alapanyagául elsősorban növényi, illetve mezőgazdasági hulladékok szolgálnak (Gupta et al., 2012.) Az adszorbenssel szemben támasztott legfontosabb kritériumok között szerepel a nagy adszorpciós kapacitás, a gyors adszorpciós kinetika, az adszorbens regenerálási és újrafelhasználhatósági lehetősége, illetve alacsony beszerzési ára (Zhou et al., 2017).

1.3.3.2 Egyéb adszorbensek

Az adszorpció megvalósításához az aktívszénen túl különféle adszorbensek, zeolitok, agyagásványok, bioszorbensek és polimer alapú adszorbensek (polianilin, polietilamin, polipirrol) állnak rendelkezésre (Badawy et al., 2017; Yang et al., 2016). Előnyük az egyszerű üzemeltetés, regenerációs lehetőségük, stabilitásuk és alacsony áruk. A tudósok rájuk irányuló figyelmét jórészt előnyös elektrokémiai tulajdonságaiknak, pórusos szerkezetüknek és jelentős adszorpciós kapacitásuknak köszönhetik.

A polimer (pl. polipirrol) alapú adszorbensek alkalmazása az utóbbi évtizedekben került a kutatás előterébe, melyek a króm, a cink és az ólom eltávolításánál hatékonyan alkalmazhatók (Mahmud et al., 2016). A biopolimerek több különböző funkciócsoportot tartalmaznak,

például hidroxilcsoportokat, aminosavakat, amelyek növelik a fémeltávolítás hatékonyságát. Hatékonyan alkalmazhatók, mivel ezek a gyakran keményítőalapú termékek a szennyvizek nehézfém-koncentrációját akár ppb tartományba tudják csökkenteni. A biopolimereken lejátszódó szorpciós folyamatok gyakran bonyolultak és erősen pH függőek (magasabb pH-n nő a folyamat hatékonysága).

Kutatások folynak a keresztkötéses citozángyántával történő nehézfém-eltávolítás (pl. Hg, Cd, Zn, Cu, Ni, Pb) vizsgálatára is (Ahmad et al., 2015; Abdelwahab et al., 2018). Különösen sokat hallani a térhálósított zselatin hidrogélek alkalmazásáról, melyeket inkább részecskék, pelyhek, porok formájában alkalmaznak. (Das et al., 2017; Lone et al., 2019; Shen et al., 2016). Előnyük, hogy könnyen recirkuláltathatók, újrahasználhatók. Perumal és társai (2019) citozánból és zselatinból előállított részecskéket használtak a nehézfémek eltávolítására. Vizsgálataik során 98%-os Hg(II) eltávolítást értek el, és megállapításaik szerint a hatékonyság inkább függött a gél alapanyagától, mint a pórusmérettől. Az ólom-, kadmium-, higany- és krómeltávolítás 73-94% hatékonyságú volt egyes nehézfém-tartalmú oldatból, amiből következik, hogy a részecskék többféle nehézfémiont egyszerre tartalmazó szennyvíz nehézfém-mentesítésére is alkalmazhatók.

Huang és társai (2018) szintetikus adszorbensek alkalmazásával réz és ólom eltávolítását vizsgálták. Eredményeik alapján az ólomra vonatkozó adszorpciós kapacitás 1,35 g/g adszorbens volt, miközben a réz esetében 0,6 g/g, értéket értek el. Ezek rendkívül magas értékek, figyelembe véve, hogy az ólom adszorpciójánál általában 100-200 mg/g arányok-jellemzők (Niu et al., 2017; Pap et al., 2016). A nehézfém eltávolítás hatékonysága 97-99%-nak bizonyult.

A Zhou és társai (2018) által kifejlesztett 80% víztartalmú és magas permeabilitással rendelkező Jute/Polyakril sav (Jute/PAA) gél hatékonyan adszorbeálja a kadmiumot (400 mg/g) és az ólomot (543 mg/g). Ezek az eredmények 10 perces reakcióidő mellett 40 mg/l-es kiindulási nehézfémkoncentráció esetén 1 g/l adszorbens koncentráció alkalmazása során születtek. A 2 órás reakcióidő alatt 81%-os ólom-, 79,3%-os kadmium-, 83,4%-os réz- és 29,8%-os cinkeltávolítás volt megfigyelhető, miközben a króm mindössze 3,8%-a maradt a vizes közegben. 4 g/l-es adszorbens koncentráció alkalmazásával az ólom, a kadmium és a króm koncentrációja is 0,001 mg/l alá csökkent a vízben.

A nehézfémek adszorpciós eltávolítására az elmúlt időszakban többek között vörösiszappal, szénrel, műtrágyaipari hulladékkal, biomasszával, eleveniszappal, algákkal, hamuval, vashulladékkal és salakkal folytak kutatások. A mezőgazdasági hulladékok közül a rizshéjra, mogyoróhéjra, szalmára, kókuszshéjra, kókuszdióra, narancshéjra, kakaóhéjra, a pekándióhéjra, és a gyümölcsfák metszési maradékára, mint nagy mennyiségben keletkező mezőgazdasági melléktermékekre irányult figyelem (Acharya et al., 2018; Fellet et al., 2014; Inam et al., 2016.). Ezen hulladékokból kémiai módosítást és hőkezelést követően nagy adszorpciós kapacitású anyagokat állítottak elő, melyek az adszorpciós nehézfém-eltávolítás szempontjából kellő hatékonyságot mutattak.

1.3.3.3 Bioszorpció

Az adszorpciós eljárás kifejezetten nehézfém-visszatartásra kikísérletezett formája a bioszorpció, melynek során adszorbensként jó adszorpciós kapacitással rendelkező élő vagy szárított növényi részeket alkalmaznak. A bioszorpció kutatásának alapötlete olyan bioszorbensek használata volt, melyek alapanyagául mezőgazdasági hulladékok szolgálnak. Ezek az anyagok költséghatékony módszerek alapját jelenthetik szennyvizek nehézfémtartalmának eltávolítására (Tariq et al., 2018; Nzediegwu et al., 2019). A mezőgazdasági hulladékokból előállított adszorbensek egyedülállónak bizonyulnak, mivel nagy hatékonyságúak lehetnek, emellett alacsony költségűek, illetve bőségesen és folyamatosan rendelkezésre állnak (Acharya et al., 2018). Legfőbb előnyük az áruk és a hatékonyságuk, de az iszapkeletkezés elmaradása, a regenerálás és a fémek visszanyerésének lehetősége szintén segíti elterjedésüket. A bioszorpció hatékony, alacsony költségű, egyszerűen tervezhető és kialakítható megoldás, ezért széles körben kutatott és alkalmazott eljárás. A nehézfémek ilyen irányú megkötésére számos olcsó mezőgazdasági hulladékkal és biopolimerekkel vizsgáldtak.

A bioszorpciós folyamat alapja, hogy a mikroorganizmusok (baktériumok, gombák és algák) sejtfelszíne negatív töltésű funkciócsoportokat tartalmaz (pH-tól függően többek között karboxil-, foszfát-, hidroxil-, aminocsoportok), melyek töltésükből adódóan lehetőségeket biztosítanak a pozitív töltésű nehézfémionok sejtfelszínhez történő kapcsolódására. A folyamat során a pozitív töltésű fémionok a negatív töltésű sejtmembránhoz és poliszacharidokhoz kötődnek (Sinha et al., 2009.). Az acetamido, alkohol, karbonil-, fenol-, amido-, amino-, szulfhidril (-SH) funkciócsoportok lehetővé teszik, hogy velük a nehézfém ionok fémkomplexeket vagy kelátokat képezzenek (Acharya et al., 2018). A bioszorpciós folyamat mechanizmusa többek között az alábbi részfolyamatokat foglalja magába: kemisorpció, komplexképzés, adszorpció a felületen, diffúzió a pórusokba, ioncsere (Acharya et al., 2018).

A bioszorpcióhoz számos alacsony költségű bioadszorbens (mezőgazdasági hulladék, erdei hulladék) alkalmazható, melyek alacsony költségűek, ugyanakkor megfelelő fizikai, kémiai és felszíni tulajdonságokkal rendelkeznek. Az aktívszén alternatívája lehetnek a rizshéj, gyümölcs és zöldségshéj, de ezek az anyagok nyers formájukban kevésbé jó szorpciós tulajdonságokkal rendelkeznek és magas szervesanyag-tartalmuk miatt még inkább növelnék a kezelendő szennyvíz szennyezettségét. Alkalmazhatóságuk elősegítésére és az említett hátrányok kiküszöbölésére a tudósok különböző előkezelési módszereket dolgoztak ki, melyeket kémiai aktiválásnak neveznek.

A nehézfém-eltávolítás lehetséges alternatívái a növényi hulladékokon túl az alga és gomba alapanyagú bioszorbensek, melyek képesek a szennyvizek nehézfémtartalmának bioszorpcióval történő megkötésére. A bioszorpció számos előnnyel rendelkezik a hagyományos módszerekkel szemben. Ilyenek az alacsony alapanyagköltség, a magas hatékonyság, a minimális iszapprodukción és a kémiai regeneráció lehetősége, amellyel a fémvisszanyerésen túl az ismételt alapanyagvásárlás elkerülhetővé válik (Tariq et al., 2018).

1.3.4 Elektrokémiai módszerek

Semleges vagy gyengén savas karakterű szennyvizek nehézfém tartalmának visszanyerésére szintén használatos módszer az elektrolízis. Ezen kívül az elektrokémiai módszerek közül a nehézfémek eltávolítására szóba jöhet még az elektrokoaguláció, az elektroflotálás és az elektrooxidáció is, melyekkel a szennyezőanyagok hidroxidok formájában történő kicsapása révén a szennyvíz nehézfém-koncentrációja elfogadható szintre csökkenthető.

A vegyszeres kicsapás korábban tárgyalt hátrányait próbálja ellensúlyozni és kiküszöbölni az elektrokoaguláció részben a vegyszerfelhasználás elkerülésével, részben pedig a csökkent melléktermék-keletkezés révén (Al-Shannag et al., 2015). Itt a koaguláns nem vegyszer; az elektrokoaguláció során a koagulálószer helyben, közvetlenül a kezelendő vízfázisban állítják elő egy megfelelő anyagú anód elektrolitikus oxidációjával. Az eljárás közben a nehézfémionok eltávolítása a keletkező anionokkal történő reakciót kihasználva történik. A módszert egyszerű szabályozásán túl a vegyszerfelhasználás szükségtelensége, illetve ennek eredményeképpen a minimális iszapprodukciónak jellemzi.

A szennyvíz elektromos mezőnek van kitéve, melyet vas vagy alumínium alapanyagú elektródok segítségével állítanak elő. Az anód és a katód közötti potenciálkülönbség hatására a vízben hidrogénionok keletkeznek miközben oxigén gáz szabadul fel. Ezzel párhuzamosan az elektródokon fémoxidáció megy végbe és az elektród anyagának megfelelő kation felszabadulás történik. Eközben a katódon redukció megy végbe hidroxilionok és hidrogéngáz felszabadulása mellett. A folyamat számunkra fontos terméke ez esetben a vas(II)hidroxid és a vas(III)hidroxid csapadék, amelyek a továbbiakban a nehézfém-eltávolítás alapjául szolgálnak (Al-Shannag et al., 2012, 2015). A keletkező vas-hidroxid pelyhek koagulálószerként viselkednek, és a szennyvíz számos szennyezőanyagának eltávolítását biztosítják. A vas(III)hidroxid nagyobb stabilitása miatt hatékonyabb koaguláló szerként viselkedik, mint a vas(II)hidroxid (Martinez-Huitl és Brillas, 2009).

Az elektrokoagulációs folyamatban fellépő fizikai-kémiai folyamatok a következők:

- anódos oxidáció,
- katódos redukció,
- koagulálószer képződés a vizes fázisban,
- koaguláció és adszorpció,
- a keletkező pelyhek ülepedése vagy elektroflokkulációja.

Az optimális hatékonyság elérése nagyfokú folyamatellenőrzést kíván (Al-Shannag et al., 2015). A folyamatot kommunális és többféle ipari szennyvíz (papíripar, textilipar, festégyártás, élesztőgyártás) kezelésénél hatékonyan alkalmazzák. Számos tanulmány számolt már be az elektrokoaguláció sikeres alkalmazásáról nehézfémekkel szennyezett és leginkább azok eltávolítását igénylő ipari szennyvizek tisztításánál (Al-Shannag et al., 2015).

1.3.5 Biológiai módszerek

Habár a fizikai és kémiai folyamatok a nehézfémek viszonylag gyors visszatartását és kiszűrését teszik lehetővé a vizes fázisból, az ide tartozó eljárások hátrányai (pl. melléktermékek keletkezése, illetőleg azok további ártalmatlanítási szükségessége) miatt a gyakorlatban is egyre gyakrabban találkozhatunk a biológiai nehézfém-mentesítés módszereivel. A hagyományos technológiák nem környezetbarát és nem is gazdaságos megoldások (Acharya et al., 2018).

A nehézfémek környezetbe történő kijutásának megakadályozására, illetve a már kialakult szennyezés felszámolására számos biológiai eljárás létezik, melyekkel a nehézfémek egészségre gyakorolt negatív hatásai mérsékelhetők vagy megelőzhetők. A kapcsolódó biológiai eljárások az élőlények biológiai aktivitását, azaz természetes biokémiai folyamatait használják fel a szennyezőanyagok koncentrációjának, velük együtt azok toxicitásának csökkentésére.

A korábban már bemutatott bioszorpciónál lényegesen lassabb folyamat a bioakkumuláció, amely a növények és a mikroorganizmusok szennyezett közegből történő nehézfém-felvételét jelenti oly módon, hogy a nehézfém az élő szervezetbe beépül. A nehézfém ilyen megkötését természetesen befolyásolja a szervezet jellege, illetve annak fejlődési stádiuma is. A bioakkumuláció csakis élő szervezetekkel végezhető nehézfém eltávolítási megoldás, míg a bioszorpció élettelen biomasszával is történhet. A baktériumok segítségével végzett nehézfém-eltávolítás egészen szélsőséges kezdeti elemtartalom mellett is történhet. A gátló koncentráció ólomion esetében bizonyos fajoknál a 3 g/l koncentrációt is meghaladhatja, de kutatók olyan mikroorganizmusokat is vizsgáltak már, amelyek akár 0,7 g/l kadmium koncentráció mellett is zavartalan növekedésre képesek (Königné, 2014).

A biológiai nehézfém-mentesítési eljárások között a mikrobiális remediációt és a fitoremediációt különböztetjük meg. Előbbi módszer inkább a vizes közegek szennyezettségének csökkentésére használatos eljárás, míg a fitoremediáció legtöbbször a nehézfémekkel terhelt talajok in-situ kármentesítésre szolgál. A mikrobiális kármentesítés során különböző mikroorganizmusok, baktériumok, gombák és algák természetes biokémiai folyamatait kihasználva történik a vizes közeg nehézfém-tartalmának megkötése. Ezzel szemben a fitoremediáció alkalmazásakor a növények nehézfémfelvevő és akkumuláló képessége kerül előtérbe, csökkentve ezzel azok további biológiai hozzáférhetőségét (Ogbolosingha et al. 2015; Sharma et al., 2012.).

A bioremediációs eljárások közül a mikrobiológiai folyamatok könnyebben szabályozhatók, azonban a fitoremediáció bizonyos esetekben azért lehet előnyösebb (leginkább akkor, ha az adott közeg kármentesítésére kellően hosszú idő áll rendelkezésre), mert nehezen kezelhető, gondosan ártalmatlanítani szükséges végterméket nem termel.

A szennyvizek nehézfém-tartalmának biológiai úton történő eltávolítására leggyakrabban az eleveniszapos módszereket alkalmazzák. A nehézfém-tartalmú szennyvizek célzott biológiai tisztítása során egy vagy több, a nehézfémeket tartalmazó vegyületet is nagy lebontási rátával átalakítani képes törzset alkalmaznak, így biztosítva a szennyvízben található veszélyes elemek

eltávolítását (Sinha et al., 2009.) A mikrobiális kármentesítéshez a természetben előforduló élő szervezeteken kívül genetikailag módosított baktériumok is alkalmazhatók – ilyen esetben erősített vagy mesterséges mikrobiológiai kármentesítésről beszélhetünk. Wu és társai (2017) például szulfátredukáló baktériumokat használtak kadmium, cink és réz szennyvízből való eltávolítására.

Biológiai nehézfém-eltávolítást szolgálhatnak a stabilizációs tavak is, melyek lassan, minimális üzemeltetési költség mellett biztosítják a nehézfémek nem túl hatékony visszatartását.

A növények és a mikroorganizmusok nehézfém-felvétele jellemzően kelátképzéssel történik. Legtöbbször ez a folyamat eredményezi a talajban vagy a vízben jelenlévő csekély mennyiségű fém beépülését a biomasszába, más néven a fémek bioakkumulációját (Königné, 2014). A kelátok olyan gyűrűs vegyületek, melyekben a gyűrűt alkotó atomok legalább egyike hidrogénatom vagy fématom; ennek megfelelően hidrogénkelátokról vagy fémelátokról beszélhetünk. Legismertebb kelát az EDTA (etilén-diamin-tetraecetsav). A kelátok a fémekkel stabil gyűrűs szerkezetű komplexeket képeznek. Növényi felvételük hatására a nehézfémek akár teljes mennyiségben is eltűnhetnek a szennyezett közegből (talajból vagy a vízből). Ezzel egy időben ugyanakkor a biomasszában a nehézfémek feldúsulása következik be. A kelátképzésen túl a mikrobiológiai nehézfém-eltávolítás mechanizmusai a mikrobiológiai kicsapás, a komplexképzés, az ioncsere és a sejten belüli felhalmozódás (Ademiluyi et al., 2009).

Környezetvédelmi szempontból a biológiai nehézfém-eltávolító folyamatok a leginkább preferált módszerek, melyekre egyre nagyobb figyelem irányul (Perumal et al., 2019). Ezek a rendszerek nem csak a természethez közelebb álló jellegük miatt előnyösek, de nagyon sok esetben költségkímélőbb megoldásokat jelentenek a másfajta eljárásokkal szemben. Legfontosabb előnyük az alacsony üzemeltetési költségen túl azok környezetbarát jellege és a szennyezőanyagok nagy eltávolítási hatékonysága, habár üzemeltetésük nagy odafigyelést igényel. Nagyon fontos különbség a fizikai-kémiai módszerekhez képest, hogy a mikrobiológiai kármentesítés során a nehézfémek eltávolítása akár gépesítés nélkül is történhet. A természetes rendszerek elterjedését területigényükön kívül a folyamatok természetes lejátszódásához szükséges hosszabb időtartam is korlátozza, de alkalmazásukkal cserébe talán kicsit hosszabb úton, de biztosabb módon és megnyugtatóbb eredménnyel (pl. minimális másodlagos szennyezés keletkezése mellett) érhetjük a kellő visszatartási vagy megkötési hatásfokot.

1.3.6 Membrántechnológiai eljárások

A szennyvizek nehézfém-tartamának eltávolítási lehetőségeit több tanulmányban is vizsgálták és a hatékony nehézfém-mentesítés jelenleg is széles körben kutatott terület. A lehetséges módszerek közül egyre nagyobb figyelmet fordítanak a membrántechnológiai eljárásokra. Az ide tartozó módszerek sok esetben költségesebbek a hagyományos megoldásokkal szemben, alkalmazásuk mégis az iparra jellemző szigorú minőségi szabályozás és a víz értékének emelkedése miatt fokozatosan előtérbe kerül. Előnyük a nagy hatékonyság, a kis helyigény és

a könnyű üzemeltethetőség, továbbá a vegyszerfelhasználás kiküszöbölésével a környezetbarát jelleg (Zhu és társai, 2014). A membránszűrési technológiák közül az ultraszűrés, a nanoszűrés és a fordított ozmózis, illetve az elektrodialízis jöhetnek szóba szennyezett vizek nehézfém tartalmának eltávolítására (Carolin et al., 2017; Zhao et al., 2016). Ezek az eljárások alacsony fémkoncentráció leválasztására is hatékonyan alkalmazhatók. Membrántechnológiai eljárás a mikroszűrés is, de azt a nehézfémek eltávolítását megelőzően inkább a szennyvizek előkezelésére, lebegőanyag tartalmuk eltávolítására szokták használni, a finomabb szűrési módszerek védelme érdekében (Saliby et al., 2015).

1.3.6.1 Ultraszűrés

A szóba jöhető membrántechnológiai eljárások közül az ultraszűrés igényli a legkisebb energiát, mivel a többi módszerhez képest nagyobb pórusméret tartományban (10-100 nm) alkalmazható. Mivel a jelzett mérettartomány meghaladja a fémionok nagyságát, inkább a nehézfém tartalmú szennyvizek előkezelésre használatos valamely finomabb módszert megelőzően. Korábban az ultraszűrésnél alkalmazott nyomástartományt 3-10 bar közöttinek adták meg, napjainkban akár 3 bar alatti nyomáson is hatékony leválasztás érhető el.

Ahhoz, hogy az ultraszűréssel lehetővé váljon a nehézfémionok hatékony leválasztása, a szennyvizet az ultraszűrést megelőzően előkezelni szükséges. Ilyenkor az ultraszűrés előtt a tisztítandó vizet felületaktív anyaggal vagy polimerrel keverik, növelve ezzel a benne található kolloid szennyezők méretét, hogy azok később az ultraszűréssel könnyebben és hatékonyabban leválaszthatók legyenek. Az ilyen folyamatokat összefoglaló nevükön erősített ultraszűrésnek (enhanced UF) nevezik (Bilal et al., 2013). Az erősített ultraszűrés megfelelő alternatíva a nehézfémek eltávolítására, amely azok visszatartása szempontjából gyakorlatilag ötvözi a fordított ozmózis szelektivitását az ultraszűrés kisebb energiaigényével és nagyobb hidraulikai áteresztő képességével (Samper et al., 2009). Az előkezelés során leggyakrabban felületaktív anyagot használnak, melyek bizonyos koncentráció felett a szennyvízben aggregálódnak és gömb alakú micellákat képeznek (micellar-enhanced ultrafiltration). Ezek a micellák negatív töltésüknek köszönhetően képesek a pozitív töltéssel rendelkező nehézfém ionokat megkötni (fém-felületaktív komplex formájában). A tapasztalatok alapján ezek a segédanyagok széles nyomás-, pH- és hőmérséklet-tartományban használhatók. A módszer számos fémion (pl. króm, ólom, kadmium) hatékony eltávolítására használható (Xu et al., 2007). Lee és Shrestha (2014) vegyszeres kezelést (nátrium-dodecyl-szulfát, felületaktív anyag) követő ultraszűréssel 85% körüli cink eltávolítást értek el 20 mg/l kiindulási koncentrációnál, 2 bar nyomást alkalmazva.

A mesterséges felületaktív anyagok használata ugyanakkor másodlagos szennyezéshez vezethet, ezért ezeknek az anyagoknak biológiailag lebontható és megújuló bioszulfatánsokkal történő kiváltásra is folyamatos kutatások irányulnak. El Zeftawy és Mulligan (2011) bioszulfatánsként rhamnolipidet használtak, mellyel 99% feletti nehézfém tartalom csökkentést értek el réz, cink, nikkel, ólom és kadmium esetében is. Az optimális nyomáskülönbséget 0,7 barnak állapították meg, 25°C-on, semleges pH-n, 2:1 arányú szulfatáns/fém felhasználás mellett.

Az ultraszűrést megelőzően polimerekkel végzett nehézfémkicsapás esetén polimer erősített ultraszűrésről (PEUF) beszélünk, melynek során nehézfém tartalmú makromolekulák képződésére kerül sor. Ezek mérete szintén megfelelő ahhoz, hogy a fémek ilyen formában ultraszűréssel visszatartathatók legyenek. A polimerek használatának alapja a polimer és a nehézfémek között kialakuló erős interakció. Az eljárásban természetes (alginit, citozán) és szintetikus polimerek (polivinil-alkohol, poliakril sav) egyaránt használatosak (Hosseini et al., 2016; Qiu és Mao, 2013). Alkalmazásukat nehezítheti a polimer szelektivitása, illetve a természetes polimerek olykor gyenge vízdoldhatósága (Qiu és Mao, 2013). Fontos, hogy a polimer olcsó, regenerálható, vízdoldható, kémiaiilag stabil, nem mérgező és nagy fémmegkötő képességű legyen (Rivas et al., 2009).

Huang és társai (2015) polivinil-amin segédanyaggal 2 bar nyomást alkalmazva 99%-os higany eltávolítást figyeltek meg, amely hagyományos ultraszűréssel nem érhető el. Később hasonló körülmények között, minimális mennyiségű segédanyag (0,1%) alkalmazásával 99%-os ólom és 97%-os réz csökkenést tapasztaltak (Huang et al., 2016). A segédanyag kiválasztását indokolta, hogy a polivinil-amin 95%-ban amino láncokból épül fel, amely rendkívül előnyös a nehézfémek megkötése szempontjából.

Qiu és Mao (2013) maleinsav és akrilsav kopolimer használatával enyhén savas közegben közel 99%-os nehézfém eltávolítást (réz, cink és nikkel) mértek, az ultraszűrőn 0,4 bar nyomáskülönbséget tartva. A kiindulási szennyvíz csak néhány mg/l koncentrációban tartalmazta a nehézfémeket, melyek eltávolítása a karboxilcsoportok erős fémmegkötő képességének volt köszönhető.

A leírtakból következik, hogy az ultraszűrés a szennyvíz megfelelő előkezelését követően hatékonyan alkalmazható a nehézfémek visszatartására. A módszer hatékonysága leginkább a komplexképző vegyület és a donor atom interakciójától függ. A módszer egyik legfontosabb előnye az egyéb eljárásokhoz képest a kisebb energiaigény (Hosseini et al., 2016).

1.3.6.2 Nanoszűrés

A nanoszűrést egyaránt alkalmazzák talajvíz, felszíni vizek és szennyvizek szennyezőanyag tartalmának eltávolítására (Mohammad et al., 2015a). A nanoszűrés az alkalmazott nyomás és membrán pórusmérete szempontjából az ultraszűrés és a fordított ozmózis közötti technológia (Bilal et al., 2013; Zhu et al., 2014). Előnyei és hátrányai ennek megfelelően azokhoz hasonlítva foglalkozhatók össze.

Alaei Shahmirzadi et al. (2015) szerint a nanoszűrés egyszerűbben üzemeltethető, mint a hagyományos nehézfém eltávolító technológiák, vagy az egyéb membrántechnológiai eljárások. Alkalmazásának célja sok esetben a kétértékű ionok (pl. nehézfémek) vízből való eltávolítása. Az eljárás során leggyakrabban szintetikus polimer anyagú membránokat használnak, melyek eredendően pozitív vagy negatív felületi töltéssel rendelkeznek, ezzel segítve a nehézfémek leválasztását (Mohammad et al., 2015b; Zhu et al., 2014). A felületi töltés jelenléteért a membrán alapanyagában található funkcionális csoportok (pl. karboxil csoport, aminok, szulfonsav csoportok) felelnek. A nehézfémek eltávolítására irányuló nanoszűrés tehát

egy rendkívül összetett folyamat, amely a membránfelületen és a membrán belsejében lejátszódó határfelületi eseményektől is függ.

A nanoszűrés hatékonyságát a pH, a nyomás, a hőmérséklet, a membrán tulajdonságai és a kezdeti nehézfém-koncentráció befolyásolja (Hosseini et al., 2016). A tisztítandó víz pH-ja a membrán felületén található funkciós csoportok disszociációját tekintve meghatározó. A nanoszűrő membránok az egyértékű ionokat ugyan kismértékben, a kétértékű ionokat viszont már nagy hatékonysággal képesek visszatartani, ezért alkalmazásuk a gyógyszeriparban és a biotechnológiai eljárásoknál is elterjedt (Mohammad et al., 2015a).

A nanoszűréssel Zhu és társai (2014) szerint igen hatékony nehézfémleválasztás érhető el; vizsgálataik során 12-es pH-n 93-98%-os kadmium, króm és ólom visszatartást tapasztaltak kétrétegű üreges szálás membrán alkalmazása során. Később ultravékony kompozit (TFC) üreges szálás membránon 10 bar nyomás mellett ólom, réz, nikkel, kadmium, cink és arzén esetében 99%-os eltávolítást mértek (Zhu és társai, 2015). Az alkalmazott membrán itt is két rétegű volt, egy erősen porózus polimer és egy ultravékony szelektív rétegből állt, amely nagy vízáteresztést és szennyezőanyag visszatartást biztosít.

Ugyanezen fémek visszatartását vizsgálták Gao és társai (2014), akik az adszorpciós kapacitás növelése érdekében polimerrel módosított felületű membránnal szintén 98-99%-os tisztítást értek el, 1 bar nyomással 1000 mg/l-es kiindulási fémkoncentrációkkal.

Chang és társai (2014) a napjainkban oly sűrűn kutatott arzén eltávolítását vizsgálták nanoszűréssel és alacsony nyomású fordított ozmózissal különböző üzemeltetési feltételek mellett. A kisebb pórusátmérő mellett az RO előnyére vált a nagyobb disszociáltható funkciócsoport szám. Az eljárások egyaránt magas pH-n bizonyultak a leghatékonyabbnak. A fordított ozmózis 10 feletti pH-n 90%-os, míg a nanoszűrés 40% körüli visszatartást eredményezett. A leválasztás hatékonyságát egyéb tényezők is befolyásolták. A tisztítási hatékonyság a kiindulási koncentráció csökkentésével és az alkalmazott nyomás (4-8 bar) növelésével emelkedett.

Szintén az arzén eltávolítását vizsgálták Yu és társai (2013), akik az alkalmazott membrán típusától függően azonos környezeti körülmények (12 bar nyomás, pH=7,5 és 0,2 mg/l kezdeti As koncentráció) között 47-94% közötti arzén visszatartást tapasztaltak.

Az előzőhöz hasonló arzénkoncentrációt (0,18 mg/l) próbáltak lecsökkenteni nanoszűréssel Pal és társai (2014) is semleges pH-jú szennyezett talajvízből. Kísérletük során a nanoszűrést követően koagulációt alkalmaztak a koncentrátumba kerülő arzén visszanyerésére. A nanoszűrést 5-15 bar nyomástartományban végezték, valamennyi esetben 93-98% közötti arzén visszatartással. Ez alapján a nanoszűrés nem csak utókezelés céljára, de a tisztítandó víz összetételétől függően (pl. alacsony lebegőanyag tartalom) előkezelésnek is hatékonynak bizonyul.

Basaran és társai (2015) nikkel és króm(VI) eltávolítását kétféle nanoszűrő membránon végezték, különböző környezeti feltételek (pH, nyomás) mellett. Az optimálisnak vélt beállításnál az alkalmazott membránoktól függően 98,7-99,2%-os nikkel és 95,7-96,5%-os

króm eltávolítást értek el. Megállapították, hogy az eljárást a pH (3,5; 7; 10) jobban, az alkalmazott nyomás (10 bar, 20 bar, 30 bar) viszont a vizsgált koncentrációtartományban kevésbé befolyásolja.

A tapasztalatok alapján a nagy nyomáson történő nanoszűrés nagy mennyiségű kiváló minőségű víz előállítására képes. A szennyezőanyagok hatékony eltávolításán túl elterjedt alkalmazása a membránok árának csökkenése, az RO-hoz képest alacsonyabb energiafogyasztás és a megnövekedett membránélettartam következtében napjainkban is fokozatosan terjed (Pontié et al., 2008). Ennek ellenére a környezetvédelmi technológiákat tekintve a nanoszűrés még mindig energiaigényes folyamatnak számít. A megújuló energiával működő használata ugyanakkor növekvő tendencia, különösen a vízhiányos területeken, ahol a folyamatot ivóvíz előállítására alkalmazzák (Mohammad et al., 2015). Wilf (2004) szerint az ivóvíz nanoszűréssel történő előállítása során a nagy nyomás miatti nagy energiafogyasztás a víztermelés költségének mintegy 44%-át teszi ki. Az energiafogyasztáson túl az eljárás alkalmazásának főbb akadályai a membrán elszennyeződése és az emiatt megnövekedő üzemeltetési költségek. A membránszennyeződés az üzemeltetési költségek emelkedésén túl befolyásolja és csökkenti az üzem termelékenységét.

1.3.6.3 Fordított ozmózis

A fordított ozmózisnál használatos féligáteresztő membránok csak a vizet engedik át, ezért az eljárás valamennyi vízben található szennyezőanyag és természetes komponens (pl. sótartalom) visszatartására alkalmas (Bilal et al., 2013). A fordított ozmózisnál alkalmazott membránok pórusmérete 0,1-1,0 nm közötti. A módszer hátránya a rendkívüli energiaigény, hiszen az alkalmazott pórusméreten történő intenzív áthaladás csak nagy nyomással biztosítható. Az eljárást megelőzően itt is fontos a szennyezett vízáram megfelelő előkezelése, hatékony lebegőanyag-mentesítése, mellyel a membrán teljesítménye és élettartama nagyságrendekkel növelhető.

A fordított ozmózison kívül a lerakódás komoly gondot jelent az egyéb membránfolyamatokban is, melyet a fellépő negatív hatások (eltömődés, teljesítmény csökkenést) miatt minél inkább meg kell akadályozni. A lerakódás alapvetően szabályozható még a membránegység előtt megelőző intézkedések alkalmazásával, valamint hatékony előtisztítási folyamat megfelelő tervezésével és kivitelezésével. A lerakódás várható mértéke minden esetben becsülhető a kezelendő víz összetételének elemzésével. A lerakódás mértéke bizonyosan csökkenthető valamely megfelelő előkezelési módszer alkalmazásával (vegyszeres kezelés, szűrés, oxidáció, MF/UF). A membrán elszennyeződését a víz összetételén túl a hidrodinamikai körülmények, mint például a keresztmetszeti sebesség, a permeátum fluxus, az alkalmazott nyomás és a membránfolyamat üzemi hőmérséklete is erősen befolyásolja. Néhány működési periódus után a membrán elkerülhetetlenül elszennyeződik, ezért a termelékenység biztosítása érdekében a tisztítási folyamatot időről időre el kell rajta végezni. Ugyanilyen fontos a megfelelő tisztítószer kiválasztása, hiszen anélkül a folyamat membránkárosodást eredményezhet, amely a továbbiakban szintén csökkent teljesítményhez vezethet. Minden esetben figyelembe kell venni a tisztításnak a membránfelület tulajdonságaira gyakorolt hatását,

és esetenként több tisztítási eljárást kell kombinálni a hatékony lerakódás-eltávolítás és a kívánt fluxus visszanyerése érdekében.

A fordított ozmózis teljesítménye is több tényezőtől, többek között a tisztítandó szennyvíz összetételétől, hőmérsékletétől, a membrán anyagától és az alkalmazott nyomástól függ (Garcia et al., 2013). Az ionok leválasztásánál a nanoszűréshez hasonlóan a fordított ozmózis esetében is nagy szerepe van a membrán felületi töltésének. Az alkalmazott nyomás a szennyezőanyag koncentrációtól és a térfogatáramtól függően általában 40-100 bar közötti, amely a legújabb kutatások alapján jelentősen csökkenthető. A kialakuló lerakódás jórészt ennek a nagy alkalmazott nyomásnak is köszönhető.

Çimen és társai (2014) szennyvizek krómtartalmának csökkentését vizsgálták kétféle RO membránnal, a pH, a kezdeti koncentráció és az alkalmazott nyomás függvényében. Az eredmények 91%-os krómtávolítást mutattak 6-os pH-n, 20 bar nyomást alkalmazva 100 mg/l kezdeti koncentrációnál. A 90% körüli eltávolítás a vizsgált 50-1.000 mg/l koncentráció tartományban és 15-35 bar nyomástartományban volt tapasztalható.

Garcia kutatócsoportja (2013) kommunális szennyvíz réz-, cink- és nikkeltartalmának csökkentési lehetőségét vizsgálta. RO-val és nanoszűréssel is nagy teljesítményt, illetve 95-99% közötti fémvisszatartást tapasztaltak.

Košutić és társai (2015) egy hulladéklerakó csurgalékvizének tisztítási lehetőségét mérték az abban található összes szerves anyagra és valamennyi szerves komponensre nézve. A csurgalékvizet a membránszűrést megelőzően vegyszeresen előkezeltek és szűrték. A fordított ozmózissal és a nanoszűréssel is 90% feletti ólom-, kadmium-, króm-, réz-, cink- és közel 100%-os ón- és kobalteltávolítást tapasztaltak 15 bar nyomáson.

Mnif és társai (2017) 99,9%-os króm(VI)leválasztást értek el fordított ozmózissal, mellyel párhuzamosan nanoszűréssel is végeztek kísérleteket. Ennek során minimális különbséget, 99,7%-os leválasztási hatékonyságot tapasztaltak. A nyomás növelése (5-15 bar) mindkét esetben növelte a fémvisszatartás arányát, míg a pH a nanoszűrés estében 4-10 között jelentősen, afelett viszont nem változtatott a hatékonyságon. A fordított ozmózisnál a vizsgált pH tartományban (4,5-11 között) közel állandó hatékonyság (95-100%) mutatkozott.

1.3.6.4 Elektrodialízis

Az elektrodialízis szerves ionok vizes fázisból történő eltávolítására alkalmas módszer. Szemben a többi membrántechnológiai folyamattal, az elektrodialízis hajtóereje a nyomáskülönbség helyett az elektromos potenciálkülönbség (Zuo et al., 2008). Az eljárás során úgy távolítják el a vízből a szerves ionokat, hogy a vízben elektromos potenciált hoznak létre, melynek hatására az ionok (kationok és anionok) a töltésüknek megfelelő elektródához (katódhoz, anódhoz) vándorolnak (kation – katód felé a kationcserélő membránon keresztül, anion – anód felé az anioncserélő membránon keresztül) (Xu és Huang, 2008). A technológiában anionos és kationos membránok váltakozó elhelyezése történik, melyek csak a meghatározott töltésű részecskéket engedik át (Zhao et al., 2016). A kationcserélő membránok csak a kationok, az anioncserélő membránok csak az anionok átengedését

biztosítják. Ennek és az anionos és kationos membránok váltakozó elhelyezésének eredményeképpen koncentrált, illetve hígult vizeket hozunk létre.

Az ionok szétválasztásának teljesítménye nagymértékben függ az alkalmazott potenciálkülönbségtől (Hosseini et al., 2016). A tapasztalatok alapján a folyamat hatékonyságát javítja a feszültség és a hőmérséklet emelkedése (Zhao et al., 2016), ugyanakkor a teljesítmény változása az áramlási sebesség növekedésével fordítottan arányos. A többi membránhoz hasonlóan a dializációs membránok (ioncseremembránok) is fokozottan érzékenyek a mechanikai igénybevételekre és a szennyeződésekre. Mivel az elektrodialízis folyamata nagyon érzékeny a lerakódásra, a kezelendő szennyvizek lebegőanyagot és szerves anyagokat nem tartalmazhatnak (Hosseini et al., 2016).

A folyamat hátránya a membráncsere szükségességének gyakorisága, illetve a fellépő korrózió. Ezen felül és a nagy beruházási költségigényen kívül a módszer hátránya a nagy energiaköltség is, illetve a membrán igénybevételestől függően annak cseréje vagy helyreállítása. Az eljárás alkalmazhatóságát a membrán szelektivitása korlátozhatja.

Nemati kutatócsoportja (2017) elektrodialízissel 96,98%-os nikkelt- és 99,99%-os ólomvisszatartást ért el szennyvízből. Gherasim és társai (2014) elektrodialízissel a kezdeti 500-1.000 mg/l ólomkoncentrációjú oldatok ólomtartalmát 1-2 mg/l-re csökkentették, amely közel teljes ólomeltávolítást jelent. Benvenuti és társai (2014) galvánipari szennyvíz nikkelt tartalmát 97,5%-os hatékonysággal választották le elektrodialízissel.

A módszert gyakran alkalmazzák egyéb eljárásokkal, többek között kémiai kicsapással, ioncserével vagy adszorpcióval (Schlichter et al., 2004). Smara és társai (2007) például ioncserét alkalmaztak az elektrodialízist megelőzően. A hibrid módszerrel nagy hatékonyságú ólomvisszatartást értek el. Az elektrodialízis az egyéb membránszűrési eljárások előtt előkezelésként, vagy azokat követően utókezelésként is alkalmazható. Az elektródok és az ioncserélő membránok magas ára miatt az elektrodialízis nem gazdaságosabb megoldás az eddig tárgyalt módszereknél (Xu és Huang, 2008). A membránok élettartama az intenzív elektromos mező miatt nagyon alacsony. Kurniawan et al. (2006) széles körben végzett vizsgálatai alapján a módszer 20 mg/l alatti nehézfémkoncentrációk esetén használható hatékonyan és viszonylag gazdaságosan.

1.3.6.5 Kombinált eljárások

A bemutatott megoldásokon túl gyakran hallani egyszerre többféle membrántechnológiai eljárást alkalmazó módszerekről is. Ezeknél az egyik folyamat legtöbbször a fordított ozmózis, miközben a nagyobb átteresztő képességű eljárások (ultraszűrés, nanoszűrés) valamelyikét előkezelési eljárásaként az eltömődés megakadályozására, ezzel az RO membrán teljesítményének és élettartamának növelése érdekében iktatják a rendszerbe.

Petricic és munkatársai (2015) fémfeldolgozó iparban keletkező szennyvíz nehézfém- és egyéb szennyezőanyag-tartalmának eltávolítását ultraszűrést követő fordított ozmózissal vizsgálták. Ezzel a kombinált membrántechnológiai megoldással a szerves és szervetlen vegyületekre (pl. nehézfémek) nézve közel teljes szennyezőanyag-eltávolítást értek el. Az ultraszűrést a kolloid

lebegőanyagok előzetes eltávolítására és az RO membránon a lerakódás képződésének elkerülésére alkalmazták.

Zuo et al. (2008) elektrodialízist megelőzően a fémfeldolgozó ipar szennyvizét az ultraszűrésen túl mikroszűréssel is előkezelték, amely technológiai sor szintén nagyarányú nehézfémvisszatartást eredményezett. Ezt követően a keletkező koncentrátumot nanoszűréssel és fordított ozmózissal kezelték. Eredményeik alapján az ultraszűrés hatékonyabb előkezelési eljárásnak bizonyul a mikroszűrésnél, illetőleg a fordított ozmózis is nagyobb hatékonyságot biztosít, mint a nanoszűrés.

Ricci a társaival (2015) mikroszűrés, nanoszűrés és fordított ozmózis sorba kapcsolásával vizsgálta egy aranybányászat során keletkező erősen savas (pH=1,5) és többféle fém (pl. kobalt, réz, nikkel, alumínium, arzén) tartalmazó technológiai szennyvíz fémleválasztási lehetőségeit. A visszatartás hatékonysága az összes fémre nézve 95% feletti volt. A mikroszűrés a kezelendő szennyvíz fémtartalmának 1-15%-át, a nanoszűrés az így bennmarad tömeg 80-90%-át, míg a fordított ozmózis a továbbra is jelen lévő fémtartalom közel teljes mennyiségét leválasztotta. Az alkalmazott nyomás az utolsó két lépés esetében 10 bar volt.

Az egyes membránfolyamatok szerepét a hibrid módszereknél mutatja Yoon kutatócsoportjának (2009) munkája, akik külön-külön ultraszűréssel, nanoszűréssel és fordított ozmózissal egyaránt vizsgálták az arzenát és a kromát eltávolítását. Fordított ozmózissal a fémtávolítás 90% feletti volt, nanoszűréssel 50%-os fémtávolítás volt megfigyelhető, az ultraszűrés viszont 10% alatti eredményeket mutatott valamennyi vizsgált pH-n.

1.3.7 A bemutatott eljárások beilleszthetősége az eleveniszapos rendszerekbe

Ugyan a lakossági szennyvíz nehézfém-tartalma napjainkban már nem indokolja nehézfémek célzott eltávolításának szükségességét, érdemes néhány szóban összefoglalni a bemutatott eljárások eleveniszapos technológiákba illeszthetőségének lehetőségét.

Általánosságban elmondható, hogy amennyiben az eleveniszapos technológiát valamilyen nehézfém-eltávolító lépéssel szeretnék kiegészíteni, azt az iszapleválasztást követően célszerű a technológiai integrálni. A túlzott lebegőanyag-tartalom ugyanis indokolatlanul terheli a kifejezetten nehézfém-eltávolítást célzó technológiai lépéseket, ezen keresztül egyértelműen csökkenti azok hatékonyságát sőt, bizonyos esetekben azok alkalmazását lehetetlenné is teheti. Mindezen hatások az üzemeltetési költségek drasztikus emelkedésében is megnyilvánulnának.

Ez alól elméletileg kivételt képezhetne a vegyszeres kicsapás lehetősége, amit napjainkban is elterjedten használnak a szennyvíz foszfortartalmának csökkentésére. A gyakran alkalmazott vas-só adagolás ugyanis a foszfor mellett a nehézfémek koncentrációját is csökkenti, így azok a vízfázisból az iszapfázisba kerülnek. Azonban a nehézfémek jelenléte a szennyvíziszapban egyáltalán nem kívánatos, ezért a szennyvíz túlzott nehézfém-tartalma esetén a vegyszeres kicsapást is a biológiai tisztítási fokozat és az eleveniszap leválasztása után kell a technológiába illeszteni, természetesen egy újabb iszapleválasztási fokozat egyidejű kialakításával.

Amennyiben a szennyvíz nehézfém-tartalma az iszapba kerülve annak hasznosítását nem korlátozza, a nehézfémek koncentrációjának csökkentésére azok biológiai úton történő eltávolítása jelenthet megfelelő megoldást. Ennek során a szennyvíztisztító technológia mikroorganizmus kultúráját olyan baktériumcsoportokkal egészítik ki, melyek az egyes veszélyes elemeket az átlagosnál nagyobb mennyiségben képesek akkumulálni. Az ilyen törzsek kellő mértékű elszaporodását követően a szennyvíz veszélyeselem-tartalma könnyen az elvárt szintre csökkenthető.

1.4 Nehézfémek jelenléte a települési szennyvíziszapban

1. táblázat. A települési szennyvíziszap jellemző nehézfém tartalma napjainkban

Év	Ország	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Al	Hivatkozás
<i>mg/kg sz.a.</i>											
2016	Macedónia	2,12	103,7	136,4	<0,2	29,1	62	1253	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2016
2016	Brazília	0,94	166,7	211	n.a.	31,93	-	1500	n.a.	n.a.	Filho et al., 2015
2015	Görögország	1,6	49	125	n.a.	20	60	1000	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2015	Görögország	2,7	135	132	n.a.	45	50	1150	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2015	Görögország	2,6	142	153	n.a.	38	70	1680	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2015	Olaszország	1,3	34	279	1,2	29	128	758	12	n.a.	Cecchini et al., 2015
2015	Algéria	n.a.	12,1	29,51	n.a.	n.a.	18,22	11,4	n.a.	n.a.	Cherfi et al., 2015
2013	Spanyolország	n.a.	24,1	37,05	n.a.	8,04	26,44	544	n.a.	n.a.	Hernández-S. et al., 2013
2011	Görögország	0,78	11	141,9	n.a.	15,55	82	288	n.a.	n.a.	Zorpas et al., 2011
2011	Görögország	1,5	46	128	n.a.	23	96	987	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2011	Görögország	1,4	37	185	n.a.	42	102	1850	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2011	Görögország	1,3	42	191	n.a.	37	70	1327	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2010	Görögország	2,5	85	198	n.a.	16	67	1095	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2010	Görögország	2,2	165	227	n.a.	33	49	1058	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2010	Görögország	6,1	355	184	n.a.	45	94	1684	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2009	Belgium	3	47,8	238,9	1,2	22,5	81,2	935	3,5	n.a.	Guillemet et al., (2009)
2008	Görögország	0,8	32	108	n.a.	8,8	52	1056	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2008	Görögország	1,7	122	149	n.a.	34	53	1131	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2008	Görögország	1,6	185	193	n.a.	22	73	1540	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2007	Görögország	1,24	18,2	101	n.a.	11,4	55	895	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2008		4,5	85	300	1,1	38,7	162	1581	10,5	n.a.	Van der V. et al., (2008)
2008	Olaszország	1	560	192	3	35	46	840	3	14069	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	1	46	165	5	31	72	1408	7	13047	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	1	17	264	n.a.	34	78	716	n.a.	11065	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	3	118	239	35,9	35	135	2341	15	26447	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	1	525	248	2	107	61	433	4	15605	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	1	40	196	n.a.	36	56	8900	n.a.	22362	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	1,6	30	317	5,1	25,5	64,5	946	12	13360	Carletti et al., 2008
2008	Olaszország	6,8	310	38,9	3,2	201,2	3,1	8385	40,4	28035	Carletti et al., 2008
2007		1,34	195	391,7	0,31	239,4	132,1	864,4	1,14	n.a.	da Silva O. et al., (2007)
2007	Franciaország	8,5	124	762	n.a.	48	365	2023	n.a.	n.a.	Thévenot et al., 2007
2007	Görögország	1,43	38	108	n.a.	20,1	36	856	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2007	Görögország	1,5	65	148	n.a.	42	99	1880	n.a.	n.a.	Spanos et al., 2015
2003	Lengyelország	5,5	n.a.	195	n.a.	n.a.	68	1045	n.a.	n.a.	Chipasa, 2003
2003	Lengyelország	11	n.a.	344	n.a.	n.a.	112	1520	n.a.	n.a.	Chipasa, 2003

A települési szennyvíziszap nehézfémtartalmára az *1. táblázat*ban láthatunk adatokat. A táblázatban külföldi szakemberek mérési eredményeit foglaltam össze az elmúlt 15 évből.

Az *1. táblázat* a különböző időpontban a világ eltérő országaiban vizsgált lakossági szennyvíziszap összetételének adatait mutatja, ezzel szemléltetve a lakossági szennyvíziszap jellemző elemtartalmát. Az egyes országokban eltérő vagy azonos években vett minták valamennyi esetben különböző szennyvíztisztító telepekről származnak. A táblázat célja elsősorban lakossági szennyvíziszap jellemző elemösszetételének szemléltetése, a vizsgálatok helye és ideje ebből a szempontból csak másodlagos információt jelent. Emiatt az, hogy a konkrét szennyvíztisztító telepek mely településeken találhatóak nem került feltüntetésre, viszont az egyes tisztítók kiléte a megfelelő sorokban feltüntetett publikációkból megismerhetők.

Az adatokból látható, hogy bár a legtöbb komponens koncentrációja a szennyvíziszapban jól behatárolható, kiugró értékek valamennyi esetben megfigyelhetők. A szennyvíziszap nehézfémtartalmát tekintve általánosan elmondható, hogy az az elmúlt 15 évben jelentős mértékben nem változott és azt egyértelműen az adott területre jellemző szennyvízösszetétel határozza meg. A szennyvíz és a szennyvíziszap összetételét nézve ma is megfigyelhetők változások, amit egyaránt okoz a vízfogyasztási szokások átalakulása, valamint a háztartásokba kerülő termékek összetételének módosulása – leginkább a környezetvédelmi szempontok egyre inkább előtérbe kerülésének hatására.

A települési szennyvíziszap ma már csak ritkán tartalmaz higanyt, és kadmiumtartalma is jellemzően 1-2 mg/kg sz.a. Fokozott egészségügyi kockázatuk miatt a higany és a kadmium felhasználásának lehetőségeit az elmúlt évtizedekben jelentősen szigorították, így alkalmazásuk ma már erősen korlátozott. Az iszap arzénkoncentrációja részben az ivóvíz arzéntartalma, részben pedig a háztartási gyógyszer- és vegyszerfelhasználással hozható összefüggésbe. A települési szennyvizek arzén koncentrációjának csökkenése többek között az ivóvíz arzéntartalmának szigorítására is visszavezethető. Az ólomvezetékek elterjedésének és előfordulásának hatása még ma is jelentkezik a szennyvíziszap ólomtartalmában. Az ólom az iszapban rendszerint néhány tíz mg/kg sz.a. koncentrációra dúsul fel. Ehhez hasonló, de valamivel nagyobb arányban tartalmaz az iszap krómot, ami a háztartási krómozott eszközök elterjedésével is összefügg. A nikkelezett eszközök az iszap nikkeltartalmáért felelősek, ami szintén hasonló tömegarányban jelentkezik az iszapban. A szennyvíziszapok esetében legtöbbször emlegetett fémszennyezők a réz és a cink, melyek egyben valamennyi nehézfém közül a legnagyobb mennyiségben fordulnak elő. A réz általános forrása az ivóvízhálózat, miközben a cink megjelenése a háztartási és személyes ápolási termékekben való jelenlétére vezethető vissza.

1.5 A talaj nehézfém-szennyezettsége, és annak problémája

A mezőgazdasági talajok nehézfém-szennyezettsége az egész világot érintő kérdés (Bigalke et al., 2017). A földrajzi, az éghajlati és a társadalmi-gazdasági tényezők, valamint az ipari és a mezőgazdasági termelés közötti különbségek révén az egyes régiók területeinek nehézfém-szennyezettségében jelentős különbségek vannak. Kínában például a nehézfémek

termőtalajokba jutásának legmeghatározóbb útja a légköri lerakódás, míg az európai országokban az állati trágya, az ásványi műtrágyák és a peszticidek mezőgazdasági alkalmazása jelenti a legnagyobb terhelést (Shi et al., 2018). A nehézfémek (Cd, Cu, Pb és Zn) éves légköri bemenete az európai országokban körülbelül egy nagyságrenddel alacsonyabb, mint a kínai tartományokban (Shi et al., 2018). Chen és társai (2016) munkájukban például megjegyezték, hogy az elmúlt öt évtizedben több mint 30.000 tonna króm és 800.000 ólom került a környezetbe, melynek nagy része a talajban akkumulálódott. Ezek mellett az arzén- és kadmiumszennyezés jelent súlyos problémát a talajok szempontjából (Yang et al., 2018a).

A nehézfémek természetes és antropogén folyamatok útján léphetnek be az agroökoszisztémába. A legfontosabb talajt érintő nehézfémterhelő hatások a műtrágyák és az egyéb agrokémiai vegyszerek alkalmazása, a szennyvizek öntözővízként történő felhasználása, valamint a légköri kimosódások. Bizonyított, hogy a talajokba kerülő nehézfémek felhalmozódhatnak és hosszú távon is a talajban maradhatnak, ugyanakkor a talaj nehézfém-tartalma soha nem állandó. A talajban lévő nehézfém-mennyiséget csökkenti a biomassza fémfelvétele, a talajvízzel történő kimosódás, illetve az egyéb lefolyások kialakulása (Salman et al., 2017). Ezzel egy időben a talajból történő kimosódások a felszíni és felszín alatti vizek jelentős nehézfémterhelését okozák (Shi et al., 2018).

Annak ellenére, hogy az egyre szigorodó környezetvédelmi előírások ma már jelentősen korlátozzák a nehézfémek felhasználását és kibocsátását, a környezetbe való kijutásuk továbbra is jelentős. Az ipar nehézfém-kibocsátása leginkább a technológiai szennyvizeken keresztül történik, így az meghatározó részben a szennyvíztelepeket, azokon keresztül pedig az élővizeket érinti. Talajt érintő ipari eredetű nehézfémterhelés a szennyvíztisztítás során keletkező iszap mezőgazdasági hasznosítása esetén jelentkezhet.

A talajterhelést illetően a közlekedés nehézfém-kibocsátása meghatározó (Yang et al., 2017). A fajlagos kibocsátást nézve az elmúlt évtizedekben ez a szektor is komoly fejlődésen ment keresztül, de a fosszilis tüzelőanyagokkal működtetett gépkocsik és repülőgépek számának napjainkban is tartó növekedése miatt a közlekedés nehézfémterhelése összességében nem csökkent. A nehézfémek közlekedés eredetű kibocsátásának legfőbb okai az üzemanyagégetés, a különböző alkatrészek, fékbetétek és gumik kopása, és az üzemeltetés során felhasznált különféle folyadékok környezetbe kerülése.

A nehézfémek talajban történő nagymértékű felhalmozódását és ebben a közlekedés vitathatatlan szerepét mutatja Musa és társai (2018) megfigyelése, akik szerint az utcai por nehézfém-tartalma ma már alatta marad az utak menti talajokban mérhető mennyiségeknek. Annak ellenére, hogy a szennyezés mértéke az út szélétől való távolodással csökken, egy közlekedési útvonalhoz közeli talajban 177 mg/kg ólom- és 129 mg/kg cinkkoncentrációt mértek. Habár a növényzet képes a talajba kerülő nehézfémek megkötésére, a nehézfémek növényi felvételen keresztül történő eltávolításának aránya meglehetősen alacsony a légköri lerakódás sebességéhez képest (Xiong et al., 2016). A légköri lerakódást vizsgáló kutatások arra is rámutattak, hogy az összes nehézfém közül a cink talajba történő bemosódása a legjelentősebb (Shi et al., 2018). A legnagyobb Cd-lerakódást (0,99 mg/m²/év) éppen Magyarországon találták, míg más országokban ez az arány 0,01 és 0,33 mg/m²/év közötti

értéket képvisel. A légköri kimosódáson túl ennek oka a foszfáttartalmú műtrágyák jellemzően magas magyarországi felhasználása. (Ötvös et al., 2003)

A közlekedés mellett az ipari mértékű mezőgazdaság is jelentős szerepet játszik a környezetet érő nehézfémterhelésben, holott a mezőgazdasági szakemberek a szennyvíziszap felhasználását többek között annak nehézfém-tartalmára hivatkozva mellőzik. A foszfor tartalmú műtrágyák alkalmazása, a rezet tartalmazó peszticidek használata, továbbá a szerves trágyázás és esetenként a nem megfelelően tisztított szennyvízzel való öntözés is fontos kiváltó okai a mezőgazdasági talajok nehézfém-szennyezésének (Liu et al., 2018). A mezőgazdasági vegyszerek nehézfém-tartalmát jól jelzi, hogy Franciaországban a műtrágyákkal történő kadmium, arzén és króm bejutás a talajba hasonló vagy még jelentősebb, mint ugyanezen komponensek légköri lerakódása (Belon et al., 2012).

A foszfor műtrágyák előállításához felhasznált nyersanyagok számos szennyezőanyagot, például nehézfémeket is tartalmaznak, így növelhetik azok szintjét a talajban és ezen keresztül a növényekben is (Dang et al., 2016). A különböző nehézfémek sokszor kísérik a foszfort az egyes közetekben, így a műtrágyagyártás során a termékben is megjelenhetnek. Részben nehézfém-tartalmuk miatt a foszfor műtrágyák nyersanyagai alacsony minőségűek, felhasználásukat azonban indokolja a rendelkezésre álló alapanyagok mennyiségének világszintű csökkenése (Rehman et al., 2018). A települési szennyvíziszapok foszfortartalma ezzel szemben a tisztított szennyvíz összetételére vonatkozó egyre szigorúbb szabályozás és a szennyvíztisztító technológiák fejlesztésének eredményeként folyamatosan növekszik (Li et al., 2015). Melo és társai (2018) erre irányuló kutatása alapján egyébként a szennyvíziszap kifejezetten hatékonynak bizonyult a foszfor műtrágya helyettesítésében kukorica termesztésénél. A foszfor mellett szintén alapvető tápanyag a nitrogén, melynek szennyvíziszapból történő hasznosulását vizsgálva korábban ellentétes tapasztalatok születtek. Emiatt a szennyvíziszapok, de különösen a szennyvíziszap komposztok hasznosításakor indokolt a nitrogéntartalom hasznosulásának figyelembevétele, hogy a termesztett növénykultúra igényének megfelelően a szükséges nitrogénmennyiség pótlásra kerülhessen.

A mezőgazdasági talajok nehézfém-szennyezettsége egyértelműen a mezőgazdasági vegyszerfelhasználásra és a légköri lerakódásra vezethető vissza (Shi et al., 2018). A dolgozat korábbi fejezeteiben már említésre került, hogy a környezetet érő nehézfémterhelés lényeges forrása a hulladéklerakók üzemeltetése is, amely ebből az irányból elsősorban a talajt és a talajvizet érinti.

A hulladéklerakók környékén található növények mind a nyomelemeket, mind a nehézfémeket ciklusba hozzák, így azokat szöveikben felhalmozhatják (Vongdala et al., 2019). Vongdala és társai (2019) hulladéklerakóban vett talajminták nehézfém-tartalmát vizsgálták. Ennek során átlagosan 39,67 mg Cr/kg szárazanyag, 66,82 mg Cu/kg szárazanyag, 19,43 mg Ni/kg szárazanyag 80,17 mg Pb/kg szárazanyag és 77,46 mg Zn/kg szárazanyag tartalmat mértek, amely értékek alatta maradnak a jelenleg érvényben lévő szabályozás által meghatározott maximális koncentrációknak. A hulladéklerakó talajának kadmium-tartalma viszont átlagosan 3,76 mg/kg szárazanyag volt, amely mintegy négyszerese a jelenlegi magyarországi határértékeknek. A hulladéklerakó környezetének nehézfém-tartalma egyébként a vizsgált

fémek esetében az imént leírt koncentrációknak mindössze ötöd-negyed része volt, amely lényegében megegyezik a természetes talajok átlagos fémtartamával. A növényekben történő esetleges felhalmozódást jelzi, hogy a területről származó növények nehézfém-tartalmát vizsgálva azt az eredményt kapták, hogy a hajtások nehézfém-tartalma olykor a talaj nehézfém-tartalmával volt megegyező, sőt, egyes gyökérmintákban valamennyi vizsgált komponens 4-5-szörös mennyiségben volt jelen, mint a talajban. Számottevőnek bizonyult a réz, az ólom és a króm feldúsulása a gyökérzetben, de megállapításaik szerint a nehézfémek felhalmozódása a növény bármely részén alapvetően a talaj nehézfém-tartalmától függ (Kchaou et al., 2018a). A növényi gyökérzetnek magas fémmakkumuláló tulajdonságát tapasztalták Eid és munkatársai (2019), akik a bab fémfelvételének vizsgálata során arra a következtetésre jutottak, hogy valamennyi fém jobban felhalmozódott a gyökerekben, mint az egyéb növényi szövetekben. Eredményeik szerint a legkevesebb nehézfém a termésben volt kimutatható.

1.5.1 A növények viselkedése a nehézfém-tartalommal szemben

A nehézfémek, de különösen a kadmium és az ólom nagymértékű felhalmozódása a növényekben megzavarhatja a növény víz és a tápanyag felvételét, csökkentheti a klorofil- (fotoszintetikus pigment) és a fehérjetartalmat, megváltoztatja a lipid- és fehérjeösszetételt és rontja a gyökér aktivitást, ezek által csökkent hozamot és minőséget eredményezve (Kchaou et al., 2018a; Kovacs és Szemmelveisz, 2017). A nehézfémek szövetekbe kerülése révén megváltozik a mikrotápanyagok egyensúlya, amely a sejtösszetétel módosulását okozza.

A növények fémfelvétele és a talajban elérhető állapotban lévő fém koncentrációja között lineáris összefüggés csak alacsonyabb koncentráció tartományban figyelhető meg. Ennek oka, hogy a nehézfémek toxikus jellegéből adódóan magasabb talajoldat-koncentrációjánál sok növényfaj fémfelvételének hatékonysága csökken, főleg akkor, ha megközelítjük a fém toxicitási küszöbét.

A tapasztalatok alapján az iszappal történő talajjavítást követő első néhány évben kimutathatóan megnövekszik a termesztett növények fémfelvétele, azonban ezt követően a állandó szintre áll be, vagy csökkenni kezd. Ennek oka, hogy a szervesanyag kezdeti bomlási fázisa során folyamatosan nagyobb mennyiségű fém válik felvehetővé, majd később a folyamatos fémfelvétel és a talajban végbemenő átalakulási folyamatok előrehaladása miatt idővel egyre inkább csökken az oldott formában lévő nehézfémek mennyisége.

A legfontosabb talajparaméter annak jelzésére, hogy az adott talaj nehézfém-tartalma meghaladta-e a fém fitotoxicitási küszöbét az adott növényre nézve, nem az összes nehézfém-tartalom, hanem a szabad fémkationok mennyisége. A szabad fémkationok általában mérgezőbbek, mint az ugyanazon elem oldható komplex vegyületei, bár az oldható fémfulvosav komplexek valószínűleg szintén elérhetők a növények számára.

Általánosan elismert, hogy a talaj pH-ja az egyik alapvető talajparaméter, amely befolyásolja a nyomelemek mobilitását (Mierzwa-Hersztek et al., 2017). Ennek ellenére egyes hosszú távú kutatások arról számolnak be, hogy a szennyvíziszappal a talajba kerülő nehézfémek savasabb talaj pH esetén is csak korlátozottan válnak mobilissá, ezáltal növényi felvételük sem válik

jelentőssé (McBrid, 1995). Semleges és lúgos környezetben a nehézfémek jórészt immobilis formákban vannak jelen (Zufiaurre et al., 1998). Eid és társai (2019) kutatásaik során bizonyították, hogy a talaj pH-jának növekedésével párhuzamosan csökken a növény fémfelvétele.

1.6 A szennyvíziszap ártalmatlanításának problémája

A települési szennyvizek tisztításának mellékterméke a nagy mennyiségben jelentkező szennyvíziszap, melynek keletkezése világszerte növekvő tendenciát mutat (Yang et al., 2018a). A települési szennyvíziszap ártalmatlanítására és hasznosítására számos lehetőség áll az üzemeltetők rendelkezésére, de az elhelyezés lehetőségeit a lokális és regionális adottságok korlátozzák. A szóba jöhető alternatívákat alapvetően befolyásolja az adott terület gazdasága, infrastruktúrája, az ipar és a mezőgazdaság fejlettsége, a rendelkezésre álló mezőgazdasági és egyéb módon hasznosított területek kiterjedése, a hulladékkezelési szokások és a környezetvédelmi szabályozás.

Magyarországon évente körülbelül 180.000 tonna települési iszapszáranyag keletkezik, amely a folyamatos csatornázási fejlesztések révén egyes becslések szerint az évtized végére elérheti a 250.000 tonna mennyiséget (SZKHS, 2014). A szennyvíziszap keletkezése folyamatos, emiatt elhelyezését napról napra biztosítani kell, ami előrelátást és pontos szervezést igényel. 2013-ban Magyarországon a szennyvíziszapok 37,8%-át a mezőgazdaság hasznosította, 45,7%-át rekultiválás alatt álló területekre szállították, 5,6%-át energiatartalmának visszanyerésével (égetéssel) egybekötve ártalmatlanították, 8,9%-át egyéb célra hasznosították és mindössze 2,0%-át helyezték el hulladéklerakókban (nem fedési céllal) (SZKHS, 2014). A hulladéklerakóban történő elhelyezést ma már csak indokolt esetben végzik, amennyiben az iszap kezelésére és hasznosítására megfelelő lehetőség az érintett területen ideiglenesen vagy egyáltalán nem áll rendelkezésre. Például a szennyvíztelepek időszakos karbantartási feladatai (pl. iszapvíztelenítő technológia), vagy az egyes technológiai elemek (pl. iszapvíztelenítő berendezés) meghibásodása miatt szükségessé válhat a kezeletlen szennyvíziszap elszállítása. Amennyiben az ilyen iszapok kezelésére más közeli szennyvíztisztító telepeken nincs lehetőség vagy szabad kapacitás, az iszapot valamely közeli hulladéklerakó telepre szállítják, és ott lerakással ártalmatlanítják.

Az Európai Unió tagállamaiban a mezőgazdasági hasznosítás aránya átlagosan körülbelül 40%, de Belgiumban, Dániában, Spanyolországban, Franciaországban és Nagy-Britanniában 50% feletti (Yang et al., 2018b). Kínában a szennyvíziszap 45%-a kerül a mezőgazdaságban felhasználásra (Bai et al., 2018).

Napjainkban a szennyvíziszap ártalmatlanítására annak közismerten magas szervesanyag- és tápanyagtartalma miatt legmegfelelőbb lehetőségként a mezőgazdaságban és az erdőgazdálkodásban történő felhasználást tekintik (Mohamed et al., 2018); de ehhez kapcsolódóan a benne található nehézfémek immobilizálását szükségeszerű folyamatnak tartják (Wu et al., 2018).

1.6.1 A szennyvíziszapok anyagában történő hasznosításának lehetőségei

Magyarországon a települési szennyvíziszapok hasznosításának gerince a mezőgazdasági felhasználás és a rekultivációs területeken történő elhelyezés. Ezen kívül gyakorlat a szennyvíziszapok segédanyagként történő felhasználása a települési szerves és zöldhulladékok komposztálásánál, melynek eredményeképpen a szennyvíziszapot közvetve ugyan, de széles körben alkalmazzák a hulladéklerakó telepek megtelt részeinek borítására. Összetételéből adódóan a szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok hosszan tartó talajjavító hatása közismert és elfogadott, emiatt a termőterületek tápanyag utánpótlásán túl sikeresen alkalmazhatók tájrendezésnél és tájsebek kezelésénél, a termékeny fedőréteg eredményes kialakítása céljából.

1.6.1.1 Mezőgazdasági hasznosítás

A termőföldeken történő hasznosítás arányának alakulása elsősorban szabályozási, szemléletbeli és finanszírozási kérdéseken múlik. Az ezirányú hasznosítás élénkítése leginkább a gazdálkodók hatékony és széles körű informálásával és a felhasználás ellenőrzésének enyhítésével lehetséges – persze a természet-, környezet- és egészségvédelmi szempontokat maximálisan szem előtt tartva. A szennyvíziszapok mezőgazdasági alkalmazását valószínűsíthetően a tevékenység végzésének engedélyhez kötése és az engedélyes kötelezettségekhez kötése is visszafogja.

Egyes források szerint a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítására rendelkezésre álló terület hazánkban legalább 1,2 millió hektár (~ország területének 13%-a) (SZKHS, 2014). Ez a földterület a szennyvíziszapok jellemző nitrogéntartalma (50 g/kg) alapján a jogszabályban rögzített évi 170 kg/ha maximálisan kihelyezhető nitrogén mennyiséget figyelembe véve évente elméletileg 4 millió tonna (3.400 kg/ha.év) iszap szárazanyag kihelyezését teszi lehetővé. Ez a mennyiség az évente keletkező iszapmennyiség mintegy 20-szorosa.

A szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása során felmerülő legfontosabb feltétel, hogy kihelyezése ne jelentsen közegészségi veszélyt a lakosságra és fitotoxicitást a növényekre, illetve felhasználása a talaj minőségét hosszú távon se befolyásolja negatívan. Az iszapot valamennyi esetben a vegetációs időszakot követően helyezik ki és szántják be a talajba annak érdekében, hogy a következő vetési időszakig kellően stabilizálódhasson, esetleges fertőző hatása lecsökkenhessen. Bár az iszap mezőgazdasági hasznosításának feltétele a patogén mikroorganizmusok jelenlétének kizárása, a tárolás miatt a visszafertőződés veszélye folyamatosan fennállhat.

A mezőgazdaság hazánkban még mindig visszafogottan alkalmazza a szennyvíziszapot a talajok termőképességének javítására, melyet sok esetben annak fertőzőképességével, illetve a nehézfém tartalma által okozott fitotoxicitásával magyaráznak. Ezen okok mellett a gazdasági érdekek is fontos szerepet játszanak abban, hogy napjainkban a szennyvíziszapok anyagában történő hasznosítása inkább a környezeti rekultiváció és tájrendezés területein gyakorlat (pl. rekultiváció esetén közel 500-szoros mennyiségű iszap helyezhető el hektáronként, a mezőgazdasági területekre történő kihelyezés csak az év bizonyos időszakaiban történhet, a

szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása szigorú adminisztrációhoz kötött), habár számos megfigyelés bizonyította a szennyvíziszap nagy hatékonyságát a talajerő pótlásánál. Miközben a fogyasztásra, vagy állati takarmányozásra szánt növények termesztésénél a szennyvíziszap-felhasználás kevésbé gyakorlat, többször alkalmazzák az szennyvíziszapot erdőtelepítésekkor, illetve művelés alól kivett vagy energianövények termesztésére használatos földek tápanyagtartalmának hosszú távú növelése érdekében.

A víztelenített szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása esetén az üzemeltetőknek iszapelhelyési költségei csak abban az esetben jelennek meg, ha az iszap termőterületre történő kiszállítást maguk végzik. A költségeket ilyenkor alapvetően a szállítási távolság határozza meg, de a fajlagos szállítási költségek (Ft/t) a kihelyezendő iszap mennyiségének növelésével csökkenthetők. A kezeletlen, vagy csak sűrített szennyvíziszap hasznosításának lehetősége a szennyvíziszap injektálása, ami Magyarországon is gyakorlat. Ez esetben a szennyvíziszap injektálásával kapcsolatos valamennyi teendőt a megkötött szolgáltatási szerződés szerint az ezzel megbízott vállalkozó végzi el, a szennyvíztelep üzemeltetőjének feladata a keletkező szennyvíziszap tárolómedencékbe juttatásával véget ér. Az injektálás költségéről pontos információim nincsenek, hiszen ezt minden esetben magáncégek végzik, akik áraikat üzleti titoknak tekintik.

1.6.1.2 Rekultiváció

A szennyvíziszapok rekultivációs hasznosításának hátránya, hogy korlátozott számukból adódóan a fogadó területek az iszaptelepekhez képest sok esetben közepes vagy nagy távolságban helyezkednek el. Gazdaságossági szempontból ez jelentős negatívum, hiszen a közúti szállítás számottevő környezetterhelésén túl rendkívül költséges is. Egyszerűsített számítások alapján a szennyvíziszap 100 km-re történő elszállításánál 10.000 Ft/t iszap fajlagos költségek is realizálhatók, ami még nem tartalmazza a szennyvíziszap átvételi díját. Egyértelműnek tűnhet tehát az iszapképződés helyéhez minél közelebbi rekultivációs lehetőséget választani, azonban döntés előtt fontos elvégezni a szállítási és átvételi költségek együttes meghatározását.

Bár a rekultivációs területek kiterjedése nem jelentős, az azokon elhelyezhető iszapmennyiség (1.500 t/ha) miatt jelentős befogadóképességgel rendelkeznek (SZKHS, 2014). Azonban míg a mezőgazdasági hasznosítás mintegy folyamatos iszapelhelyezést tesz lehetővé, addig a rekultivációs területek iszapfelvevő kapacitása folyamatosan csökken. Ettől függetlenül a szennyvíziszapok meghatározó részének rekultivációs hasznosítása rövid- és középtávon még könnyebben megoldható, később azonban a rekultivációt igénylő területek szignifikáns csökkenésére kell számítani. Becslések szerint a korábban hulladéklerakási és bányászati céllal használt területek rekultivációja és a kapcsolódó tájrendezési munkák 5-10 éven belül nagy valószínűséggel befejeződnek (SZKHS, 2014). Emiatt hosszú távon a szennyvíziszapok ilyen célú hasznosítási lehetőségével már nem számolhatunk még annak ellenére sem, hogy a jövőben további bányászati tevékenységgel érintett területek felhagyása várható.

Bár a kezelt szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok összetételükből adódóan a legtöbb esetben rekultivációs hasznosításra alkalmasak, ez esetben is előfordulhat korlátozás, hiszen az illetékes hatósági és önkormányzati szerveknek lehetősége van helyi szigorításokra. A rekultivációs célú szennyvíziszap hasznosítás esetére hazánkban még nincsenek jogszabályban rögzített vizsgálati és elhelyezési előírások, tehát ebből a szempontból hasznosításuk lényegében központilag nem szabályozott.

1.6.1.3 Hulladéklerakó telepeken történő hasznosítás

A hulladéklerakó telepek megtelt parcelláinak borítása ma már jellemzően a helyszínen telepített komposztáló létesítmények termékével történik. Ezek a technológiák javarészt a települési zöldhulladékok ily módon történő hasznosítását végzik, melyen túlmenően akár nagyobb mennyiségű szennyvíziszap feldolgozását majd rekultivációs célú hasznosítását is lehetővé teszik. A magyarországi hulladéklerakó telepek többségénél engedélyezett a szennyvíziszap fogadása. 2013-as adatok alapján a hazai hulladéklerakó telepeken összesen 423.000 t/év komposztáló kapacitás biztosított (SZKHS, 2014). Tekintettel arra, hogy a szennyvíziszap hulladéklerakókban történő elhelyezése ritkán gyakorlat és csak kritikus esetekben történik (pl. szennyvíztisztító telep iszapkezelési technológiájának karbantartása vagy meghibásodása) annak költségei ritkán ismerhetők meg.

1.7 A szennyvizek, szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok mezőgazdasági hasznosítása napjainkban

1.7.1 A mezőgazdasági hasznosítás jogszabályi háttere

A szennyvíziszapok hatékony és környezetszennyezést kizáró módon történő mezőgazdasági hasznosítása különös odafigyelést igényel, emiatt alkalmazásuk lehetséges módjait és feltételeit jogszabályok rögzítik. Ennek oka egyrészt a stabilizált szennyvíziszapok esetleges toxikusanyag-tartalma és fertőzőképessége, másrészt, hogy nem kellő körültekintéssel végzett alkalmazásuk, túlzásba vitt kihelyezésük negatív következményekkel járhat a talaj ökoszisztémájára, összetételére és ezen keresztül a talajvíz minőségére is. A környezetre nézve a szennyvíziszapok ellenőrizetlen felhasználása emiatt potenciális veszélyforrás. A szennyvizek, szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása csakis szabályozott körülmények között, a környezetvédelem és a talajvédelem szempontjait szem előtt tartva, a hatályos jogszabályoknak megfelelően történhet.

A szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének jelenleg érvényben lévő szabályait az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet rögzíti. A szabályozás célja, hogy elkerülhetővé váljanak a talajra, a felszíni és felszín alatti vizekre, valamint a növényi, állati és emberi egészségére gyakorolt káros hatások. A hivatkozott Kormányrendelet a 86/278/EGK irányelv („szennyvíziszap irányelv”) alapján készült, az abban megfogalmazott ajánlásokat felülvizsgálva és átültetve a hazai jogi gyakorlatba.

Ahhoz, hogy a szennyvíziszap szervesanyagai és tápanyagai a talajban minél hatékonyabban hasznosításra kerüljenek, fontos, hogy ezek a komponensek minél nagyobb arányban és könnyen felvehető formában legyenek jelen, továbbá a szennyvíziszapban megtalálható környezetre veszélyes és a növényi növekedést gátló összetevők (pl. nehézfémek, szerves mikroszennyezők), és a patogén mikroorganizmusok előfordulása minimális legyen. Éppen ezért kezeletlen szennyvíziszapok kihelyezése törvényileg tiltott, és mezőgazdasági hasznosítását megelőzően a szennyvíziszapot valamilyen eljárással stabilizálni szükséges. Ez lehet akár kémiai, vagy hőkezeléssel járó eljárás is, azonban a gazdasági szempontokat figyelembe véve a legtöbbször valamilyen biológiai módszert alkalmaznak. Ezek közé tartozik a hazánkban is elterjedt szennyvíziszap-rothasztás és a szennyvíziszap-komposztálás. A kezeletlen szennyvíziszapokhoz hasonlóan a mezőgazdaságban tisztítatlan szennyvíz sem használható fel. Mezőgazdasági területeken talajjavítás céljára csakis olyan szennyvizek alkalmazhatók, melyek összetétele az abban található szabályozott komponensek tekintetében nem haladja meg a hatályos jogszabályokban megállapított határértékeket.

A szennyvíziszap termőföldön történő hasznosítása a termőföld védelméről szóló 2007. évi CXXIX. törvény és az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján a mindenkor illetékes talajvédelmi hatóság engedélyéhez kötött. A mezőgazdasági alkalmazással kapcsolatban benyújtott kérelmet az illetékes szakhatóság bírálja el. A szakhatósági feladatokat jelenleg a NÉBIH Növény-, Talaj- és Agrár-környezetvédelmi Igazgatóság Talajvédelmi Hatósági Osztálya látja el. A szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok mezőgazdasági felhasználásának engedélyezési eljárásához talajvédelmi terv készítése is szükséges, aminek tartalmi és formai követelményeit a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló 90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet rögzíti. Amennyiben a kérelem a jogszabályban előírt feltételeknek megfelel, a tervdokumentációban részletezett körülmények között végzendő tevékenységet a szakhatóság határozat formájában engedélyezi, és egyben annak feltételeit is rögzíti. Mezőgazdasági felhasználása csak az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletben meghatározott feltételeket teljesítő szennyvíznek, szennyvíziszapnak és szennyvíziszap komposztnak engedélyezhető, adott mezőgazdasági területre vonatkozóan legfeljebb ötéves időtartamra.

Az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján az engedélykérelem elbírálásánál figyelembe vett legfontosabb szempontok a következők.

- Szennyvíz és szennyvíziszap nem használható fel olyan talajon, amely:
 - a rendelet 3. számú mellékletben közölt értékeket meghaladó koncentrációban tartalmaz mérgező (toxikus) elemeket és káros anyagokat;
 - pH-értéke 5,5-nél alacsonyabb (ha a talaj pH-értéke 5,5-6,2 közötti, a szennyvíz és szennyvíziszap felhasználása csak mésztrágya egyidejű kijuttatásával lehetséges);
 - szélsőséges mechanikai összetételű, azaz durva homok vagy nehéz agyag;
 - termőrétegének vastagsága 60 cm-nél kevesebb;
 - talajvizének évi átlagos szintje 150 cm-nél magasabb, és a talajvíz legmagasabb átlaga nem éri el a 100 cm-t;

- felszíne fagyott, hóval borított, vízzel telített.
- Szennyvíziszap komposzt nem használható fel olyan talajon:
 - a rendelet 3. számú mellékletben közölt értékeket meghaladó koncentrációban tartalmaz mérgező (toxikus) elemeket és káros anyagokat;
 - talajvizének évi átlagos szintje 150 cm-nél magasabb, és a talajvíz legmagasabb átlaga nem éri el a 100 cm-t;
 - felszíne fagyott, hóval borított, vízzel telített.
- Szennyvíz, szennyvíziszap, szennyvíziszap komposzt felhasználása tilos:
 - zöldség- és talajjal érintkező gyümölcsök termesztése esetében a termesztés évében, valamint az azt megelőző évben;
 - védett természeti területen;
 - ökológiai gazdálkodással érintett földterületeken;
 - rét, legelő művelési ágban hasznosított mezőgazdasági területen;
 - a felszíni vizek külön jogszabályban meghatározott parti sávjában és hullámterében, árvíz és belvíz, valamint a fakadó és szivárgó vizek által veszélyeztetett és vízjárta mezőgazdasági területeken;
 - azokon a karsztos területeken, ahol a felszínen vagy 10 méteren belül a felszín alatti mészkő, dolomit, mész- és dolomitmárga képződmények találhatóak.

A szennyvíziszapoknak a mezőgazdasági hasznosítását megelőző legalább 6 hónapig történő tárolását szintén jogszabály rögzíti. A rendelet kiemeli, hogy termőföldön szennyvíziszap nem tárolható, tehát a felhasználásra kijelölt mezőgazdasági területre csak az azonnal felhasználható és bedolgozható mennyiség szállítható ki, szinte valamennyi esetben kizárólag a vegetációs időszakon kívül. A szennyvíziszap évente kijuttatott mennyisége a szárazanyag-tartalom szempontjából nem haladhatja meg a 10 t/ha értéket. A szennyvizek és szennyvíziszapok felhasználása csakis ellenőrzött körülmények között történhet, ezért a felhasználó részére a jogszabály bejelentési, nyilvántartási és bevallási kötelezettséget ír elő.

Amennyiben a szennyvíziszap komposzt a 36/2006. (V. 18.) FVM rendeletben előírtnál nagyobb mennyiségű toxikus anyagot nem tartalmaz és a rendeletben foglalt egyéb minőségi követelményeknek is megfelel, terméskomposzt anyaggá minősíthető. A terméskomposzt anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról a fent említett FVM rendelet rendelkezik. A terméskomposztok természetesen tágabb felhasználási területtel rendelkeznek, mint az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet hatálya alá tartozó szennyvíziszap komposztok, és a terméknek ez esetben az engedélyezett mezőgazdasági hasznosításnál szigorúbb határértékeknek kell megfelelniük.

A jelenlegi jogi szabályozás alapján különbséget kell tenni az energetikai célból művelt erdő és az energetikai célra telepített fásszárú energiaültetvény között. A szennyvíziszap vagy szennyvíziszap komposzt felhasználása tekintetében az energiaerdőre vonatkozó jogszabályi döntéseket a 2009. évi XXXVII. törvény alapján kell meghozni (erdőgazdálkodás), miközben az energia ültetvény esetében a mezőgazdasági területnek egy alternatív célú felhasználása

történik (mezőgazdaság), így arra az 50/2001 (IV. 3.) Kormányrendelet rendelkezései vonatkoznak.

Az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény (Etv.) kimondja, hogy az erdőben szennyvíz, hígtrágya vagy talajszennyező anyag, valamint szennyvíziszap elhelyezése tilos. Az erdészeti hatóság ugyanakkor a hivatkozott törvény értelmében engedélyezheti a hulladéknak nem minősülő és mezőgazdasági hasznosítású termőföldön alkalmazható szennyvíziszap alkalmazását talaj előkészítésére erdőtelepítéshez, valamint mesterséges erdőfelújítás során a talaj tápanyagtartalmának és vízgazdálkodásának javítása céljából, amennyiben a terület nem minősül védett természeti területnek és nem esik Natura 2000 besorolás alá. Az ilyen célú hasznosítás további feltétele, hogy az erdőgazdálkodó megfelelő akkreditációval rendelkező kutatóhely közreműködésével biztosítsa a kihelyezett szennyvíziszap termőhelyre és az erdei életközösségre való hatásainak folyamatos, legalább húsz éven keresztül történő figyelemmel kísérését. Az 50/2001 (IV. 3.) Kormányrendeletnek megfelelő összetételű szennyvíziszapok és termékkomposztok tápanyag-utánpótlásra történő hasznosítására tehát erdős területeken is van lehetőség.

Mivel a jelenlegi jogi szabályozást (50/2001. (IV.3) Korm. rendelet) figyelembe véve a kezelt települési szennyvíziszapok még a nagyobb városok koncentráltabb és szennyezettebb iszapjai esetében is megfelelnek mezőgazdasági célokra, felhasználásukat ezért távlatban csak a határértékek esetleges szigorodása, a vizsgált paraméterek bővülése, vagy a gazdálkodók felhasználási hajlandóságának – további – csökkenése korlátozhatja.

1.7.2 A szennyvizek mezőgazdasági hasznosítása

A tisztított lakossági szennyvíz és szennyvíziszap hatékony újrafelhasználásának lehetősége a mezőgazdasági termelésbe történő visszavezetés, a szennyvíz és az iszap talajon és talajban történő hasznosításán keresztül. A tisztított szennyvíz öntözése a talaj vízutánpótlása szempontjából lehet fontos tényező, míg a szennyvíziszap kihelyezése a talajok termékenységének javítását, a talajerő utánpótlását szolgálhatja (Zorpas, 2017; Oron, 2017). Friss felmérések alapján a világ népességének 40%-át érinti a vízhiány (Matamoros and Bayona, 2017). Azokon a területeken, ahol az édesvíz rendelkezésre állása korlátozott, a szennyvíz alternatív forrás a növények öntözésére (Khan et al., 2018).

Habár az öntözésre szánható tisztított szennyvíz szervesanyag- és tápanyag-tartalma minimális, tartalmazhat olyan nem kívánatos komponenseket, melyek az eleveniszapos tisztítás során teljesen nem távolíthatók el. A tisztított szennyvíz jellemző mikroszennyezői a nehézfémek, a mérgező szerves vegyületek, a vegyszermaradványok, a xenobiotikumok és a gyógyszermaradványok (Kalavrouziotis és Koukoulakis, 2017). A legfrissebb kutatási eredmények azt mutatták, hogy a kezelt szennyvíz és szennyvíziszap antibiotikumokat, epilepsziás szermaradványokat, láz- és fájdalomcsillapító szereket és egyéb gyógyszermaradványokat tartalmazhat (Papageorgiou et al., 2018; Andreu et al., 2016).

A felsorolt szennyezőanyagok koncentrációja a települési tisztított szennyvízben rendszerint alacsony, de biológiai bonthatalanságuk miatt a talajba kerülve felhalmozódhatnak, a talajvízbe

jutva azon keresztül további területeket szennyezhetnek el, illetve a talajból történő növényi felvételük miatt közvetlenül is veszélyeztethetik az emberi egészséget (Papaioannou et al., 2019). Számos országban a szennyvíz öntözése a felsorolt kockázatok miatt nem elfogadott (Ahmad et al., 2019). A szennyvízben található nehézfémek állandósult jelenléte miatt a kezeletlen és részben tisztított szennyvíz folyamatos öntözése a mezőgazdasági földterületen egyértelműen növelheti a talaj és azon keresztül egyes termesztett növényfajták nehézfém-tartalmát. Egyes szakemberek szerint a búza kiemelkedő fémakkumuláló képességgel rendelkezik, ennek megfelelően nagy mennyiségű nehézfémet vesz fel a szennyvízzel történő öntözés során (Ahmad és mtsai., 2018; Nadeem és mtsai., 2019).

A bemutatott példák egyértelműen mutatják, hogy a bizonytalan összetételű szennyvizek ellenőrizetlen öntözése nem csak a környezetre nézve jelent közvetlen kockázatot, de az emberi egészséget is veszélyezteti. Amennyiben viszont a tisztított szennyvíz összetétele megfelel a kibocsáthatóság legszigorúbb feltételeinek, a szennyvíz elszikkasztása vagy előöntözése mindenképpen támogatható alternatívát jelentenek. Ily módon a szennyvíz mezőgazdasági hasznosítása hosszabb távon sem okoz környezeti kockázatot, egyben támogatja a vízkészlettel való takarékoskodást és az édesvíz helyben tartását.

1.7.3 A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása

Összetételükből adódóan a települési szennyvíziszapok a mezőgazdaság számára jól hasznosítható segédanyagot jelentenek. A termőföldekre kijuttatva fontos makro- és mikrotápanyagokat biztosítanak a növények számára, növelik a talaj szervesanyag-tartalmát és adszorpciós kapacitását, javíthatják annak fizikai tulajdonságait, továbbá a talaj vízgazdálkodását is előnyösen befolyásolják (Lajayer et al., 2019). A szennyvíziszapok ugyanakkor a talajban történő hasznosíthatóság szempontjából káros komponenseket is tartalmaznak. Ezek egy része mindössze a talaj minőségét befolyásolja kedvezőtlenül, míg más összetevők bizonyos koncentráció felett a talajökoszisztémára és a termesztett növények fejlődésére is kifejezetten káros hatással lehetnek. A szennyvíziszapok talajhasználatát korlátozó komponensek többek között a nehézfémek is, melyek jelentős negatív hatással lehetnek a talaj termékenységére, a növények minőségére, továbbá a táplálékláncba kerülve súlyos veszélyt jelenthetnek az emberi egészségre (Kchaou et al., 2018a). Koupaie és Eskicioglu (2015) és Yagmur és társai (2017) szerint kimutatható módon csak a nagy dózisu és ismételt szennyvíziszap kihelyezés növeli a talaj és a növényi szövetek fémkoncentrációját.

A szennyvíziszap só- és ammóniumtartalma szintén hátrányos lehet, hiszen bizonyos koncentráció felett erőteljes csírázásgátló hatást idéznek elő. Ezt megerősítik Kchaou és társai (2018b) tapasztalatai, akik csírázási tesztek elvégzésével bizonyították a szennyvíziszap bizonyos toxikus tulajdonságainak fennállását. Tritikálé termesztését vizsgálva kimutatták, hogy a szennyvíziszap nagyobb mértékű alkalmazása a vetőmagok csírázási sebességének csökkenéséhez vezet.

Egy másik tanulmány szerint a szennyvíziszap intenzív kihelyezése (25-250 t/ha) jelentősen javította a talaj fizikai-kémiai tulajdonságait azáltal, hogy csökkentette a sűrűséget, az

elektromos vezetőképességet, a pH-t, és növelte a talaj szerves széntartalmát, kationcserélő képességét, nitrogén- és foszfortartalmát (Zuo et al., 2019).

Kchaou és társai (2018a) összehasonlították a különféle dózisú (6-12-18 t/ha) szennyvíziszappal történő talajjavítás eredményeit a műtrágya felhasználásával végzett tápanyag-utánpótlás hatásaival a növényi növekedés szempontjából. Megfigyeléseik szerint a szennyvíziszap alkalmazása javítja a termékenységet, növeli a talaj szárazanyag-tartalmát és részben ezeken keresztül fokozza a termesztett növény (tritikálé) növekedését. A szennyvíziszap alkalmazásához kapcsolódóan ugyanakkor nem figyeltek meg nehézfém által okozott negatív hatásokat. Az általuk felhasznált rothasztott és víztelenített települési szennyvíziszap nehézfém-tartalma (70,5 mg Cr/kg sz.a., 3,6 mg Pb/kg sz.a., 470 mg Zn/kg sz.a., 0,66 mg Cd/kg sz.a., 120 mg Cu/kg sz.a.) átlagon alulinak tekinthető még akkor is, ha az kizárólag lakossági eredetű, és az érintett területen lényeges ipari termelés nem folyik. Ennek ellenére a szennyvíziszap alkalmazása csekély mértékben ugyan, de megnövelte a növények cink-, nikkel- és krómtartalmát. A cink toxikus koncentrációja a növényekben 230 mg/kg, réz esetében ez az érték 20 mg/kg. A növényzet rézkoncentrációja még 18 t/ha kihelyezett iszapmennyiség mellett is 12 mg/kg alatt maradt. A szennyvíziszap tápanyagtartalma (24 gN/kg és 12 gP/kg) szintén nem volt kiemelkedő, de ez az alkalmazott legnagyobb iszapdózis (18 t/ha) mellett 432 kg/ha N kijuttatást eredményezett, ami 2,5-szerese a magyarországi jogszabályban engedélyezett mennyiségnek (170 kg/ha/év). Ez már kétségtelenül eredményezheti a vizsgált kultúra fokozott növekedését. A tanulmány egyértelműen kimutatta, hogy a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása javítja a növények növekedését és a felszínen a növényi biomassza képződését, illetőleg biztosítja a termesztett növények nitrogén-, foszfor- és egyéb tápanyagigényének nagy részét.

A bemutatottakon kívül számos publikáció ismertette már a szennyvíziszap alkalmazásának előnyeit a mezőgazdasági talajokon, Egyben kimutatták, hogy a szennyvíziszap – különösen nagyobb arányban történő – alkalmazása pozitívan befolyásolja a növekedési paramétereket és ezen keresztül a biomassza előállítását (Bedada et al., 2014; Kchaou et al., 2018a). A tanulmányok eredményei összhangban vannak azzal kapcsolatban, hogy bár a kihelyezett iszapokban valamennyi esetben előfordulnak nehézfémek, a növényekben mégsem mérhető számottevő mennyiségű növekedés, amiből viszont az következik, hogy a nehézfémek a talajban eltérő mértékben ugyan, de bizonyosan felhalmozódnak. A települési szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának következtében a talajok nehézfém-tartalma akár 10-100-szorosa is lehet a háttérkoncentrációnak (McBrid, 1995). Különösen magasnak hat ez a feldúsulás annak ismeretében, hogy a talajok nehézfém-tartalmának növekedése az egyéb antropogén hatások miatt (pl. közlekedés, lerakódás, mezőgazdaság) átlagosan mindössze 10-15%-kal emelkedett az elmúlt évszázadban (McBrid, 1995). Bár a rövid távú kísérletek alapján nem mutatható ki egyértelmű talajminőség-romlás, koránt sem biztos, hogy évtizedes alkalmazás esetén nem jelentkeznek túlzottan negatív hatások. Emiatt rendkívül fontosak a hosszú távú vizsgálatok, melyek célja, hogy pontosabban meg lehessen becsülni az iszapok mezőgazdasági hasznosításának tényleges környezeti hatásait. A hosszú távú hatások megértése után lehet alapvetően nyilatkozni arról, hogy a szennyvíziszap mezőgazdasági

hasznosíthatása mennyire pozitív, és alkalmazásával közelebb kerülhetünk-e a fenntartható mezőgazdasági gyakorlat kialakításához. A szennyvíziszap több éven át tartó alkalmazásánál mindenképpen figyelembe kell venni a nehézfémek esetlegesen túlzott felhalmozódásának lehetőségét, melyet a kihelyezett iszap és a talaj összetételének rendszeres ellenőrzésével lehet a legbiztosabban nyomon követni.

A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának pozitív és negatív hatásai is ismertek, ebből adódóan a szakemberek alapvetően kétféleképpen gondolkodnak a szennyvíziszap talajon történő alkalmazásával kapcsolatban. A gondolkodásmódot valamennyi esetben az határozza meg, hogy a szennyvíziszapot értékes mellékterméknek vagy veszélyes hulladéknak tekintjük, illetőleg mezőgazdasági hasznosításra gazdasági előnyként vagy környezeti kockázatként tekintünk. Sajnos a szennyvíziszap elhelyezés problémájához ma kevesen állnak elfogulatlanul.

1.7.3.1 A komposztálás hatása a szennyvíziszapok nehézfém tartalmára

A komposztálást gyakran környezetbarát folyamatnak tekintik, amelynek célja a szerves anyagokat tartalmazó hulladék ártalmatlanítása. A komposztálásnak stabil, fitotoxikus tulajdonságokkal nem bíró terméket kell eredményeznie, amely a higiéniai szempontok alapján is biztonságosnak tekinthető. Szintén követelmény a komposztokkal szemben, hogy a termék megfelelő humusztartalommal (humuszvegyületekkel) rendelkezzen. A komposztok mezőgazdasági felhasználását jogszabályilag korlátozhatja az abban található nemkívánatos anyagok jelenléte. Ez a probléma különösen olyan termékek esetén merülhet fel, melyek alapanyagául szerves vagy szervesetlen mikroszennyezőket is tartalmazható hulladékok (pl. kommunális szennyvíziszap) szolgálnak. A szerves anyagok komposztálása jelentős hatással van az alapanyagban esetlegesen megtalálható nehézfémek előfordulási formáinak (mobil vagy kötött) változására (Gondek et al., 2018).

A komposztálás során a mikrobiológiai tevékenység eredményeként az alapanyag szervesanyag-tartalma jelentősen csökken. Ezzel párhuzamosan a szerves vegyületek szerkezete is módosul, ami a komposztált biomassza tulajdonságait is megváltoztatja. A komposztált biomassza átalakulásának intenzitását a szerves vegyületek és tápanyagok jellege, továbbá azok mikroorganizmusok számára való hozzáférhetősége határozza meg. A szerves vegyületek lebomlása és új szerves összeköttetések szintézise jelentősen megváltoztathatja nemcsak a szén-, a nitrogén-, a humusz- és fulvosavtartalmat, hanem a komposztált anyagokban lévő nehézfémek összes és mobil formái közötti kapcsolatot is. A szerves vegyületek mineralizációja aktiválhatja a nehézfémek kezdetben kötött formáit is. Ez növeli hozzáférhetőségüket a talajban, lehetőséget teremtve ezáltal a növényi biomasszában való felhalmozódásukra. A nehézfémek elérhetősége közvetlenül az iszap kijuttatását követően a legmagasabb, de utána folyamatosan csökken. A kezdeti nagy hozzáférhetőség oka az iszap szervesanyag-tartalmának bomlása során felszabaduló szerves savak által generált fokozott nehézfém-mobilitás (McBrid, 1995).

Ingelmo et al., (2012) szerint a szerves anyagok komposztálása növeli a nehézfémek mobil formáinak arányát. Részben ezzel is magyarázhatók a szennyvíziszap komposztokra vonatkozó szigorúbb nehézfém határértékek a szennyvíziszapokkal szemben. A komposztálás során tehát a szerves anyagok bontása és humin vegyületek (pl. aszparaginsav, citromsav, glutaminsav, almasav, oxálsav) szintézise (humifikációs folyamat) egyaránt történik. A humin vegyületek képződésével ugyanakkor jelentősen emelkedik azon funkcionális csoportok száma, amelyek képesek a nehézfémeket a komposztált biomasszában megkötni (Zeng et al., 2014). Ezekkel a savakkal a nehézfémek fém-komplexeit képeznek. Így a komposztálás során a nehézfémek hozzáférhetőségének változását tekintve kettő, egymással ellentétes hatású folyamat zajlik le.

A komposztálás technológiai tényezőinek sokfélesége és a környezeti feltételek változása együttesen befolyásolja a komposztok alapanyagainak átalakulását és ezáltal a nehézfémek mobilitását is mind a komposztáló telepen, mind pedig kihelyezést követően a talajban. Ezek a tényezők meghatározzák a szerves és ásványi kapcsolatok természetét, melynek következménye a nehézfémek megváltozott biológiai hozzáférhetősége a növények számára Al-Wabel et al., 2015). Következésképpen a nehézfémek jelenléte és rendelkezésre állása közötti egyensúly állandóan változik. A leírtak alapján elmondható, hogy a komposztalapanyagok kiválasztása alapvetően befolyásolja a stabilizálás során végbemenő változások dinamikáját.

Annak érdekében, hogy a két folyamat közül minél inkább a mobilitás csökkenése domináljon, érdemes olyan anyagokat (leginkább melléktermékeket, zöld hulladékokat, szerves hulladékokat) keresni és megvizsgálni, melyeknek a komposztált biomasszába történő bekeverése növeli a nehézfémek megkötésének hatékonyságát, amik így a komposzt kihelyezése és beszántása után stabilabbak maradnak a talajban. A kapcsolódó szakirodalmat áttekintve elmondható, hogy erre vonatkozóan erőteljes kutatás zajlik, illetve pont a nehézfémek és az egyéb adszorbeálható szennyezőanyagok megkötésének igénye vezette el a kutatókat a bioszén kifejlesztésére. Az irodalomban közölt eredmények azt mutatják, hogy a bioszén kedvező adszorpciós tulajdonságaiból (porózus szerkezet és nagy fajlagos felület) adódóan hatékonyan immobilizálhatja a káros szerves és szervetlen vegyületeket (Czekala et al., 2016, Penido et al., 2019). Ezen kívül a komposztálás során a szennyvíziszaphoz hozzáadott bioszén egyértelműen csökkenti a tápanyagok – főleg a foszfor és a kálium – kimosódását a talajból, segítve ezzel azok hosszú távú megtartását és minél nagyobb arányú hasznosítását (Kończak és Oleszczuk, 2018). Az ilyen és hasonló segédanyagok nehézfémekmegkötő képessége meghatározóan a felületi funkciós csoportok (például karboxil-, hidroxil- vagy fenol) jelenlététől függ.

Gondek és társai (2018) munkájuk során megállapították, hogy a szennyvíziszapot is tartalmazó komposztok talajban történő alkalmazása a nehézfémek mozgatható formáinak csökkenését eredményezte a talajban.

A szennyvíziszap bekeverése a legtöbb esetben lúgosítja a komposzt alapanyagot (Penido et al., 2019). A szennyvíziszap lúgos pH-ját a benne levő lúgosító szerves vegyületek (elsősorban a fehérjék) lebomlása eredményezi, ami egyidejűleg ammónium felszabaduláshoz vezet (Singh és Kalamdhad, 2013). Az ammóniumot a humuszanyagok megkötik. A komposztálás során

ugyanakkor pH csökkentő folyamatok is lezajlanak. A pH csökkenése leginkább a szervesanyag-bomlás eredményeképpen keletkező szerves savak (lásd fentebb) és a felszabaduló szén-dioxid hatására nyilvánul meg, amely folyamatok jelentősen növelhetik a fémek mobilitását.

A komposztok használatának általánosan ismert előnyeiben túlmenően még mindig nincs információ ezen termékek talajkörnyezetre gyakorolt hosszú távú hatásáról.

1.8 Szakirodalom összefoglalása

A dolgozat irodalmi összefoglalásában ismertettem a veszélyes elemek meghatározását, részletesen bemutattam a természetes és az emberi tevékenységhez kapcsolódó környezeti jelenlétüket, a szennyvizekre és szennyvíziszapokra jellemző általános előfordulásukat és a talajra, illetve az élő szervezetekre (növények, állatok, ember) gyakorolt hatásukat.

A szennyvíz összetételét érintő átalakulások miatt fontosnak tartottam, hogy az értekezés a városi szennyvíztelepekre érkező szennyvíz napjainkban jellemző nehézfém-tartalmának behatárolására is kiterjedjen, egyben felvázolva a települési szennyvíz nehézfém-koncentrációjában az elmúlt évtizedekben bekövetkezett változásokat. Ennek érdekében az elmúlt évtizedek szakirodalmi adatait részletesen megvizsgálva bemutattam a települési szennyvíz nehézfém-tartalmának változását, megemlítve az elem-tartalom változásának lehetséges okait is. Ezt követően külön fejezetet szenteltem a szennyvízből történő nehézfém-eltávolítás alkalmazott módszereinek bemutatására.

A világ több országából származó szakirodalmi adatokból kiindulva részletes információkat adtam a szennyvíziszap elem-tartalmáról, a talaj nehézfém-szennyezettségéről és a talaj nehézfém-tartalmának a növénytermesztésre gyakorolt hatásáról.

A szakirodalmi összefoglalóban részletesen kitértem a szennyvíziszap, mint melléktermék keletkezésének problémájára, az iszapkeletkezés tendenciájának és volumenének bemutatására és a szennyvíziszap ártalmatlanításának módszereire, különös figyelmet fordítva a mezőgazdaságban történő felhasználásának lehetőségére. Ehhez kapcsolódóan bemutattam a mezőgazdasági hasznosítás feltételeit rögzítő jelenlegi jogszabályi háttérrel, a szennyvíziszap termőföldön történő felhasználásának kockázatait, a mezőgazdasági kihelyezésből származó előnyöket és az ezirányú iszaphasznosítás korlátait.

A dolgozat következő részében a lakossági szennyvíz és a szennyvíziszap veszélyes elem-tartalmának meghatározásához alkalmazott vizsgálati módszerek ismertetését követően egy folyamatábra segítségével bemutatom a mintákat adó szennyvíztisztító technológiát és meghatározom a mintavételi pontokat. Mindezt a nehézfém-koncentrációknak az eleveniszapos tisztítás során bekövetkező változásának vizsgálatához felállított anyagmérlegek bemutatásával egészítem ki.

Ezután elvégzem a mért adatok és az azok alapján elkészített anyagmérlegek eredményeinek bemutatását, amiket ábrákkal is szemléltetek. Így a dolgozat olvasása során áttekintést kapunk

arról, hogy a szennyvíz nehézfém-tartalma a hagyományos biológiai szennyvíztisztítás során hogyan változik, és a technológia végén a befolyó nehézfém-tömeg milyen arányban oszlik meg a tisztított szennyvíz és szennyvíziszap között.

Később áttérek annak vizsgálatára, hogy napjainkban a szennyvíziszap veszélyes elem tartalma hogyan befolyásolja az iszap mezőgazdasági hasznosításának lehetőségét. Az általam meghatározott adatokat az érvényes jogszabályokban rögzített határértékek alapján, a talaj jellemző háttérszennyezettségét felhasználva végzem. Az ehhez kapcsolódóan általam tett megállapításokat két esettanulmánnyal támasztom alá, melyek a középtávú szántóföldi iszaphasznosításnak a talajokra tett hatását mutatják be, a mezőgazdasági hasznosításhoz kapcsolódó iszap- és talajösszetétel vizsgálatok adatai alapján.

A szántóföldi növénytermesztésben történő szennyvíziszap hasznosításhoz kapcsolódóan megvizsgálom az önmagában szennyvíziszappal történő tápanyag-utánpótlás realitását a víztelenített szennyvíziszap tápanyagtartalmának (makro-, mezo- és mikrotápanyagok) pontos meghatározásával, illetve annak a növények tápanyagigényével és a kereskedelemben kapható műtrágyák hatóanyag-tartalmával történő összevetésével. Megvizsgálom az iszapkihelyezésnek a műtrágyázással szemben jelentkező előnyeit és hátrányait, amiknél a tápanyag-utánpótlási igények mellett a gazdasági szempontokat is figyelembe veszem.

A szennyvíziszap-hasznosítás és a műtrágyázás költségeinek meghatározását követően felvázolok egy számítási metodikát, melynek célja a mezőgazdasági szakemberek döntésének támogatása a kizárólagos műtrágyázás és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítás lehetőségében. Ennek célja, hogy az említett két esetre felállítsak egy-egy olyan egyenletet, melyek segítségével a gazdálkodók mérlegelhetik, hogy az adott évben adott területen természeteni kívánt növénykultúra tápanyagellátásához a költségek szempontjából milyen tápanyagforrásokat érdemes igénybe venni és amikkel pontosan meghatározhatók talajerő javítás várható költségei.

2 Alkalmazott vizsgálati módszerek

A doktori értekezés bázisát jelentő eredmények a szennyvíz és szennyvíziszap minták összetételének meghatározásán alapulnak. Az elemzések során a minták fémtartalmát és tápanyagtartalmát mértem; és a vizsgát 20 elem koncentrációján túl valamennyi iszapminta szárazanyag-tartalmát is ellenőriztem.

Az elvégzett számításokhoz saját mérési eredményeimen túl a hatályos jogszabályokban rögzített határértékeket és szakirodalmi adatokat is felhasználtam, melyek eredetét minden esetben megjelöltem.

A mezőgazdasági hasznosíthatóságra vonatkozó számítások során az általam mért nehézfém koncentrációkat az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet mellékleteiben meghatározott határértékekhez viszonyítottam. Az egyes komponensek talajban megengedhető koncentrációját szintén a hivatkozott Kormányrendelet és a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet tartalmazza.

A tisztított szennyvíz összetételének vizsgálatánál a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet előírásaira hivatkoztam.

A jogszabályban megállapított összetételnek megfelelő szennyvíziszapok talajra kihelyezhető mennyiségét alapvetően az iszap nitrogéntartalma határozza meg, amit az 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet rögzít.

A természetes és szennyezett mezőgazdasági talajok jellemző nehézfém-tartalmára vonatkozó adatokat korábbi publikációkból és hazai szakemberekkel történő személyes egyeztetés során ismertem meg.

2.1 Mintavétel

A szennyvíztisztító telepen 31 alkalommal került sor a nyers szennyvíz, a tisztított szennyvíz és a víztelenített szennyvíziszap mintavételére. A mintavételek egymást követő napokon, azonos napszakban történtek. A mintavétel gyakoriságának meghatározásában a technológiára jellemző hidraulikai tartózkodási idő jelentett fontos szempontot.

A szennyvíz hidraulikai tartózkodási ideje 24 óra, ezért egy adott nap befolyó szennyvizének nehézfém-tartalmát a következő napon vett tisztított szennyvíz nehézfém-tartalmával hasonlítottam össze. A keletkező fölősiszap víztelenítése napi rendszerességgel történik, ezért az iszap nehézfém-tartalmát az előző napi nyers szennyvíz összetételéhez viszonyítottam.

A szennyvíz mintavételek az MSZ 1484-3 szabvány előírásai alapján történtek, az iszapminták pedig az MSZ 21470-1 szabvány szerint kerültek megvételre.

A szennyvíz- és szennyvíziszapmintákat műanyag tárolóedényben szállítottam a mérés helyszínére és a vizsgálatok elvégzéséig +4°C-on tároltam. A vizsgálatokat a minták nedvességtartalmának meghatározásával kezdtem.

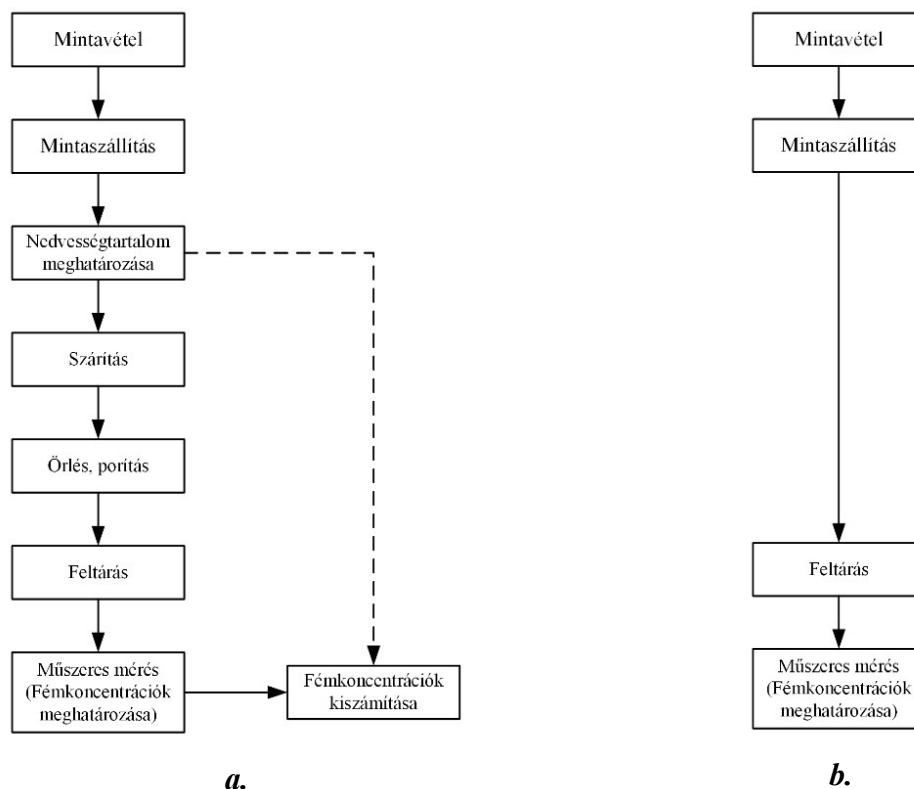
2.2 Alkalmazott analitikai meghatározási módszerek

2.2.1 Az elemtartalom meghatározása

2.2.1.1 Veszélyes elemek koncentrációjának meghatározása

A szennyvízminták és az iszapminták nehézfém-tartalmát ICP-AES módszerrel (Induktív csatolású plazma-atomemissziós spektrometria) határoztam meg az EPA6010C:2007 szabvány szerint. Az elemzés előtt a mintákat savas körülmények között fel kellett tártani. A minták feltárását zárt mikrohullámú roncsolóban végeztem. A roncsolás királyvizes környezetben (három rész sósav, egy rész salétromsav), meghatározott program szerint 165°C-on, nyomás alatt történő forralással zajlott le.

Az iszapminták vizsgálatánál a kivonatkészítéshez a szárazanyag-tartalom meghatározását követően 1 g szárazanyag-nak megfelelő mennyiségű őrölt és szárított mintát mértem be, melyhez kis részletekben sósavat és salétromsavat (3:1 arányban) adagoltam. Szobahőmérsékleten 2 órán át tartó pihentetést követően a feltárást az előre beállított működési programmal végeztem. A roncsolást követően az edényeket lehűtöttem, tartalmukat leszűrtem és ismert térfogatra hígítottam. Így a kapott extraktumban az egyes nehézfémek koncentrációja ICP-AES módszerrel meghatározhatóvá vált. Az extraktum nehézfém-koncentrációjából a minták szárazanyag-tartalma alapján az elvégzett hígításokat figyelembe véve a szennyvíziszap minták nehézfém-tartalma kiszámítható (17. ábra).



17. ábra. A mintaelőkészítés és a nehézfém-tartalom meghatározásának menete

a.: szennyvíziszap mintáknál; b.: szennyvízminták esetében

A szennyvízminták fémkoncentrációjának meghatározását az iszapmintákénál ismertetett módon végeztem azzal a különbséggel, hogy a homogén szennyvízminta szárazanyag-tartalmának meghatározására és annak figyelembevételére nem volt szükség (17. ábra).

Az ICP-AES módszer során a mintaoldatot 99,99% tisztaságú argongáz árammal induktív módon kapcsolt plazmává aeroszolosítják. A plazmában a minta összetevői elpárolognak és porlasztódnak. Az atomok és az ionok gerjesztés esetén fotonokat bocsátanak ki az elemekre jellemző frekvencián. A plazma fénykibocsátást spektrálisan felbontva, meghatározható az egyes elemek spektrális vonalának intenzitása. A vonal intenzitása és a koncentráció között általában lineáris kapcsolat van. Az adszorpciós skála a kalibrációs vakpróba és a törzsoldatokból készített kalibrációs standard oldatok felhasználásával rögzíthető. Az egyes elemekre vonatkozó lineáris összefüggés a koncentráció és az intenzitás között adott hullámhosszon több nagyságrenden keresztül biztosított. Az alkalmazott hullámhosszokat és az egyes elemek kimutathatósági határértékeit a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. A veszélyes elemek meghatározásánál alkalmazott hullámhosszok és a jellemző detektálási határok

Elem	Hullámhossz nm	Detektálási határ		Megengedhető koncentrációk mezőgazdasági felhasználás esetén ¹	
		iszapmintában mg/kg	vízmintában µg/l	iszapmintában mg/kg	vízmintában µg/l
Ag	328.068	0,2	1	-	-
Al	160.079	10	10	-	10 000
As	189.082	1	1	75	200
B	208.958	10	10	-	700
Ba	233.527	10	10	-	4 000
Cd	214.438	0,2	0,5	10	20
Co	228.616	1	1	50	50
Cr	205.560	5	1	1 000	2 500
Cu	324.754	5	5	1 000	2 000
Hg	184.950	0,1	0,2	10	10
Mo	202.030	1	2	20	20
Ni	231.604	2	2	200	1 000
Pb	220.353	1	1	750	1 000
Se	196.090	0,2	1	100	-
Sb	206.833	1	0,5	-	-
Sn	189.989	1	1	-	-
Zn	213.856	5	5	2 500	5 000

¹50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján

2.2.1.2 Tápanyagtartalom meghatározása

A szennyvíziszap minták összes nitrogéntartalmának meghatározását az MSZ 318/18-81 szabvány alapján végeztem. A módszer elve, hogy az iszapban található nitrogén-tartalmú

vegyületeket roncsolással ammóniummá alakítjuk, majd a nitrogéntartalmat lúgos desztillációt követően titrálással határozzuk meg.

A szennyvíz- és szennyvíziszapminták Ca-, K-, Mg-, Mn- és P-tartalmának meghatározása a veszyélelem-tartalom meghatározásánál ismertett módon történt. Az alkalmazott hullámhosszok és az egyes elemek kimutathatósági határértékei a 3. táblázatban láthatók.

3. táblázat. A tápanyagok esetében alkalmazott hullámhosszok és a jellemző detektálási határok

Elem	Hullámhossz	Detektálási határ	
		iszapmintában	vízmintában
	<i>nm</i>	<i>mg/kg</i>	<i>µg/l</i>
Ca	315.887	20	20
K	769.896	20	20
Mg	279.079	20	20
Mn	257.610	5	5
N	-	50	500
P	213.618	20	50

2.2.2 Szárazanyag-tartalom meghatározása

Az iszapminták szárazanyag-tartalmának meghatározását az MSZ 260/3-73 szerint végeztem. Az összes szárazanyag-tartalom meghatározása a minta 105°C-on tömegállandóságig történő szárításából áll. A szárazanyag-tartalmat százalékban kifejezve a szárítást követően kapott tömeg és a minta eredeti (nedves) tömege hányadosának 100-zal történő szorzata adja.

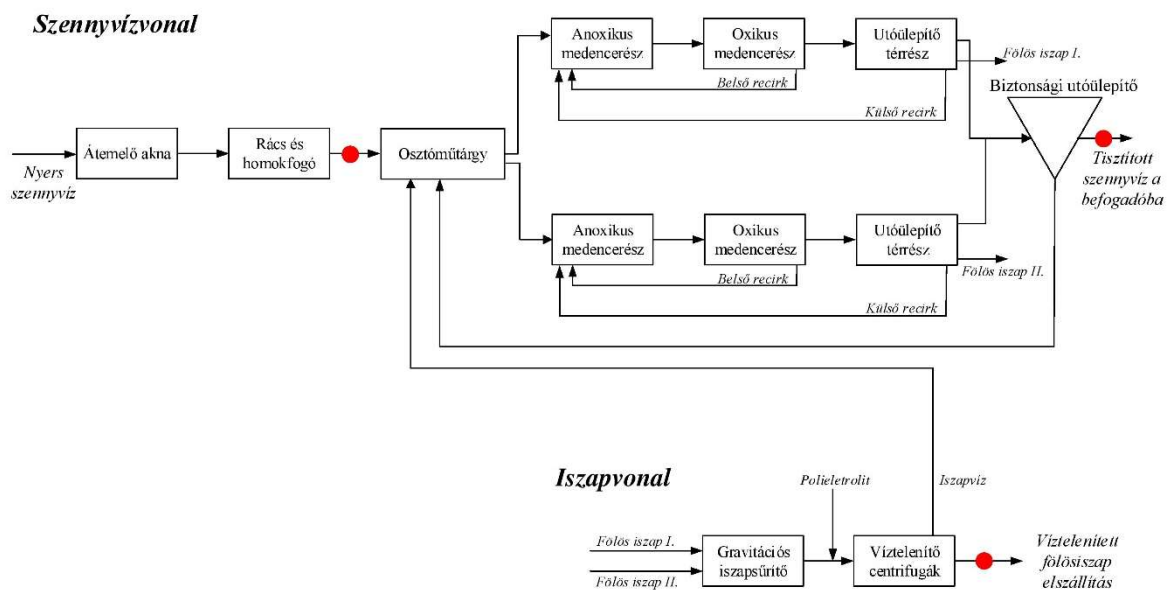
3 Vizsgálati eredmények és értékelésük

3.1 A szennyvizek nehézfém tartalmának változása az eleveniszapos szennyvíztisztítás során

3.1.1 A vizsgált szennyvíztisztító technológia bemutatása

A vizsgálathoz szükséges minták egy magyarországi kommunális szennyvíztisztító telepről származtak. A szennyvíztisztító telep egy kiemelt üdülőkörzet szennyvizét tisztítja, az érintett 10 településen meghatározó ipari tevékenység nem történik.

Az alkalmazott szennyvíztisztítási technológia előülepítés nélküli hagyományos eleveniszapos módszer, az érkező szennyvíz mechanikai és biológiai tisztításával és a keletkező fölösiszap gépi víztelenítésével (18. ábra). A napi 5.000 m³ mennyiségű szennyvíz megtisztítását biztosító technológia előülepítés nélkül üzemel, a nyers szennyvízzel érkező komponensek jellegükből adódóan csak a tisztított szennyvízzel, illetve a víztelenített iszapban koncentrálnak el a rendszert. A szennyvíztisztítás során az iszapvíztelenítéshez használt polimeren kívül további vegyszerfelhasználás nem történik. A vizsgált szennyvíztisztító telepen keletkező 20-25% szárazanyag-tartalmú szennyvíziszapot egy közeli komposztáló telepre szállítják, ahonnan további kezelést követően rekultivációs és mezőgazdasági célokra hasznosítják.



18. ábra. A vizsgált szennyvíztisztító technológia folyamatábrája

A nyári hónapokban a tisztító hidraulikai terhelése megközelíti és olykor meg is haladja a napi 5.000 m³-t, míg szezonon kívül a telepre érkező szennyvíz mennyisége a névleges kapacitás mindössze 30-50%-a. A vizsgálatok alapját képező mintavételek a nyári hónapokban történtek, ezzel is csökkentve az egyébként sem jellemző ipari terhelés hatásait. A technológiát elhagyó tisztított szennyvíz állandó vízfolyásba kerül bevezetésre.

A szennyvíztisztító technológia és annak kapacitása úgy került megtervezésre, hogy alkalmas legyen nem közművel összegyűjtött háztartási szennyvíz fogadására és tisztítására is. A szennyvíztisztító telepre érkező házi szippantott szennyvíz mennyisége télen 3 m³/nap, nyáron 40 m³/nap. A szippantott szennyvíz lefejtő- és mérőhelyen lehetőség van a beszállított szennyvíz pH, vezetőképesség és redoxpotenciál mérésére. A leeresztő cső laptolózárral van ellátva, amely nem megfelelő szennyvízösszetétel esetén megakadályozza a tartálykocsi tartalmának medencébe engedését.

A mechanikai szennyvíztisztító fokozat műtárgyai, gépei és berendezései kétszeres kapacitással épültek meg, lehetőséget teremtve arra, hogy a záporvíz mechanikai előkezelése (rács, homokfogó) már érkezéskor megtörténjen, s később a biológiai tisztítási fokozatra közvetlenül feladható legyen. A beérkező nyers szennyvíz mechanikai előkezelésére 2 db, együtt összesen 10.000 m³/d kapacitásra méretezett, megkerülő kézi ráccsal ellátott gépi finom rács – homok- és zsírfogó berendezés szolgál. A rendszer elején elhelyezett finomrács a szennyvízben lévő 5 mm-nél nagyobb szilárd szennyezők kiszűrését biztosítja. A szemcsés és abrazív anyagok (homok) a hosszanti átfolyású homokfogó térben ülepednek ki. A kiülepedett homokot szállítócsigák emelik ki a tartályból és juttatják el a berendezés melletti konténerekbe.

A rácsszűrt és homokfogott szennyvíz bukóvályún át az egyesített biológiai műtárgy osztóberendezésébe folyik, amely egyenletesen osztja el kétfelé a nyers szennyvizet. A hidraulikai túlterhelések levonulása után a záporvíztárolókból visszaemelt hígított szennyvíz (szennyezett csapadékvíz) is az osztóműbe érkezik.

Az osztóműt követően az egyesített műtárgy két azonos kialakítású, a hosszfőfalra szimmetrikus tisztítási sort tartalmaz. Az anoxikus és aerob medencék két-két térfélből állnak. Az osztóműből a nyers szennyvíz az anoxikus medencébe a bukón át érkezik. Az anoxikus tér elejére van bekötve a recirkulációs csatorna, víz alatti bevezetéssel. A recirkulációs csatorna az anoxikus medencébe befüggesztve halad. Az anoxikus medence két térfele két-két keverővel átkevert, az utolsó harmadába beépített levegőztető rendszer segítségével a technológiai igényektől függően aerob üzemállapot is fenntartható.

Az anoxikus tér belépési pontjával szembeni, átellenes oldalán vezetik át a szennyvíz-iszap keveréket az aerob medencébe. A szervesanyag-lebontáshoz és a nitrifikációhoz szükséges oxigén bevitelét négy ponton megtáplált mélylevegőztető rendszer és finom-buborékos diffuzorok biztosítják. Az aerob medencéből a nitrát-recirkulációt a medence végébe telepített szivattyú végzi a nagykörös recirkulációs csatornába emeléssel.

A tisztított szennyvíz és iszap keveréke az aerob medencéből az utóülepítőbe befüggesztett statikus pehelyképzőbe gravitál, ahonnan az ülepítő térbe folyik át. Az utóülepítőben műanyag láncos kotró üzemel, mely a fenék- és felszínkotrást folyamatosan végezve az iszapot a műtárgy zsompjába, az uszadékot pedig az uszadék leförlözőbe juttatja. Az utóülepítő túlsó végfalánál található az acélszerkezetű tisztavíz elvételi vályúk, melyek az ülepített tisztított szennyvizet egy közös elvezető csatornába vezetik, ahonnan a szennyvíz a fertőtlenítő medencébe áramlik. Innen külön aknába telepített átemelő szivattyúk nyomják a tisztított szennyvizet a befogadó vízfolyás irányába.

Az utóülepítőben leválasztott fölösiszap a gravitációs iszapsűrítőbe kerül, ahol a kezdeti 0,8-1%-os szárazanyag-tartalma 2-3%-ra emelkedik. A sűrítés során keletkező csurgalékvíz a technológia elejére kerül. A gravitációs sűrítő zsompjából az iszapot csigaszivattyúk továbbítják a centrifugákra. A víztelenítés polimer adagolásával történik. A víztelenítés során keletkező iszapvíz a technológia elejére visszavezetésre kerül.

3.1.2 Alapadatok és meghatározásuk

A dolgozat a lakossági szennyvíz összetételét és annak hatását vizsgálja. A vizsgált szennyvíztisztító telepre érkező nyers szennyvíz gyakorlatilag mentes az ipari hatásoktól, ezért a lakossági szennyvíz elemtartalmának vizsgálatára az érintett szennyvíztisztító telep reprezentatív mintákat szolgáltatott.

A mintavételi napokon a szennyvíztelepre érkező szennyvíz mennyiségét az 5. táblázat tartalmazza. A technológia üzemeltetésénél az egyes mosatási és hígítási folyamatokat tisztított szennyvíz felhasználásával végzik. A technológiában ivóvíz-felhasználás nem történik, és a keletkező mosóvizek valamennyi esetben a technológiai elejére kerülnek visszavezetésre és onnan ismét feladásra. Nyers szennyvíz a technológiára csak a mintavétel helyén érkezik, és a technológiát tisztított szennyvíz szintén csak a vizsgált elfolyó ponton hagyja el. Ez alapján a tisztított szennyvíz mennyiségét az adott napi nyers szennyvíz mennyiségével megegyezőnek tekintetem.

A keletkező fölösiszap mennyiségének meghatározása a kommunális szennyvíztelepeken nem gyakorlat. Az elszállított víztelenített iszap tömege ugyanakkor minden esetben regisztrálásra kerül, és annak szárazanyag-tartalmát is meghatározott időközönként mérik. A napi fölösiszap mennyiségét úgy becsültem, hogy hosszú időtávra összevettem a befolyó szennyvíz összes mennyiségét az ugyanezen időszakban elszállított víztelenített iszap mennyiségével. Ebből egy fajlagos értéket tudtam megállapítani, amivel az adott mintavételi napon érkező nyers szennyvíz mennyiségét megszorozva megkaptam a megtisztítása során keletkező víztelenített iszap mennyiségét (4. táblázat).

4. táblázat. A befolyó szennyvíz mennyiségére vonatkoztatott fajlagos iszaphozam meghatározása

Befolyó szennyvíz mennyisége (május-szeptember)	m^3	840 420
Elszállított víztelenített iszap mennyisége (május-szeptember)	kg	906 700
Fajlagos víztelenített iszaphozam	kg víztelenített iszap/ m^3 szennyvíz	1,07887

Mivel a víztelenített iszap szárazanyag-tartalma minden iszapmintában meghatározásra került, azt felhasználva a vizsgált napon keletkező iszapszárazanyag mennyisége a következő egyenlet szerint meghatározhatóvá vált:

$$M_{TS} = V_{Sz,be} * \alpha * C_{TS} \quad (6)$$

ahol: M_{TS} napi iszapszárazanyag mennyisége (kg)
 $V_{Sz,be}$ nyers szennyvíz napi mennyisége (m^3)
 α fajlagos víztelenített iszaphozam (-)
 C_{TS} víztelenített iszap szárazanyag-tartalma (kg/m^3)

A mintavételi napokon a technológiára érkező szennyvíz és keletkező szennyvíziszap mennyiségeket a szárazanyag-tartalom feltüntetésével az 5. táblázat mutatja.

5. táblázat. A befolyó szennyvíz és a keletkező szennyvíziszap mennyisége a mérési napokon

	Szennyvíz	Víztelenített i.	Iszapszárazanyag			Szennyvíz	Víztelenített i.	Iszapszárazanyag	
	<i>m³</i>	<i>kg</i>	<i>%</i>	<i>kg</i>		<i>m³</i>	<i>kg</i>	<i>%</i>	<i>kg</i>
1	5 095	5 497	20,72	1 139	17	5 438	5 867	20,58	1 207
2	5 019	5 415	19,80	1 072	18	5 577	6 017	20,16	1 213
3	4 910	5 297	24,50	1 298	19	5 926	6 393	19,10	1 221
4	6 111	6 593	19,57	1 290	20	6 044	6 521	20,60	1 343
5	5 400	5 826	19,21	1 119	21	6 219	6 709	19,74	1 324
6	7 455	8 043	21,10	1 697	22	5 259	5 674	19,58	1 111
7	7 352	7 932	20,50	1 626	23	5 296	5 714	20,49	1 171
8	5 734	6 186	19,08	1 180	24	5 236	5 649	20,74	1 172
9	5 722	6 173	20,38	1 258	25	5 364	5 787	20,11	1 164
10	5 584	6 024	21,11	1 272	26	5 508	5 942	20,80	1 236
11	5 535	5 972	20,68	1 235	27	6 055	6 533	21,30	1 391
12	5 596	6 037	20,30	1 226	28	5 674	6 121	20,25	1 240
13	6 139	6 623	18,80	1 245	29	5 503	5 937	19,25	1 143
14	6 014	6 488	20,50	1 330	30	5 473	5 905	18,75	1 107
15	5 623	6 066	19,26	1 168	31	5 611	6 054	20,45	1 238
16	5 272	5 688	19,49	1 109					

A vizsgált komponenseknek a szennyvíz és szennyvíziszap mintákban meghatározott koncentrációi mintavételi napokra lebontva a 2-4. mellékletben található. Az egyes komponensek legfontosabb statisztikai koncentrációit a 6. táblázatban foglaltam össze.

6. táblázat. A szennyvíz és szennyvíziszap minták nehézfém-koncentrációinak jellemző értékei

		Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	
Nyers szennyvíz	<i>min.</i>	<1	208	4,8	76	39	<1	<1	1	34	
	<i>μg/l</i>	<i>max.</i>	1	2240	10,4	111	101	<1	1	12,4	151
	<i>átlag</i>	<1	850	7,56	87,3	58,9	<1	<1	5,45	78,26	
	<i>medián</i>	<1	592	7,70	86	55	<1	<1	5,9	63	
	<i>átl. elt.</i>	n.é.	555	1,22	5,17	10,8	n.é.	n.é.	2,66	30,57	
	<i>szórás</i>	n.é.	633,5	1,48	7,22	13,6	n.é.	n.é.	3,13	34,82	
Tisztított szennyvíz	<i>min.</i>	<1	<10	3,7	51	23	<1	<1	<1	5	
	<i>μg/l</i>	<i>max.</i>	<1	21	8,0	92	74	<1	<1	<1	31
	<i>átlag</i>	<1	<10	5,78	77,1	38,5	<1	<1	<1	12,5	
	<i>medián</i>	<1	<10	6,0	78,0	38	<1	<1	<1	11	
	<i>átl. elt.</i>	n.é.	n.é.	0,97	5,67	7,43	n.é.	n.é.	n.é.	5,69	
	<i>szórás</i>	n.é.	n.é.	1,18	7,81	10,12	n.é.	n.é.	n.é.	7,02	
Szennyvíziszap	<i>min.</i>	<0,2	2440	4,55	24,7	71,0	0,21	2,40	21,90	161	
	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>max.</i>	4,01	4530	12,3	46,2	144,0	0,86	3,83	33	417
	<i>átlag</i>	<0,7	3315	8,21	37,2	109,1	0,63	3,14	27,33	262,9	
	<i>medián</i>	<0,2	3240	8,20	37,6	114,0	0,68	3,12	27,40	261	
	<i>átl. elt.</i>	n.é.	476	1,61	3,32	16,83	0,11	0,23	1,72	57,67	
	<i>szórás</i>	n.é.	5,79	1,95	4,40	20,34	0,15	0,31	2,48	69,93	

		Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn	
Nyers szennyvíz	<i>min.</i>	<1	3,00	4,00	1,00	<1	1,80	3,00	145	
	<i>μg/l</i>	<i>max.</i>	<1	11,0	22,0	13,00	2	6,30	11,70	570
		<i>átlag</i>	<1	4,38	10,2	5,06	<1	3,71	6,17	273,3
		<i>medián</i>	<1	4,00	9,00	4,00	<1	3,90	5,40	225
		<i>átl. elt.</i>	n.é.	1,00	3,52	3,05	n.é.	0,76	1,72	93,4
		<i>szórás</i>	n.é.	1,52	4,73	3,63	n.é.	0,98	2,15	112,4
Tisztított szennyvíz	<i>min.</i>	<1	1,70	2,00	<1	<1	<1	<1	2	
	<i>μg/l</i>	<i>max.</i>	<1	4,10	8,00	1	<1	4,10	4,40	71
		<i>átlag</i>	<1	2,36	3,30	<1	<1	2,65	1,79	29,5
		<i>medián</i>	<1	2,00	2,00	<1	<1	3,00	1,15	24
		<i>átl. elt.</i>	n.é.	0,50	1,62	n.é.	n.é.	0,84	0,84	16,2
		<i>szórás</i>	n.é.	0,62	1,98	n.é.	n.é.	0,95	1,03	19,9
Szennyvíziszap	<i>min.</i>	0,12	5,33	17,1	15,60	2,32	1,55	11,10	655	
	mg/kg sz.a.	<i>max.</i>	0,47	13,1	46,8	24,40	3,74	10,10	29,40	1542
		<i>átlag</i>	0,28	7,76	31,3	19,90	2,98	4,36	21,40	979,2
		<i>medián</i>	0,28	7,62	32,0	19,10	2,88	3,26	21,70	960,0
		<i>átl. elt.</i>	0,10	1,13	6,45	1,79	0,51	2,20	3,93	182,4
		<i>szórás</i>	0,12	1,64	8,19	2,17	0,72	2,67	4,99	226,4

A napi nehézfémmerlegek felállításához az alábbi adatokat használtam fel:

- Befolyó szennyvíz mennyisége
- Keletkező szennyvíziszap mennyisége
- Befolyó szennyvíz nehézfém-koncentrációja
- Elfolyó szennyvíz nehézfém-koncentrációja
- Víztelenített szennyvíziszap nehézfém-tartalma

A mérleg felállításához a napi érkező és távozó mennyiségeket az egyes komponensek szempontjából az alábbi egyenletek szerint számítottam.

Befolyó szennyvízzel érkező nehézfém mennyisége:

$$M_{X,be} = V_{X,be} * C_{X,be} \quad (7)$$

ahol: $M_{X,be}$ nyers szennyvízzel érkező nehézfém mennyisége (g)
 $V_{X,be}$ nyers szennyvíz mennyisége (m³)
 $C_{X,be}$ nyers szennyvízben mért nehézfém-koncentráció (g/m³)

Elfolyó szennyvízzel távozó nehézfém mennyisége:

$$M_{X,el} = V_{X,el} * C_{X,el} \quad (8)$$

ahol: $M_{X,el}$ elfolyó szennyvízzel távozó nehézfém mennyisége (g)
 $V_{X,el}$ elfolyó szennyvíz mennyisége (m³)
 $C_{X,el}$ elfolyó szennyvízben mért nehézfém-koncentráció (g/m³)

Víztelenített iszappal távozó nehézfém mennyisége:

$$M_{X,isz} = M_{TS} * C_{X,TS} \quad (9)$$

ahol: $M_{X,isz}$ víztelenített iszappal távozó nehézfém mennyisége (g)
 M_{TS} iszapszáranyag mennyisége (kg)
 $C_{X,TS}$ víztelenített iszapban mért nehézfém-tartalom (g/kg)

A technológiai kialakításából és a vizsgált komponensek jellegéből adódóan a nyers szennyvízzel érkező nehézfémek csak a tisztított szennyvízzel, illetve a víztelenített iszapban koncentrálódva hagyhatják el a rendszert (18. ábra). Ennek megfelelően optimális esetben a tisztított szennyvízzel távozó és a víztelenített iszapban koncentrálódó nehézfém mennyiségek összegének a nyers szennyvízzel érkező nehézfém tömegével meg kell egyeznie, vagy legalábbis közelíteni kell ahhoz:

$$M_{X,be} = M_{X,el,szv} + M_{X,el,isz} \quad (10)$$

Az esetenként fellépő mérési bizonytalanságok miatt az anyagmérlegek két oldalán szereplő adatok nem minden esetben egyeznek meg. Ilyenkor a beérkező elem mennyiségét tekintetem megfelelőnek és a tisztított szennyvízben és az iszapban mért adatokat ahhoz igazítottam, ami néhány %-os eltérést okozhat a tisztított vízfázisban és iszapfázisban mért arányokhoz képest.

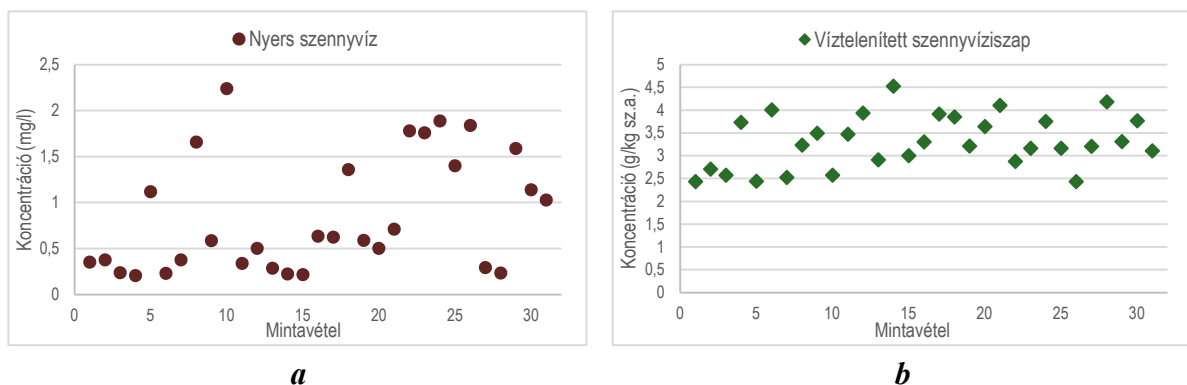
A következőkben a mért komponensek (nehézfémek és néhány egyéb elem) befolyó és távozó mennyisége, illetve a különböző fázisban távozó mennyiségek aránya kerül meghatározásra és értékelésre. Az eredmények tárgyalását a fenti egyenlet alapján végzem.

3.1.3 A mért koncentrációk és számított adatok értékelése

3.1.3.1 Alumínium

Méréseim szerint a vizsgált lakossági szennyvíz változatos, 0,2-2,2 mg/l közötti koncentrációban tartalmaz alumíniumot (19. ábra). Tisztítást követően ennek teljes mennyisége az iszapban koncentrálódik, aminek legfőbb oka az alumínium kiemelkedő csapadékképző hajlama. Az alumíniumnak ezt a tulajdonságát a szennyvíztisztításban régóta felismerték, amely magával hozta az alumínium-sók szennyvíztisztításban és szennyvíziszap-kezelésben történő széleskörű elterjedését.

A vizsgált szennyvíztisztító technológiában csak az iszapvíztelenítésnél alkalmaznak segédanyagot, és ott sem alumínium tartalmút. A gépi víztelenítés során alkalmazott vegyszer pontos összetétele ismeretlen, a biztonsági adatlapokon a gyártók legtöbbször csak az abban megtalálható komponensek jellemző koncentrációtartományait adják meg. Emiatt az iszapkezelésnél felhasznált vegyszerek pontos hozzájárulása a víztelenített iszap nehézfém tartalmához sosem határozható meg pontosan.



19. ábra. A nyers szennyvíz (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) alumíniumtartalma

A nyers szennyvíz koncentrációjának jelentős szórása miatt a naponta érkező alumínium mennyiségében is lényeges különbségek tapasztalhatók. A naponta átlagosan beérkező 4,5 kg (tartomány: 1,2-12,5 kg/d) alumínium $\sim 3,3$ g/kg szárazanyag alumíniumtartalmat generálhat a víztelenített szennyvíziszapban, amely pontosan megegyezik az iszap által meg határozott átlagos alumíniumtartalmával. Ebből a megfigyelésből egyazon következtetés vonható le, mint abból a megállapításból, hogy az elfolyó szennyvíz alumínium-koncentrációja szinte minden mintában kimutathatósági határ alatti volt: ezek szerint a befolyó alumínium teljes mennyisége az iszapba kerül. Hasonló megállapításra jutottak Carletti és munkatársai is (2008), akik szerint az alumínium ugyan nem teljes mennyiségében tűnik el a vízfázisból, de az eleveniszapos tisztítás során mintegy 80-90%-os alumínium-koncentráció csökkenésre biztonsággal lehet számítani.

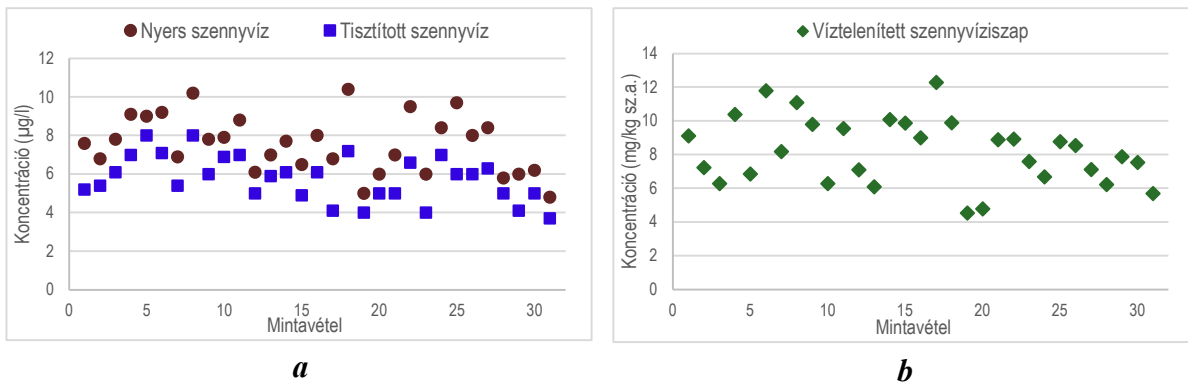
3.1.3.2 Antimon

A mérések szerint a lakossági szennyvíz kimutatható mennyiségű antimont nem tartalmaz. Az antimon bizonyos esetekben az iszapban viszont meghatározható, de a 31 minta közül összesen háromnál sikerült pontosan kimutatni. Amennyiben az iszapban kimutathatósági koncentráció feletti antimontartalmat mértem, az jellemzően 2-4 mg/kg sz.a. koncentrációt jelentett. Ha ezt a koncentrációt és az adott napon keletkező szennyvíziszap mennyiségét felhasználva kiszámítjuk, hogy naponta mekkora antimontömeg koncentrálódik az iszapban, és ezt a mennyiséget összevetjük a nyers szennyvíz napi mennyiségével, a detektálási határ alatti antimon-koncentráció határozható meg a nyers szennyvízben. Attól tehát, hogy a szennyvíziszapban bizonyos komponensek kimutathatók, még nem biztos, hogy azok pontos mennyisége a szennyvízben is meghatározható.

3.1.3.3 Arzén

Az antimonnal szemben az arzén koncentrációját már valamennyi mintában pontosan meg tudtam határozni. Jellemző koncentrációja a nyers szennyvízben 5-10 $\mu\text{g/l}$ (átlag: 7,56 $\mu\text{g/l}$), amely az eleveniszapos tisztítást követően 4-8 $\mu\text{g/l}$ -re (átlag: 5,78 $\mu\text{g/l}$) csökken (20a. ábra). A mérések azt mutatják, hogy a hazai vízbázisok legkritikusabb szennyezőjének tartott arzén nyers szennyvízben tapasztalható koncentrációja az ivóvízben megengedhető legnagyobb arzénkoncentrációnak (10 $\mu\text{g/l}$) is alatta marad. Ez a megállapítás ugyanakkor nem általánosítható, hiszen a szennyvíz arzéntartalmát erősen befolyásolja a területen szolgáltatott ivóvíz arzénkoncentrációja is.

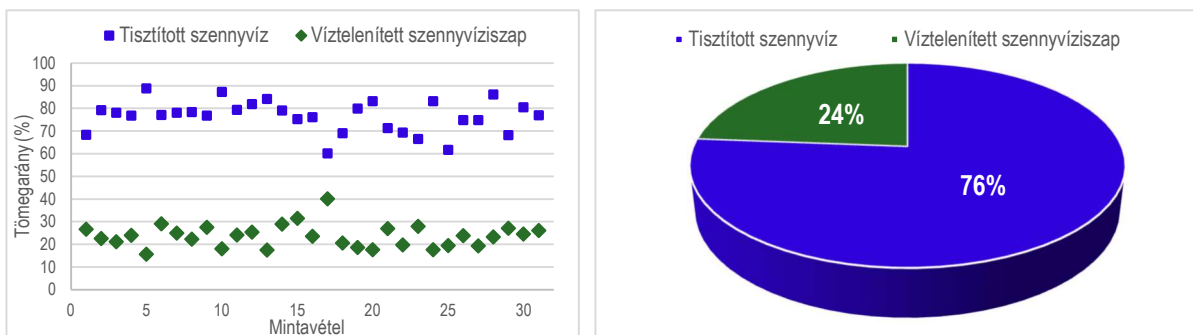
A víztelenített szennyvíziszap arzéntartalma is jól behatárolható, a szennyvíziszap méréseim alapján 4,5 mg/kg sz.a. és 12,3 mg/kg sz.a. közötti (átlag: 8,21 mg/kg sz.a.) tömegarányban tartalmaz arzént (20b. ábra).



20. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) arzéntartalma

Az érintett üdülőkörzet ivóvízellátása karszt- és felszíni vízbázisból történik, melyek arzéntartalma minimális (a vizsgált időszakban és azon kívül is jellemzően $1 \mu\text{g/l}$ alatti), szemben a hazai rétegvizek átlagosan $20\text{--}40 \mu\text{g/l}$ -es, de extrém esetekben akár $100 \mu\text{g/l}$ -t is meghaladó koncentrációjával. A szolgáltatott ivóvíz és a nyers szennyvíz arzénkoncentrációjának különbségéből egyébként az következik, hogy lakossági eredetű arzén megjelenésére a szennyvízben még ma is számítani lehet.

A tisztított szennyvízben maradó arzénkoncentráció a befolyó mennyiség 60-85%-a, miközben az érkező mennyiség 15-40%-a kerül bele az iszapba (21. ábra). Átlagos megoszlását tekintve az arzén 76,4%-ban a tisztított szennyvízzel és 23,6%-ban a víztelenített eleveniszapban koncentrálnak el a szennyvíztisztító telepet.



21. ábra. Az arzén megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

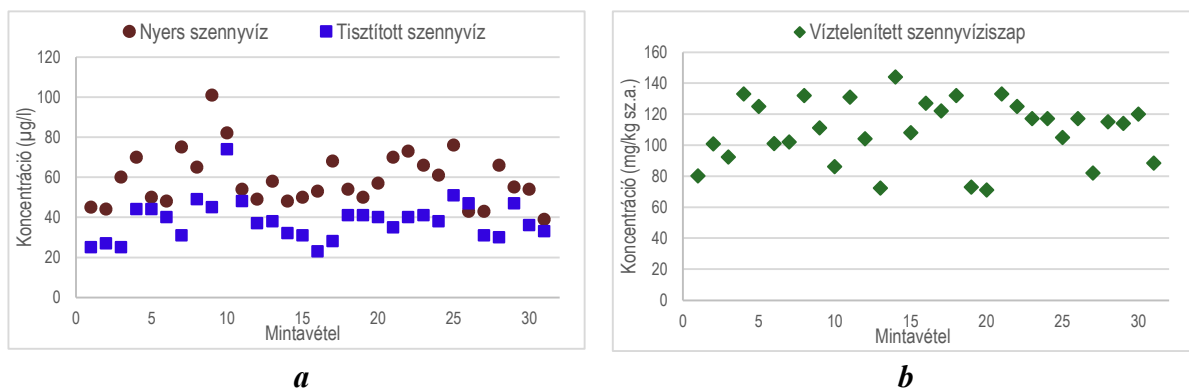
A Cecchini és társai (2015) által megfigyelt csökkenés 40%-volt, Carletti és munkatársai (2008) 18-40%-os eltávolítást tapasztaltak, míg korábban az úttörőnek számító Petrascu és társai (1983) is nagyon alacsony, mindössze 19%-os koncentráció-változást figyeltek meg eleveniszapos technológiában az arzén eltávolítását vizsgálva.

3.1.3.4 Bárium

A vizsgálatok során a nehézfémeken túl a legnehezebb ismert alkáliföldfém, a bárium és egy félfém, a bór koncentrációjának változását is ellenőriztem, melyek, ha csekély mennyiségben is voltak kimutathatók, toxicitásuk miatt figyelmet érdemelnek.

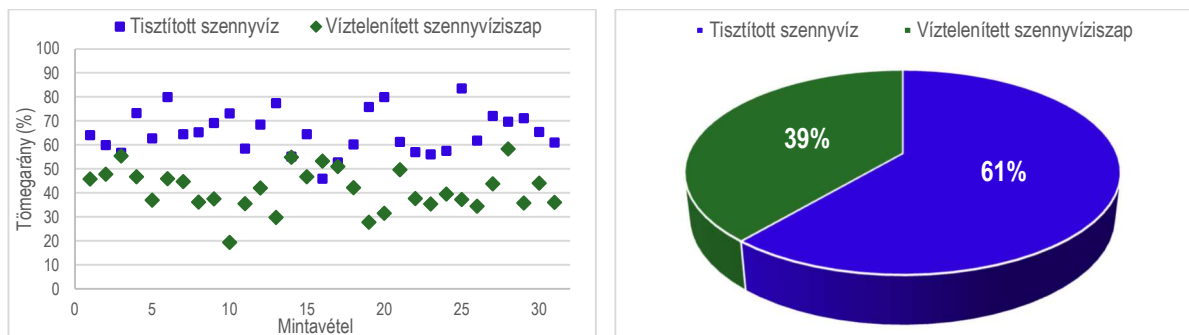
A báriumnak pozitív élettani hatása nem ismert, sőt oldható vegyületei kivétel nélkül mérgezőek. Felhasználása valamennyi, nehézfém tartalmú szennyvizet eredményező iparágra (pl. fémfeldolgozás, textilipar, festégyártás) jellemző, stabil izotópjai miatt az atomenergetikában is használatos.

A pár százalékos eltérést mutató anyagmérleg alapján a bárium az arzénhoz képest nagyobb arányban (~40%) került az iszapba. Befolyó koncentrációja 40-80 µg/l közötti, melyből 20-50 µg/l marad a tisztított szennyvízben (22. ábra). A szennyvíztisztító telepre 0,2-0,5 kg/nap mennyiségben érkező bárium 100-110 mg/kg sz.a. tartalmat generál a víztelenített települési szennyvíziszapban.



22. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) báriumtartalma

Az átlagos megoszlást tekintve a bárium körülbelül 40%-a adszorbeálódott az iszap felületén, vagy épült be abba, miközben a fennmaradó 60% az élővízbe távozott (23. ábra).



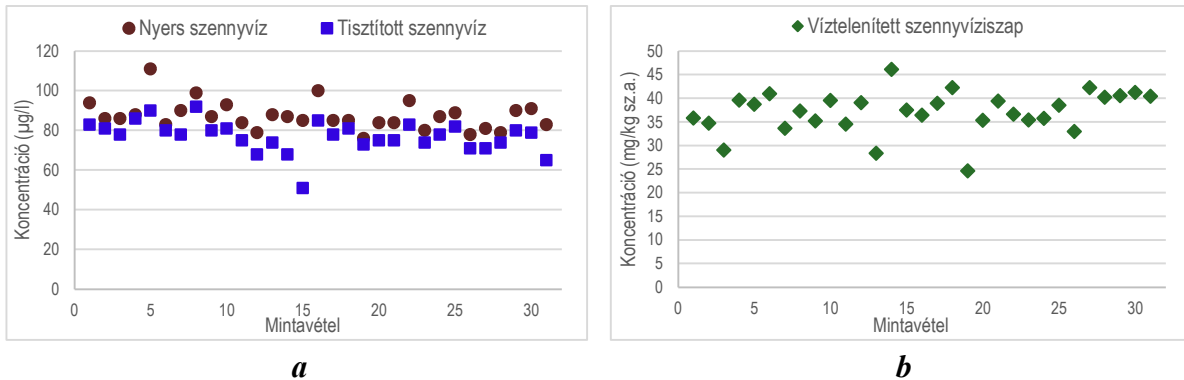
23. ábra. A bárium megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

3.1.3.5 Bór

A bór az élővilág számára fontos nyomelem, de nagy dózisban a nehézfémekhez hasonlóan szervi károsodást és növekedési rendellenességeket okoz az emberi és állati szervezetekben. Emellett két stabil izotóppal is rendelkezik.

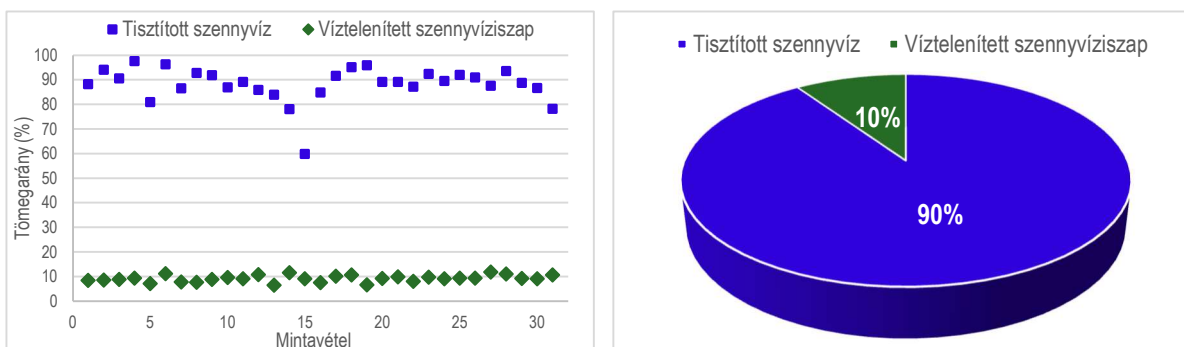
A bór nyers szennyvízben megfigyelt koncentrációja a báriumnál magasabb, jellemzően 80-100 µg/l közötti, amely a hagyományos eleveniszapos tisztítás során nem változik

lényegesen (24. ábra). Az érkező mennyiség körülbelül 85-90%-a (70-90 µg/l) marad benne a szennyvízben a tisztítást követően is, és legfeljebb 20%-a kerül a szennyvíziszapba (25. ábra).



24. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) bórtartalma

A szennyvíztisztító telepre naponta 0,42-0,66 kg közötti (átlag: 0,47 kg) mennyiségben érkezett bór, amelyből 50 g került az iszapba, és amelynek meghatározó része így a vízfázisban maradvagy hagyta el a technológiát. A bóra vonatkozó koncentrációk pontosságát mutatja, hogy a mérési eredmények alapján számított mennyiség különbség a 31 anyagsmérleg alapján a technológia két oldalán átlagosan 3 százalék alatti, és az csak ritkán haladta meg a 10%-ot.

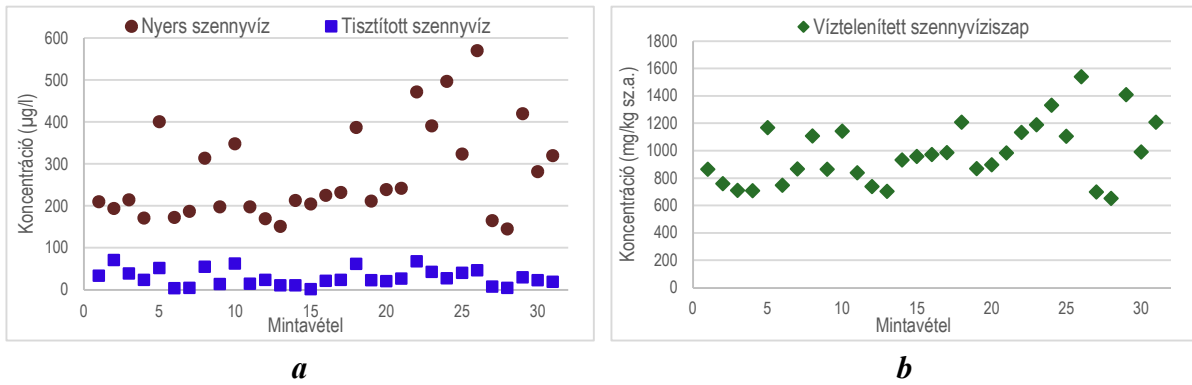


25. ábra. A bór megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

3.1.3.6 Cink

A kommunális szennyvizek és szennyvíziszapok esetén leggyakrabban emlegetett fém-szennyezők a cink és a réz, melyek széles körű felhasználásuk miatt a lakossági szennyvízben is jelentősebb mértékben koncentrálnak.

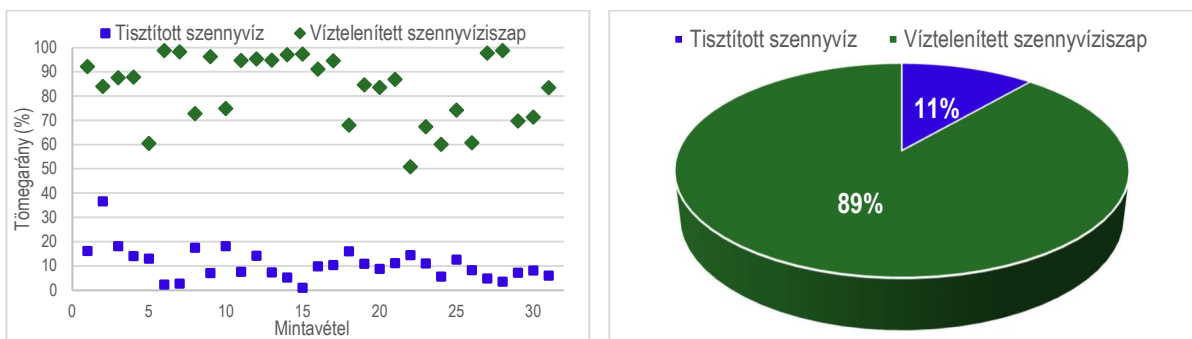
A méréseim alapján a nyers szennyvíz 0,15-0,60 mg/l koncentráció-tartományban tartalmaz cinket, amely a tisztítást követően minden esetben 0,10 mg/l alá csökken (26. ábra). Ez alapján a vizsgált időszakban a tisztítóba naponta átlagosan 1,5 kg cink érkezett, melynek kisebb része (0,2-0,3 kg/d) távozott a tisztított szennyvízzel, miközben a nagyobb része az iszapba került. Ez utóbbi mennyiség 600-1.600 mg/kg tömegtartányt jelent az iszap szárazanyag-tartalmára vonatkozóan.



26. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) cinktartalma

A tisztított szennyvíz cinktartalma jellemzően 8-18%-a volt a nyers szennyvízben mért koncentrációnak. Ezzel szemben a cink iszapban koncentráció arányánál már nagyobb ingadozást tapasztaltam, hiszen itt a jellemző 90% feletti részarány mellett 50-70%-os viszonyszámok is láthatók (27. ábra). Ezek az alacsony értékek akkor kerültek megállapításra, mikor a nyers szennyvíz cinkkoncentrációja magasabb volt és meghaladta a 400 µg/l-t. Ezekben az esetekben az anyagmérleg felállításakor a befolyó oldalon 20-30%-kal több cinket határoztam meg, mint ami aznap elhagyta a technológiát. Ennek oka mérési bizonytalanság lehet.

A leírtakat összegezve az állapítható meg, hogy az érkező cink 90%-a kerül az iszapba, miközben az összmenyiség tizede a tisztítást követően is a szennyvízben marad.



27. ábra. A cink megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

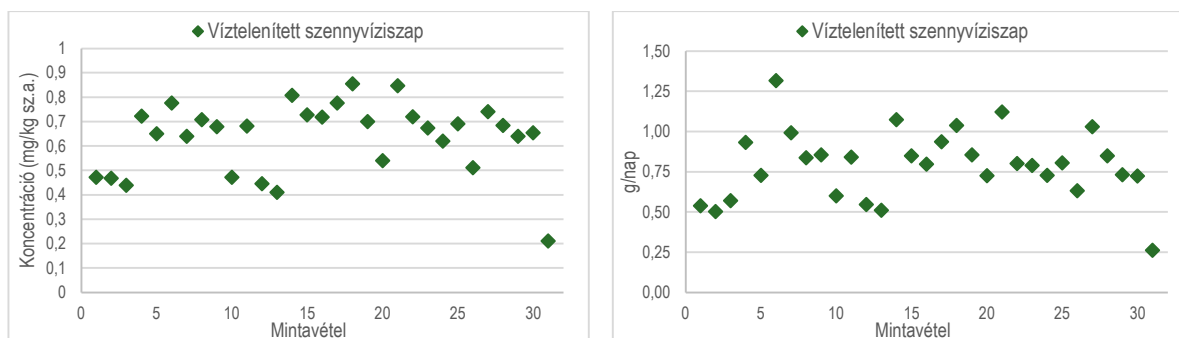
3.1.3.7 Ezüst

Eredményeim alapján az ezüst időnként kimutatható az iszapban, de a 31 alkalomból mindössze 3 esetben volt pontosan meghatározható mennyiségben jelen a befolyó szennyvízben. Ebből következik, hogy a tisztított szennyvíz ezüstkoncentrációja is a legtöbbször kimutathatósági koncentráció alatti. Amennyiben az iszapban detektálási határ feletti ezüsttartalmat mértem (összesen 7 mintában), az átlagosan 2,47 mg/kg sz.a. koncentrációt jelentett, 4,01 mg/kg sz.a. maximális tömegarány mellett.

Mivel a vizsgált 93 mintából mindössze 10 esetben lehetett az ezüstöt kimutatni, annak eltávolítására pontos arányokat nem tudtam felállítani.

3.1.3.8 Kadmium

A kadmium jelenlétét már a nyers szennyvízben sem tudtam detektálni, amiből következik, hogy a tisztított szennyvíz kadmiumtartalma is kimutathatósági határ alatti ($0,5 \mu\text{g/l}$) volt valamennyi minta esetében. Ezzel szemben a víztelenített szennyvíziszap kadmiumtartalma meghatározható volt, ugyanakkor itt is csak igen csekély mennyiségekről beszélhetünk. A szennyvíziszap minták kadmiumtartalma jellemzően $0,4\text{-}0,9 \text{ mg/kg sz.a.}$ közötti tömegarányt képviselt, és az 1 mg/kg sz.a. koncentrációt egy esetben sem haladta meg (28. ábra). A víztelenített szennyvíziszappal így naponta $0,5\text{-}1,1 \text{ g}$ kadmium hagyta el a telepet.



28. ábra. A víztelenített szennyvíziszap minták kadmiumtartalma

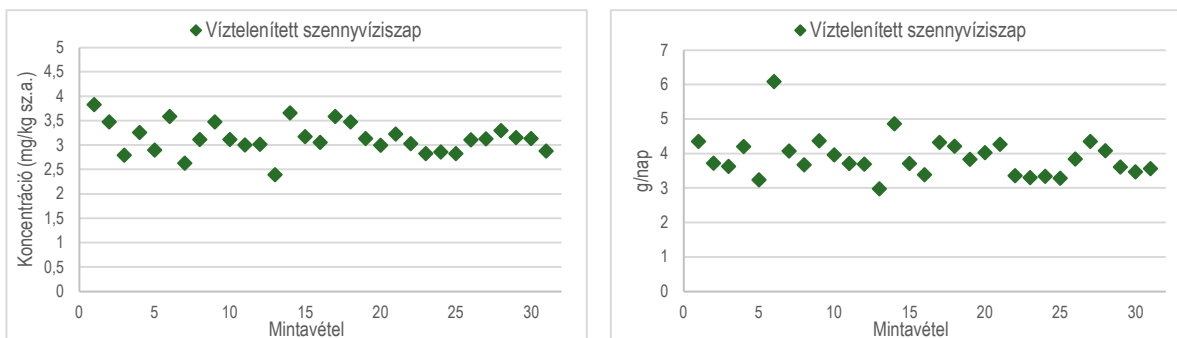
Az iszapa jellemző kadmiumkoncentrációból kiindulva egyébként az átlagos $5,493 \text{ m}^3/\text{nap}$ nyers szennyvíz mennyiséget és a szintén átlagos $1,198 \text{ kg/nap}$ keletkező iszap szárazanyag tömeget figyelembe véve azt kapjuk, hogy az iszap kadmiumtartalmát $100\text{-}200 \text{ ng/l}$ kadmiumkoncentráció generálhatja a nyers szennyvízben.

A kadmium eltávolítása a nyers szennyvízből az eleveniszap adszorpciós képességének hatására egyébként sokszor jelentős, több szerző számolt már be 95% feletti kadmiumkoncentráció csökkenésről hagyományos eleveniszapos rendszerekben. (Carletti et al., 2008; Üstün, 2009).

3.1.3.9 Kobalt

A kadmiumhoz hasonlóan a kobalt pontos koncentrációját sem tudtam meghatározni a vízmintákban, ugyanis mennyisége csak 4 alkalommal érte el az alkalmazott módszer kimutathatósági határát. A víztelenített szennyvíziszap kobalttartalma minden esetben meghatározható volt, de jellemzően csak néhány ppm ($2,5\text{-}4,0 \text{ mg/kg sz.a.}$) tömegarányt jelentett (29. ábra).

A kadmiumnál levezetett számításához hasonlóan az iszapban koncentráldó kobalt tömege alapján a nyers szennyvízben $0,6\text{-}0,9 \mu\text{g Co/l}$ koncentráció valószínűsíthető.

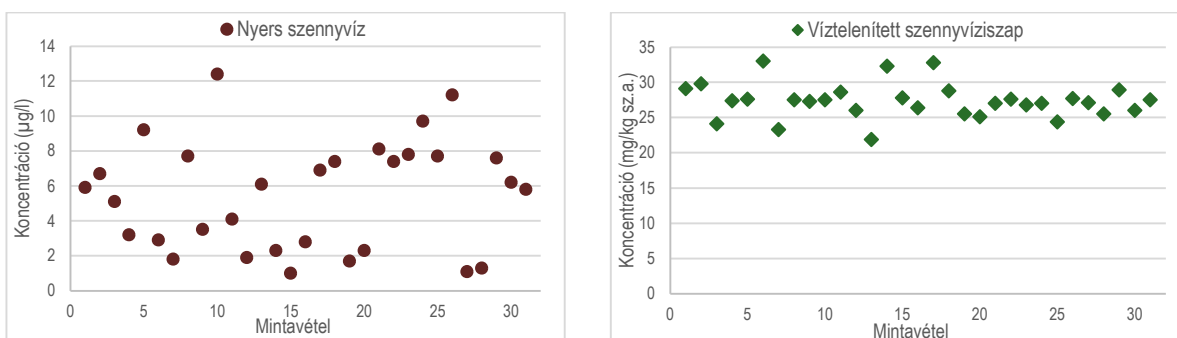


29. ábra. A víztelenített szennyvíziszap minták kobalttartalma

3.1.3.10 Króm

Az alumíniumnál tapasztaltakkal megegyezően a króm bár jellemzően jelen volt a nyers szennyvízben, a tisztított szennyvízben már nem maradt detektálható mennyiségben. Lényeges különbség azonban, hogy míg a nyers szennyvíz alumínium-koncentrációja és az arra vonatkozó detektálási határ között 2-3 nagyságrendnyi különbségek voltak megfigyelhetők, addig a króm mennyisége a nyers szennyvízben a kimutathatósági határkoncentrációval (1 µg/l) megegyező nagyságrendű (2-10 µg/l) volt (30. ábra).

A víztelenített szennyvíziszap 20-35 mg/kg sz.a. koncentrációban tartalmaz krómot (30. ábra).



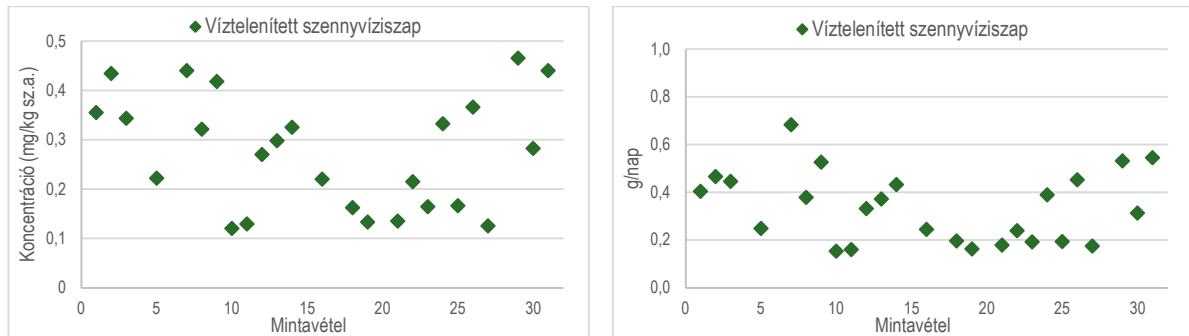
30. ábra. A nyers szennyvíz (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) krómtartalma

A krómvegyületek közül a Cr^{3+} és a Cr^{6+} oldhatósága és élő szervezetekre gyakorolt hatása jelentősen eltérő. A Cr^{6+} erőlyes oxidáló hatással rendelkezik és a szennyvízben, szennyvíziszapban nagyon gyorsan redukálódik. A mérések során szűrőpróbaszerűen a Cr^{6+} tömege is meghatározásra került, de az minden esetben kimutathatósági határ alattiak adódott. Ez alapján úgy gondolom, hogy a két ion aránya érdemben nem befolyásolhatta, hogy milyen hatékonysággal sikerült az összes krómiont az iszapfázisba vinni.

Az iszapban tapasztalt krómtartalomról egyébként 5-8 µg/l krómkoncentráció számítható ki a nyers szennyvízre, tehát annak ellenére, hogy a tisztított szennyvízre pontos adatokat nem tudtam meghatározni feltételezhető, hogy a telepre érkező króm közel teljes mennyisége az iszapba kerül. Vélhetően a teljes krómeltávolítás sem tekinthető túlzásnak, hiszen épp ezt figyelték meg Buzier és társai (2006) is, miközben a nyers szennyvíz krómtartalma az általam meghatározottal szinte megegyezett.

3.1.3.11 Higany

A szennyvíz higanytartalmánál ugyanazt tapasztaltam, mint a kadmiumkoncentráció meghatározásánál. Jelenléte már a befolyó szennyvízben sem mutatkozott kimutathatónak egyik vízminta esetében sem. A víztelenített szennyvíziszap higanytartalma ugyan több mintánál is meghatározható volt, de ezek a koncentrációk jellemzően 0,5 mg/kg sz.a. tömegarány alatt maradtak, és 7 mintában a 0,1 mg/kg sz.a. koncentrációt (kimutathatósági határ) sem érte el. A víztelenített szennyvíziszapba naponta mindössze 0,2-0,7 g higany került (31. ábra).

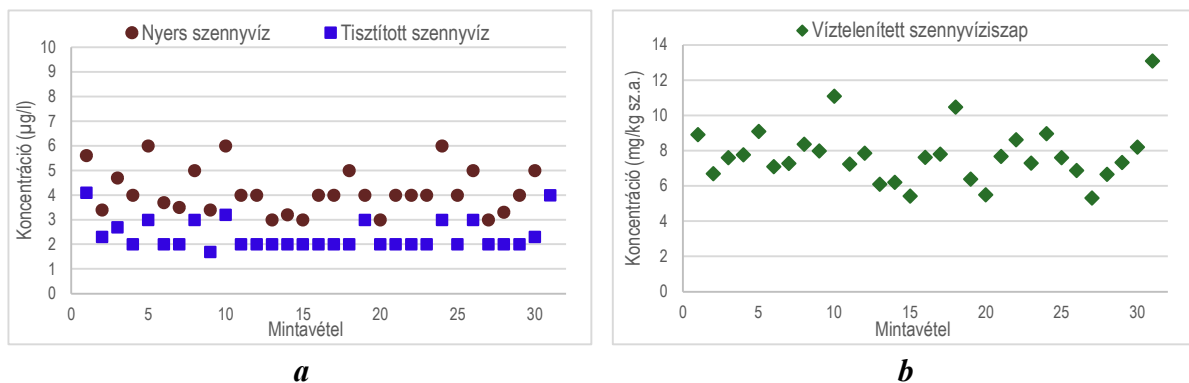


31. ábra. A víztelenített szennyvíziszap minták higanytartalma

A kadmiumnál felvázolt számítást követve az iszap átlagos 0,3 mg/kg sz.a. higanytartalmából kiindulva az érkező lakossági szennyvíz higanykoncentrációja körülbelül 65 ng/l.

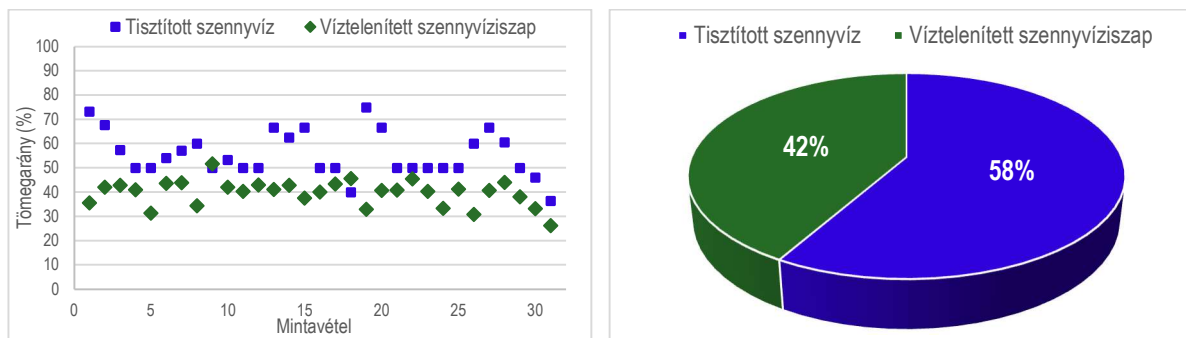
3.1.3.12 Molibdén

Méréseim szerint a nyers szennyvíz molibdént is tartalmaz, mégpedig az arzénhoz hasonló koncentrációban. A molibdén pontos eredete meghatározhatatlan, de vélhetően az arzénhoz hasonlóan részben az ivóvízből származik. Koncentrációja bár a detektálási határon mozgott, csekély mennyiségben a tisztított szennyvízben is kimutathatónak bizonyult. Jellemző koncentrációja a vízfázisban 2-7 $\mu\text{g/l}$ (32. ábra). Aránya a szennyvíziszapban 6-10 mg/kg sz.a., amely a szennyvízzel érkező mennyiség nagyjából felének iszapba épülését jelzi (33. ábra).



32. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) molibdéntartalma

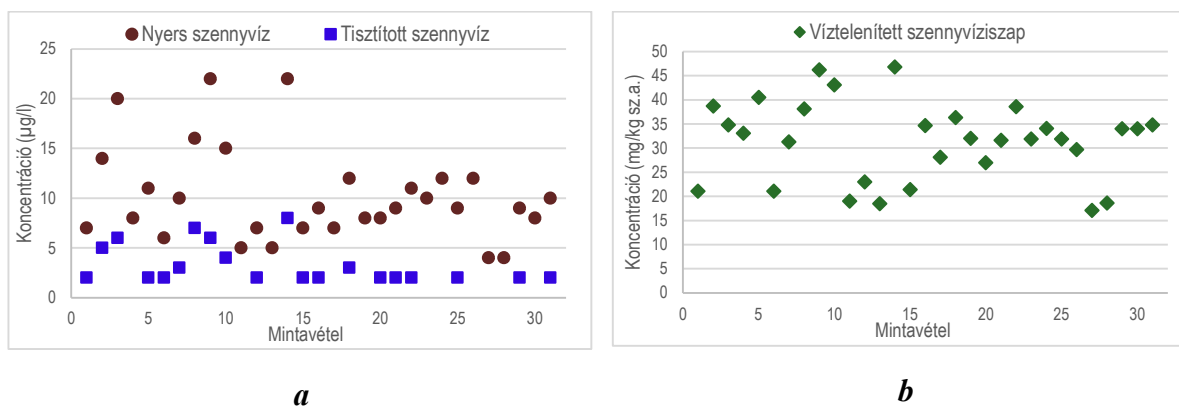
A technológiára naponta 20-25 g molibdén érkezik, amiből 10-15 g kerül az iszapba, míg a maradék része a tisztított szennyvízzel távozik a szennyvíztisztító telepről.



33. ábra. A molibdén megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

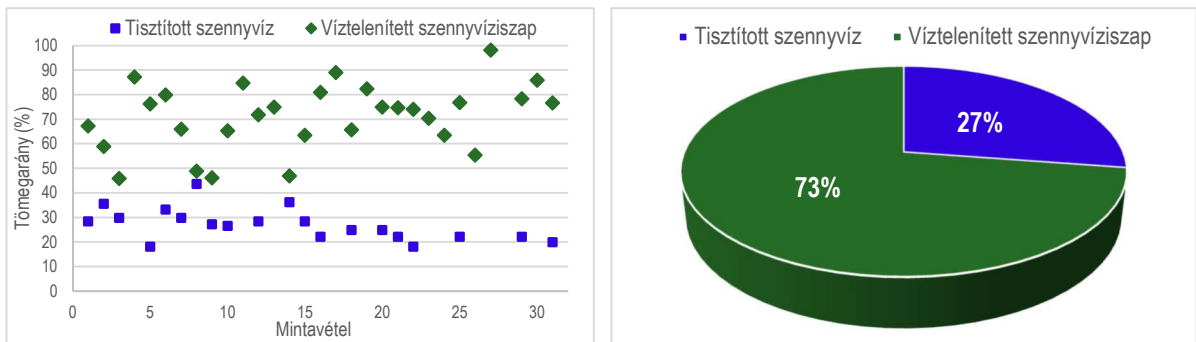
3.1.3.13 Nikkel

Méréseim alapján a növényi és állati szervezetben szintén nyomelemnek számító nikkeltartalom a lakossági szennyvízben 10 µg/l körüli. A tisztított szennyvíz nikkeltartalmát vizsgálva a minták kétharmadánál mértem detektálási határt meghaladó nikkeltartalmat, a nikkeltartalom 10 elfolyó mintában azonban nem érte el a 2 µg/l-t (34. ábra). A víztelenített szennyvíziszap nikkeltartalma minden esetben pontosan meghatározhatónak bizonyult, és jellemzően 20-40 mg/kg sz.a. tartományban mozgott (34. ábra).



34. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) nikkeltartalma

Mivel a nyers szennyvíz nikkeltartalma arányaiban nagy ingadozást mutatott, miközben a tisztított szennyvízben mért koncentrációk nagyjából állandónak (~2 µg/l) mutatkoztak, a nikkeltartalom megoszlási aránya a kimenő vízfázis és az iszapfázis között szintén változó. Ezt az okot számszerűsítve úgy lehet bemutatni, hogy a tisztított víz nikkeltartalma akkor is 2 µg/l alatti volt, ha a nyers szennyvíz 4, vagy éppen 14 µg/l koncentrációban tartalmazott nikkelt. A 35. ábra egyébként nem mutatja azokat a megoszlási adatokat, melyeknél a nikkeltartalom a tisztított szennyvízben kimutathatósági határ alatti volt, mivel pontos koncentráció nélkül az arányok sem konkretizálhatók. Emiatt a nikkeltartalom 73%-ának iszapba kerülése is csak közelítő szám, és nagy valószínűséggel ennél magasabb arány is realizálható.

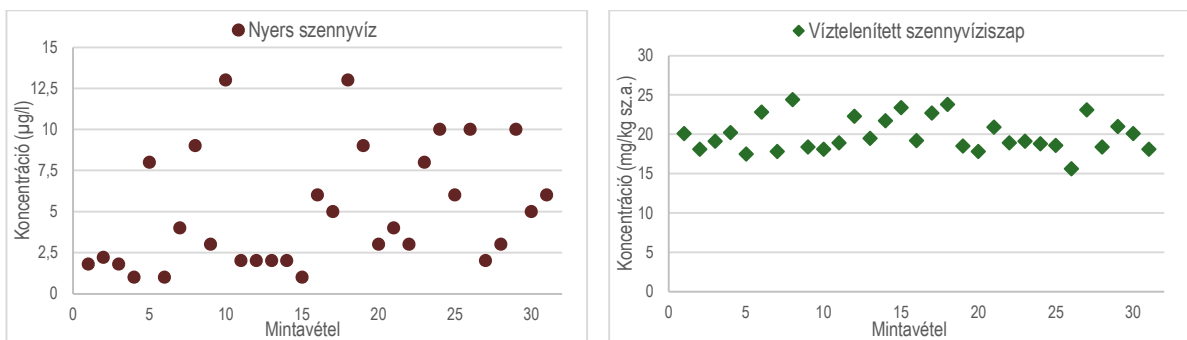


35. ábra. A nikkeltartalom megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramában

Rao és Viraraghavan (1992) egyébként pont 73%-os csökkenést jelentett a vízfázisban, ugyanakkor az összefoglalójukban csak a befolyó szennyvíz nikkeltartalmára adtak konkrét adatot, így nem tudható, hogy a tisztított szennyvizet milyen nikkeltartalom jellemezte. Sajnos ennek kiszámításához sem tüntettek fel adatokat, mert bár az iszap nikkeltartalmát megadták, az anyagmérleg pontosításához szükséges egyéb adatokkal korábbi cikkemben nem találkoztam. A nikkeltartalmát vizsgálva Üstün (2009) 74%-os, Carletti és társai 84-91%-os eltávolítást figyeltek meg.

3.1.3.14 Ólom

Az ólom jellemzően jelen volt a nyers szennyvízben, koncentrációját a tisztított szennyvízben viszont már nem tudtam kimutatni. A krómhoz hasonlóan a nyers szennyvízben is a kimutathatósági határkoncentrációt (1 µg/l) csak kevéssé meghaladó mennyiségeket detektáltam (2-10 µg/l) (36. ábra). A víztelenített szennyvíziszapban szintén kisebb arányban volt megtalálható, iszapban mért koncentrációja 15-25 mg/kg sz.a.-t tett ki (20. ábra).



36. ábra. A nyers szennyvíz (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) ólomtartalma

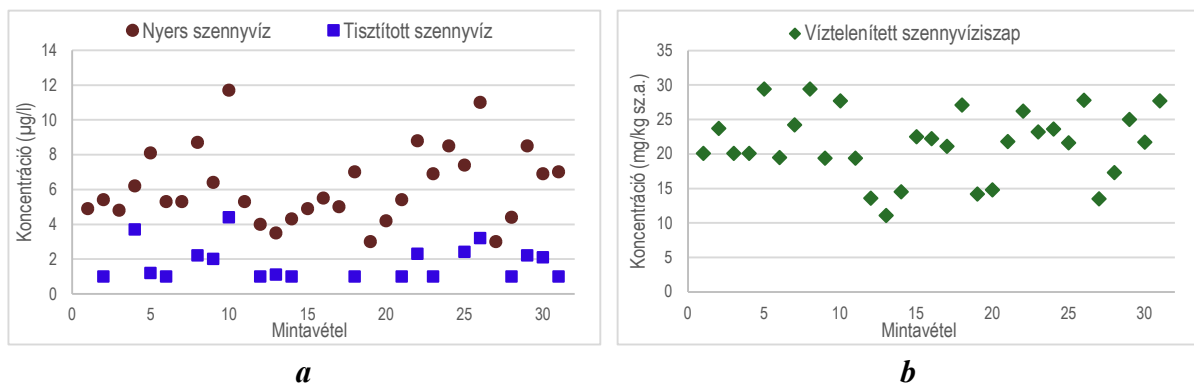
Annak oka, hogy az ólom kevésbé koncentrálódik az iszapban, mint a króm az lehet, hogy a króm inkább szilárd, míg az ólom oldott formában van jelen a települési szennyvízben.

Fontosnak tartom megjegyezni, hogy a nyers szennyvízzel érkező és az iszappal távozó nehézfém mennyiségeket összevetve a króm és az ólom esetében is többször előfordult, hogy az elfolyó oldalon akár két-háromszoros mennyiségét állapítottam meg annak a tömegnek, ami a befolyó ólomtartalom alapján feltételezhető lenne. Annak ellenére, hogy ez az arányú

bizonytalanság egyébként csak erre a két komponensre volt jellemző, egyértelművé teheti, hogy még ha ki is mutathatók, ilyen alacsony (a kimutathatósági határhoz közeli) koncentrációk meghatározása a vízmintákban már rendkívül kétséges és vitatható. Talán éppen ezzel a problémával szembesültek Buzier és társai (2006) is, akik a befolyó oldalon az én eredményeimet kevéssé meghaladó 15-20 µg/l-es ólomkoncentrációt mértek, miközben a szóban forgó komponenst a tisztított szennyvízben már szintén nem tudták kimutatni.

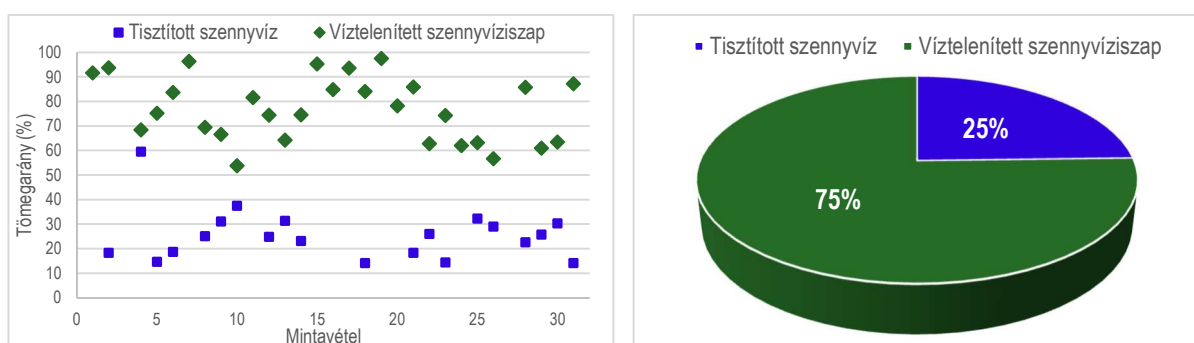
3.1.3.15 Ón

Az ón koncentrációja a nyers szennyvízben és a víztelenített szennyvíziszapban is a krómhoz és az ólomhoz is nagyon hasonló. Néhány százalékkal viszont nagyobb arányt képvisel a nyers szennyvízben és kisebbet az iszapban, amely különbségek már elegendőnek bizonyulnak arra, hogy az említett másik két fémvel ellentétben a tisztított szennyvízben is kimutatható legyen. Az elfolyó szennyvíz minták kétharmadában tudtam pontos ónkoncentrációt meghatározni (37. ábra).



37. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) óntartalma

Az ón vízben maradó és az iszapba kerülő mennyiségének aránya szintén változatos, de ezek az értékek még jól elkülönülnek, így az egyes tartományok nem mosódnak össze. Megfigyeléseim szerint az ón iszapba kerülő része a beérkező mennyiség 90%-át is elérheti, de átlagosan ez az arány körülbelül 75%-ra tehető, miközben a tisztított szennyvízzel az ón tömegének negyede hagyja el a technológiát (38. ábra).



38. ábra. Az ón megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

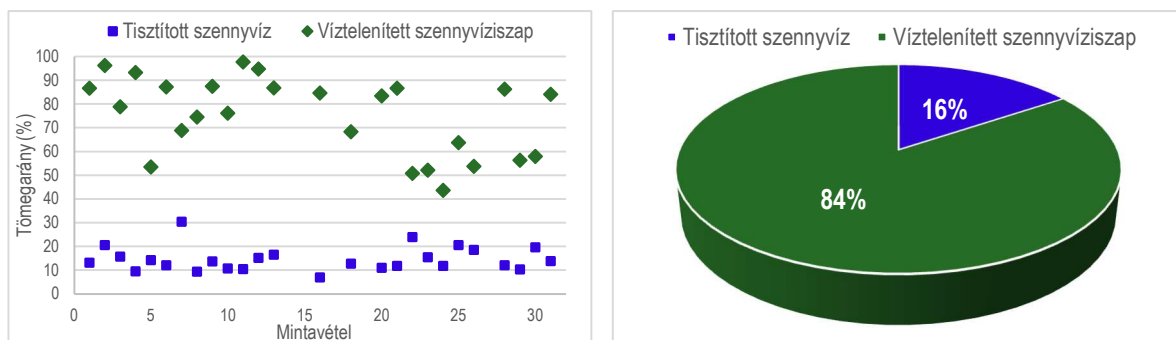
3.1.3.16 Réz

Az alumíniumtartalomhoz hasonlóan a befolyó szennyvíz rézkoncentrációját tekintve is jelentős ingadozás figyelhető meg. A réz 40-160 µg/l-es koncentrációtartományban jelentkezett a nyers szennyvízben (39a. ábra). Ettől függetlenül a tisztított vízben mért mennyisége egy jól behatárolható, és jelentősen szűkebb koncentrációsávval jellemezhető. Abból, hogy a nyers szennyvíz réztartalma erősen ingadozó, de a technológiát elhagyó szennyvíz rézkoncentrációja kevésbé változik az következik, hogy a víztelenített iszap réztartalma is tágabb tartományban mozog. Méréseim alapján a réz 0,1 és 0,5 g/kg sz.a. koncentráció között gyakorlatilag bármilyen tömegarányban jelentkezhet az iszapban (39b. ábra).



39. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) réztartalma

A vizsgált időszakban napi 200-800 g (átlag: 440 g) réz érkezett a nyers szennyvízzel, melyből 20-220 g maradt a vízfázisban a tisztítást követően, miközben a maradék (átlagosan 0,5 kg) réz a víztelenített szennyvíziszapban koncentrált. Ez az érkező rézmennyiséghez viszonyítva nagyjából 16%-os megoszlást jelent a vízfázisban és 84%-ot az iszapban (40. ábra).



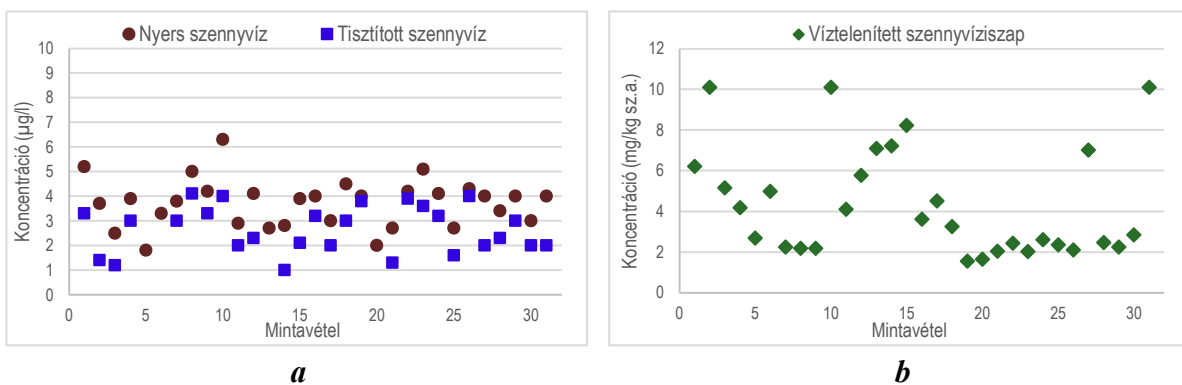
40. ábra. A réz megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

Az általam a tisztított vízre kiszámolt megoszlási arány egyébként nagyjából megegyezik a Goldstone és Lester (1991) által tapasztaltakkal (~23%), illetve Rao és Viraraghavan (1992) eredményeivel (13%), továbbá szinte teljesen azonos Cecchini és társai (2015) aktuális tapasztalataival (~18%). A réz csapadékformában való jelenlétét bizonyíthatja az is, hogy szintén hasonló rézcsökkenést figyeltek meg a tisztított szennyvízben Buzier és társai (2006) is előülepítést is alkalmazó technológia esetén. Az előülepítés tehát lényegében nem befolyásolja

a technológia teljes rézeltávolító hatékonyságát, hiszen amennyiben a réz kiülepíthető formában érkezik a szennyvíztisztító telepre, előüleptetés hiányában a biológiai tisztítást követő fázisszétválasztás során is leválasztható a szennyvízből, így előüleptetés nélküli technológiák esetén is hasonló arányban számíthatunk a réz megjelenésére a víztelenített iszapban.

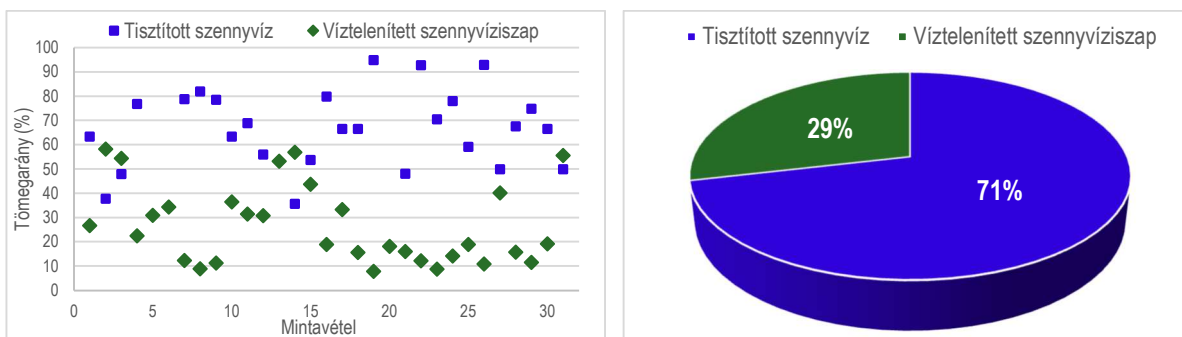
3.1.3.17 Szelén

Méréseim alapján a nyers lakossági szennyvíz szelént is tartalmazhat, melynek koncentrációja lényegében megegyezett a molibdén mennyiségével. A szennyvíziszapban a molibdénnel összehasonlítva valamivel kisebb arányban koncentrálódik, és az eleveniszapos technológiát jellemzően a tisztított szennyvízzel hagyja el. Átlagos koncentrációja a nyers szennyvízben 4 µg/l-nek adódik, amelyből mintegy 3 µg/l koncentráció marad a tisztítást követően is a szennyvízben (41a. ábra). Maradék része a szennyvíziszapban körülbelül 4 mg/kg sz.a. tömegarányt generál (41b. ábra).



41. ábra. A szennyvízminták (a) és a víztelenített szennyvíziszap (b) szeléntartalma

A szelén vízben maradó és az iszapba kerülő mennyiségének aránya rendkívül változatos, és emiatt a két fázisra jellemző megoszlási tartományok igencsak összemosódnak. A szelénél tapasztalt eltérések hasonló gyakorisággal semelyik másik vizsgált komponensnél sem fordultak elő. A fellépő bizonytalanság miatt a szelén megoszlása a két fázis között csak durva becsléssel közelíthető és 30-70%-ra tehető (kisebb rész kerül az iszapba) (42. ábra).



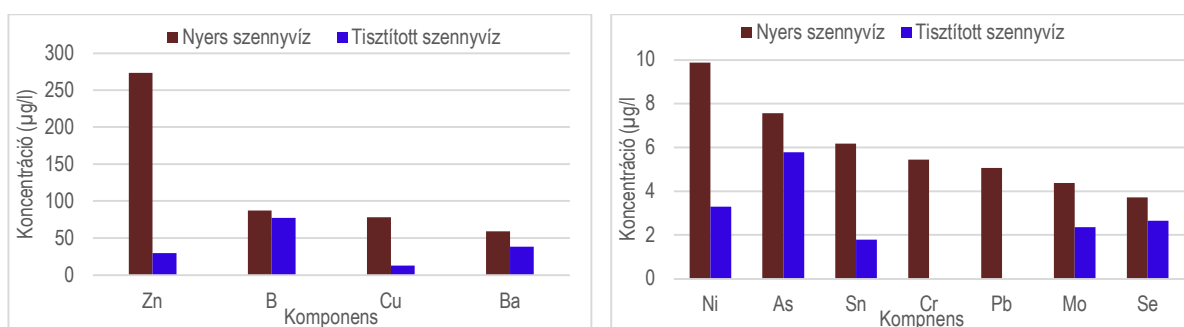
42. ábra. A szelén megoszlása a szennyvíztisztító technológia kimenő anyagáramaiban

3.1.4 Megállapítások

A lakossági szennyvíz vizsgált komponenseit tekintve, azok mért mennyisége alapján az alábbi sorrend állítható fel:

Al >> Zn >> B > Cu > Ba >> Ni, As, Sn, Cr, Pb, Mo, Se >> Ag, Co, Hg, Cd, Sb.

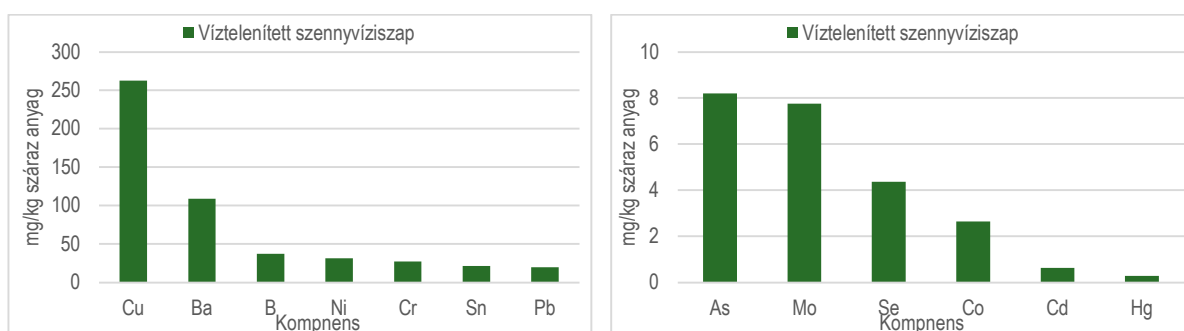
Az alumínium mennyisége (átlag: 850 mg/l a nyes szennyvízben) többszöröse az őt követő cink tömegének (43. ábra), amihez viszonyítva az azt követő bór körülbelül harmad-akkora koncentrációban van jelen. A réz és a bárium összes mennyisége a bóréhoz hasonló, viszont azokat a nikkelt már közel egy nagyságrenddel kisebb koncentrációban követi.



43. ábra. A szennyvízminták átlagos fémkoncentrációja

A víztelenített szennyvíziszapba koncentrálódás szempontjából az alábbi sorrend határozható meg: Al >> Zn >> Cu > Ba > B, Ni, Cr > Sn, Pb > As, Mo > Se, Co >> Cd, Hg.

Összes mennyiségét tekintve az iszapban az alumíniumot (átlag: 3,3 g/kg sz.a.) követően szintén a cink (átlag: 979 mg/kg sz.a) a meghatározó, illetve a cinket követi a réz, melynek közel teljes mennyisége az iszapba kerül. A felsorolt három elem mindegyikére jellemző, hogy mennyiségük meghaladja az őket követő további komponensek együttes mennyiségét (44. ábra).



44. ábra. A szennyvíziszap-minták átlagos fémkoncentrációja

Az iszap bárium-, bór- és nikkelt-, króm-, ón- és ólomtartalma még pontosan meghatározható, a többi elem viszont már ezeknél is jóval kisebb mennyiségben koncentrálódik abban. A települési szennyvíziszap ezüst-, kadmium- és higanytartalmától pedig gyakorlatilag el is tekinthetünk.

Eredményeim alapján elmondható, hogy a nehézfémek még abban az esetben is kimutathatók a kezeletlen nyers szennyvízben, ha az érintett területen gyakorlatilag csak lakossági szennyvízkibocsátásról beszélhetünk. A lakossági szennyvizekben a nehézfémek közül legalacsonyabb koncentrációban általában a higany van jelen, míg a legmeghatározóbb a cink előfordulása lehet.

A szakirodalomban publikáltakhoz hasonlóan a friss mérési eredményeim is mutatják, hogy amikor a települési szennyvíztisztító telepre érkező szennyvíz meghatározó arányban lakossági felhasználásból származik, az egyes nehézfémek koncentrációja viszonylag állandónak mutatkozik.

A korábbi kutatások már rávilágítottak arra, hogy a toxikus nehézfémek mennyisége a települési szennyvíztisztításhoz kapcsolódó folyamatok (szennyvíztisztítás, iszapkezelés, komposztálás) során összességében nem változik, a nehézfémek csak más formában kerülnek elvezetésre a technológiából. A folyamatok során kialakuló arányokat az általam készített anyagmérlegek jól szemléltetik, bár fontos megjegyezni, hogy a nehézfémek végső eloszlása minden esetben az adott technológiára jellemző, és alapvetően függ a befolyó szennyvíz összetételétől is. A mérések során előülepítés és iszaprohasztás nélküli technológiát vizsgáltam, tehát e két folyamat arányokat megváltoztató hatása nem érvényesülhetett. A nehézfémek koncentrációjának változását egyértelműen a biológiai műtárgyakban kialakuló eleveniszap összetétele, hiszen egyes mikroorganizmus csoportok képesek bizonyos nehézfémek hiper-akkumulációjára. Szintén hatással van a tisztított szennyvíz végső nehézfém-koncentrációjának kialakításában az esetleges vegyszerfelhasználás. Például a foszfor eltávolítását segítő vas-só adagolás egyértelműen növelheti az iszap nehézfém-tartalmát, a keletkező vas-hidroxid pelyhek fémionokat megkötő tulajdonságából adódóan.

Annak ellenére, hogy a települési szennyvíztisztító technológiákra nem különösen jellemző, hogy azokat a nehézfémek eltávolítására is tervezik látható, hogy azok a kommunális szennyvíz nehézfém-tartalmát napjainkban már a legtöbb esetben az egészségügyi határértékeknek is megfelelő, biztonságos szintre csökkentik. Vélhetően az érkező nehézfém-tartalom csökkenése is nagymértékben hozzájárul ahhoz, hogy a legtöbb esetben a hagyományos eljárásokkal az évtizedekkel ezelőttihez képest szigorúbb előírások is teljesíthetők, ugyan a változó szennyvízösszetétel miatt ez a megfelelés nagymértékben függ az adott területre jellemző életviteltől és a vízfelhasználási szokásoktól. A fejlett országokban a nyers szennyvízben csökkenő fémkoncentráció révén a nehézfémek eleveniszapokra gyakorolt mérgező hatása sem jelent ma már aggodalmat.

3.2 A nehézfém-tartalom hatása a települési tisztított szennyvizek mezőgazdasági felhasználására

A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításához kapcsolódóan érdemesnek tartom megvizsgálni azt is, hogy a tisztított szennyvíz elöntözésének hatására a talaj nehézfém-tartalma várhatóan milyen mértékben növekszik. Ennek vizsgálatához a tisztított szennyvíz összetételére vonatkozóan pontos adatok állnak rendelkezésemre.

A számítások elvégzéséhez szükség van a mezőgazdasági talajok háttérszennyezettségének ismeretére, melyet szakirodalmi forrásokból és hazai szakemberek tapasztalatai alapján ismertem meg. A tisztított szennyvíz mezőgazdasági öntözési lehetőségének értékelését a hazai jogszabályi határértékek alapján végeztem.

3.2.1 A tisztított szennyvíz nehézfém-tartalmának meghatározása

A hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztító technológiáknál a nehézfém-eltávolítás a legtöbbször mindössze az iszap adszorpciós képességére korlátozódik. Ez valamennyi esetben megfigyelhető, és ennek megfelelően a nyers szennyvíz nehézfém-tartalmának egy része a tisztított szennyvízben marad. A nehézfémek megoszlását a tisztított szennyvíz és a szennyvíziszap között alapvetően három dolog befolyásolja. Legfontosabb ezek közül az adott elemre jellemző kémiai tulajdonságok, az adott fém befolyó szennyvízre jellemző koncentrációja és az alkalmazott szennyvíztisztító technológia kialakítása.

A szennyvizek és szennyvíziszapok nehézfém-tartalma a talajban maradandó veszélyforrást jelenthet, ezért a fejlett országokban szigorúan szabályozzák a mezőgazdasági termelésben felhasználható szennyvizek és szennyvíziszapok megengedhető toxikus-elem-tartalmát, korlátozzák a nehézfémek évente kijuttatható mennyiségét, illetve a talajban a szennyvíziszap-kijuttatás után kialakuló nehézfém-tartalmakat.

A mezőgazdasági öntözésre felhasználható szennyvizek megengedhető nehézfém-tartalmát a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet szabályozza. A 7. táblázat a tisztított szennyvíz veszélyes elem tartalmát hasonlítja össze a hivatkozott Kormányrendeletben szereplő határértékekkel.

7. táblázat. A tisztított szennyvíz elemtartalma a mezőgazdasági kihelyezés során arra vonatkozó jelenlegi határértékekkel összehasonlítva

Elemek	Mért koncentráció			Szennyvízben megengedhető koncentrációk mezőgazdasági felhasználás esetén ¹
	min.	max.	átlag	
	µg/l			µg/l
Ag	<1	<1	<1	-
Al	<10	21	<10	10 000
As	3,7	8,0	5,8	200
B	51	92	77,1	700
Ba	23	74	38,5	4 000
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	20
Co	<1	<1	<1	50
Cr	<1	<1	<1	2 500
Cu	5	31	12,5	2 000
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	10
Mo	1,7	4,1	2,4	20
Ni	2	8	3,3	1 000
Pb	<1	<1	<1	1 000
Sb	<0,5	<0,5	<0,5	-
Se	<1,0	4,1	2,7	-
Sn	<1,0	4,4	1,8	-
Zn	2,0	71	29,5	5 000

¹50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján

A 7. táblázat alapján a tisztított lakossági szennyvíz nehézfém-tartalma messze nem éri el az öntözésre szánt szennyvizekre vonatkozó határértékeket. Arányaiban véve a maximális elemkoncentrációkat legjobban a szennyvíz bór- és molibdéntartalma közelíti meg, de a tisztított szennyvíz ezeket az elemeket is a vonatkozó határértékhez képest legfeljebb 10-15%-ban tartalmazza. Érdeemes megjegyezni, hogy a bór és a molibdén is mikroelemek a növények számára, és a tápanyagpótlásra felhasznált komplex műtrágyák sok esetben ezeket a komponenseket is tartalmazzák. A Genesis 8-24-24-es NPK műtrágya például 0,5 g/kg sz.a. tömegarányban tartalmaz bórt, míg a Genesis MIKROMIX gyümölcsoldat bór- és molibdén-koncentrációja 2 g/l, illetve 1 g/l (web_1; web_2).

A megengedhető arzéntartalom 35-szöröse a tisztított lakossági szennyvíz általános meghatározott arzénkoncentrációjának. Báriumnál ez az arány 100-szoros, réz és a cink esetén 160-szoros, a nikkelt tekintve pedig 300-szoros. A tisztított szennyvíz higany-, kadmium- és kobalttartalma kimutatható határ alatti, amiből az következik, hogy a határérték legalább 40-50-szerese a tisztított szennyvíz higany-, kadmium- és kobaltnézettségének. Alumínium, króm és ólom esetében 1000-szerest meghaladó különbségekről beszélhetünk.

A vizsgált fémek közül az ón, az ezüst, az antimon és a szelén mennyisége sem korlátozott az öntözésre szánt szennyvizekben, viszont maximális koncentrációjuk az antimon és a szelén kivételével valamennyi egyéb szennyvízben szabályozott.

3.2.2 A tisztított szennyvíz nehézfém tartalmának hatása

A tisztított szennyvíz öntözésének várható hatásaira irányuló számításokat a szennyvíz elem tartalma, a talaj háttérszennyezettsége és a talajban megengedhető maximális elem tartalom alapján lehet elvégezni. Ezeket az adatokat foglaltam össze a 8. táblázatban.

8. táblázat. A tisztított szennyvíz, a természetes és a szennyezett mezőgazdasági talajok elem tartalma

Elemek	Mért koncentrációk			Mezőgazdasági talajok nehézfém tartalma					Megengedhető koncentrációk talajban ³
	Saját mérési adatok			Természetes ¹		Szennyezett ²			
	min.	max.	átlag	min.	max.	min.	max.	átlag	
	µg/l			mg/kg száraz anyag					mg/kg sz. a.
As	3,7	8,0	5,8	n. a.	n. a.	0,8	13,6	3,6	15
B	51,0	92,0	77,0	n. a.	n. a.	2,5	24,2	20,5	1 000
Ba	23,0	74,0	38,5	n. a.	n. a.	4,5	19,2	12,2	250
Cd	<0,5	<0,5	<0,5	0,2	1,0	<0,5	<0,5	<0,5	1
Co	<1,0	<1,0	<1,0	n. a.	10	3,4	24,9	10,1	30
Cr	<1,0	<1,0	<1,0	70	100	7,4	57,0	21,4	75
Cu	5,0	31,0	12,5	20	30	3,9	31,7	14,6	75
Hg	<0,2	<0,2	<0,2	0,03	0,06	<0,1	0,2	<0,1	0,5
Mo	1,7	4,1	2,4	n. a.	n. a.	<0,1	0,4	<0,1	7
Ni	<2,0	8,0	3,3	n. a.	50	8,6	38,5	23,7	40
Pb	<1,0	<1,0	<1,0	10	100	1,4	67,5	13,4	100
Zn	2,0	71,0	29,5	n. a.	50	9,7	81,2	47,3	200

¹Simon, 2006

²Hazai tapasztalati adatok, szakemberekkel történő konzultációk alapján

³50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján

Az öntözővízzel évente kijutatott nehézfémek tömege az öntözővíz mennyisége alapján számítható ki. Magyarországon évente jellemzően 500-700 mm csapadék hullik (web_3). Ezzel egy időben az intenzíven öntözött területeken a vegetációs időszakban hasonló mennyiségű öntözővíz felhasználás történik. Aszályos években, rendkívül vízigényes növényeknél előfordulhat akár 600-800 mm locsolóvíz felhasználás is.

Az öntözővíz mennyiségéből a tisztított szennyvíz összetételét ismerve kiszámítható az évente területegységenként az öntözővízzel kikerülő nehézfémek tömege. Az így meghatározott mennyiségek összevethetők az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet által rögzített mezőgazdasági területre szennyvízzel, szennyvíziszappal és szennyvíziszap komposzttal évente kijuttatható mérgező elemek és káros anyagok mennyiségével és a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben közölt „B” szennyezettségi határértékekkel.

A számításoknál a szélsőséges időjárású évekre is ritkán jellemző 1.000 mm-es locsolóvíz felhasználást vettem figyelembe. Az öntözővíz nehézfém tartalmára úgy tekintek, hogy az teljes egészében a talajban marad és feldúsul abban.

A vizsgálatot talaj felső 50 cm-es rétegre végeztem. Ez alapján 1 hektáron 5.000 m³ talaj található. Az 1 hektárra jutó termőtalaj tömegét a hazánkra jellemző 1,5 t/m³ sűrűséget alapul

véve 7.500 t-nak vettem. Mindez 60%-os átlagos talaj szárazanyag-tartalommal számolva 4.500 t/ha szárazanyagot jelent (9. táblázat).

9. táblázat. A talajtömeg meghatározása

Öntözővíz mennyisége	mm/év	1 000
Öntözővíz mennyisége	m ³ /ha/év	10 000
Vizsgált talajterület	m ²	10 000
Vizsgált talajvastagság	m	0,5
Vizsgált talaj térfogata	m ³	5 000
Talaj jellemző sűrűsége	t/m ³	1,5
Vizsgált talaj tömege	t	7 500
Talaj jellemző szárazanyag-tartalma	%	60
Hektáronkénti talaj szárazanyag-tartalom	t/ha	4 500

Az így kapott hektáronkénti talajszárazanyag-tartalom alapján a szakirodalomban fellelhető háttérkoncentrációkat figyelembe véve meghatározható az egyes elemek egy hektárra jutó mennyisége. A hatályos jogszabályban (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet) meghatározott „B” szennyezettségi határérték alapján kiszámítható az egyes komponensek 1 hektár területen megengedhető maximális tömege. E két mennyiség különbsége adja az öntözővízzel maximálisan kijuttatható elemek mennyiségét, melyet az évi kijuttatott mennyiséggel elosztva kapjuk meg a megengedhető maximális öntözési időtávot (10. táblázat).

10. táblázat. A tisztított szennyvíz mezőgazdasági hasznosíthatóságának korlátja

	Háttér szennyezettség		Szennyezettségi mennyiség		Σ Kihelyezhető mennyiség kg/ha	Évente kihelyezendő mennyiség		Kihelyezhetőség éveinek száma	
	mg/kg sz.a.	kg/ha	mg/kg sz.a. ¹	kg/ha		kg/ha/év	kg/ha/év	év	év
	A		B		C=B-A	számított ²	max ³	számított ²	min ³
As	3,6	16,2	15	67,5	51,3	0,06	0,5	884	26
B	20,5	92,3	1 000	4 500	4 408	0,77	-	5 717	630
Ba	12,2	54,9	250	1 125	1 070	0,39	-	2 779	27
Cd	0,5	2,3	1	4,5	2,3	0,01	0,15	450	11
Co	10,1	45,5	30	135,0	89,6	0,01	0,5	8 955	179
Cr	21,4	96,3	75	337,5	241,2	0,01	10	24 120	10
Cu	14,6	65,7	75	337,5	271,8	0,13	10	2 174	14
Hg	0,1	0,5	0,5	2,3	1,8	0,00	0,1	900	18
Mo	0,1	0,5	7	31,5	31,1	0,02	0,2	1 294	155
Ni	23,7	106,7	40	180,0	73,4	0,03	2	2 223	7
Pb	13,4	60,3	100	450,0	389,7	0,01	10	38 970	39
Zn	47,3	212,9	200	900,0	687,2	0,30	30	2 329	14

¹ 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet, 86/278/EEC direktíva alapján

² Tisztított szennyvíz jelenlegi összetétele alapján

³ 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet, 86/278/EEC direktíva (1.C. táblázat) alapján

A 10. táblázat adatai azt mutatják, hogy a talaj nehézfémterhelése még évi 1.000 mm tisztított szennyvíz elöntésével sem növekszik láthatóan. A tisztított szennyvíz ma már annyira minimális koncentrációban tartalmaz mérgező elemeket, hogy a fent jelölt hatalmas mennyiségű ($1 \text{ m}^3/\text{m}^2$) öntözővíz felhasználással is csak tized-század részét juttatjuk ki a jogszabály által megengedett évi nehézfémterhelésnek. Mindez a másik oldalról megközelítve azt jelenti, hogy a talajt érő maximális évi arzénterhelés évi 8.333 mm ($8,3 \text{ m}^3/\text{m}^2$) öntözővízzel, a megengedett kadmium terhelés évi 15.000 mm öntözővízzel, a maximális ólomkibocsátás pedig 10^6 mm ($1\,000 \text{ m}^3/\text{m}^2$) tisztított szennyvíz elöntésével lenne elérhető.

Amennyiben a tisztított szennyvíz a jogszabályban megengedett legnagyobb koncentrációban tartalmazná az egyes elemeket, az öntözés a különböző komponenseket tekintve a legszigorúbb esetekben is 10-30 évig történhetne (10. táblázat utolsó oszlopa). Ez esetben a leginkább korlátozó komponens a nikkkel, ami a határértékeknek megfelelően tisztított szennyvíz 1.000 mm/év öntözését 7 évig teszi lehetővé, de a bór esetében még így is 630 évről beszélhetünk. A bór megengedett koncentrációja az öntözővízben $0,7 \text{ g}/\text{m}^3$, miközben a rá vonatkozó szennyezettségi határérték a talajban $1 \text{ g}/\text{kg}$ sz.a. Az 1 m^2 -en $0,5 \text{ m}$ vastagságban elterülő 450 kg talajszárazanyag tehát maximálisan 450 g bórral terhelhető, amit 642 m^3 tisztított szennyvíz tartalmaz. Mivel a tisztított szennyvíz bórkoncentrációja a megengedett érték alig több mint tized része, az öntözhetőségi időtartam még a fenti 630 évnek is közel tízszerese (5.717 év).

A 10. táblázat adatai nem csak azt mutatják meg, hogy kizárólag a nehézfémterhelést figyelve a tisztított lakossági szennyvizek gyakorlatilag korlátozás nélkül öntözhetőek, de azt is, hogy a vonatkozó jogszabályok megalkotásakor az egyes komponensek toxikus jellegét fokozottan figyelembe vették. A tisztított szennyvizek és a talaj kellően alacsony megengedhető elemterhelése ugyanis abban is megnyilvánul, hogy például a rézre vonatkozó $75 \text{ mg}/\text{kg}$ sz.a. „B” szennyezettségi határérték alig haladja meg a kukorica megfelelő fejlődéséhez szükséges rézterhelését ($21 \text{ mg}/\text{kg}$ sz.a.). Cinknél ezek az értékek $200 \text{ mg}/\text{kg}$ sz.a. és $55 \text{ mg}/\text{kg}$ sz.a. Mindebből az következik, hogy ha a talaj réz- és cinktartalma átlépi a megengedett koncentrációkat, azaz szennyezetté válik, a talaj fémterhelése hagyományos szántóföldi növénytermesztéssel is határérték alá csökkenthető, sőt, a talaj ezt a fémterhelést további mikroelem utánpótlás hiányában 1-2 évtizeden belül akár teljesen el is veszítheti. A kiszámított feltűnően hosszú öntözési időtartam tehát nem azért rendkívül magas, mert a határértékek kevésbé szigorúak, sokkal inkább azért, mert a tisztított lakossági szennyvíz a veszélyes elemeket ma már csak rendkívül alacsony koncentrációban tartalmazza.

A 11. táblázat azt mutatja, hogy a kukorica 3 fontos mikroelem igénye évi 1.000 mm szennyvíz öntözésével, 6.500 kg/ha terméshozamot figyelembe véve milyen arányban elégíthető ki.

11. táblázat. A kukorica mikroelem igényének kielégítése tisztított szennyvíz öntözésével

Réz¹		
Igény	<i>mg/kg növényi sz.a.</i>	21
	<i>g/ha</i>	136,5
Szennyvíz	<i>mg/m³</i>	12,5
	<i>g/ha</i>	125
Ellátottság	<i>%</i>	<u>91,6 %</u>
Cink¹		
Igény	<i>mg/kg növényi sz.a.</i>	55
	<i>kg/ha</i>	357,5
Szennyvíz	<i>mg/m³</i>	29,5
	<i>g/ha</i>	295
Ellátottság	<i>%</i>	<u>82,5 %</u>
Bór²		
Igény	<i>mg/kg növényi sz.a.</i>	40
	<i>kg/ha</i>	260
Szennyvíz	<i>mg/m³</i>	77
	<i>g/ha</i>	770
Ellátottság	<i>%</i>	<u>296,1 %</u>

¹Forrás: http://fertilia.hu/_user/Fertilia_Kukorica.pdf (web_4)
²Forrás: <https://agraragazat.hu/hir/kukorica-margojara> (web_5)

A 11. táblázatból látható, hogy átlagos terméshozamot feltételezve önmagában tisztított szennyvízzel rendkívül nagy mennyiséget előntözve sem biztosítható teljesen a növény alapvető mikroelem szükséglete.

Bár voltaképpen nem lehet realitás, a fentiek után mégis érdemesnek tartom megnézni, hogy kizárólag az elemtartalom alapján a nyers szennyvíz öntözését milyen időtávra lehetne biztonságosnak tekinteni. Erre vonatkozóan a fontosabb adatokat a 12. táblázatban foglaltam össze.

12. táblázat. A nyers szennyvíz mezőgazdasági hasznosíthatóságának korlátja

	Nyers szennyvíz összetétele <i>µg/l</i>	Σ Kihelyezhető mennyiség <i>kg/ha</i>	Évente kihelyezendő mennyiség <i>kg/ha/év</i>		Kihelyezhetőség éveinek száma	
			számított ¹	max ²	számított ¹	min ²
As	10,4	51,3	0,06	0,5	493	26
B	111	4 408	0,77	-	3 971	630
Ba	101	1 070	0,39	-	1 060	27
Cd	0,5	2,3	0,01	0,15	450	11
Co	1	89,6	0,01	0,5	8 955	179

	Nyers szennyvíz összetétele	ΣKihelyezhető mennyiség	Évente kihelyezendő mennyiség		Kihelyezhetőség éveinek száma	
	µg/l	kg/ha	kg/ha/év		év	
			számított ¹	max ²	számított ¹	min ²
Cr	12,4	241,2	0,01	10	1 945	10
Cu	151	271,8	0,13	10	180	14
Hg	1	1,8	0,00	0,1	900	18
Mo	11	31,1	0,02	0,2	282	155
Ni	22	73,4	0,03	2	333	7
Pb	13	389,7	0,01	10	2 998	39
Zn	570	687,2	0,30	30	121	14

¹ Nyers szennyvíz jelenlegi összetétele alapján

² 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet, 86/278/EEC direktíva (1.C. táblázat) alapján

Ha a nyers szennyvízben mért legnagyobb elemkoncentrációkat nézzük, a szennyvíz még így is évszázadokig lenne öntözhető anélkül, hogy a talajban káros feldúsulás lenne tapasztalható. Az öntözésre szánt szennyvízre vonatkozó határértékek még a nyers lakossági szennyvíz elemtartalmát is messze meghaladják. A nyers és a tisztított szennyvíz összetétele alapján kiszámított évek száma közti különbség az egyes elemeket tekintve azok eltávolítási fokára, illetőleg a befolyó tömegüknek az iszap és a tisztított vízben mérhető mennyiségük arányára vezethető vissza. Itt viszont fontos megjegyezni, hogy a dolgozat a lakossági szennyvíz összetételét és annak hatását vizsgálja. A vizsgált szennyvíztisztító telepre érkező nyers szennyvíz gyakorlatilag mentes az ipari hatásoktól. Olyan területeken ahol jelentősebb az ipari tevékenység, illetve a városi lefolyások is a lakossági szennyvízbe kerülnek bevezetésre, a szennyvíztelepekre érkező szennyvíz veszélyes elemtartalma már meghatározóbb lehet, ami a mezőgazdasági hasznosítását is korlátozhatja.

Érdemesnek tartom megjegyezni, hogy a Genezis Pétibór Extra oldat bórtartalma 100 g/l, miközben a készítmény gyártó által javasolt felhasználási mennyisége évi 9 liter/ha (web_6). Az így kijuttatott 0,9 kg bór 11.673 m³ tisztított szennyvízben van benne, tehát ugyanennyi bór a jelenlegi tisztított szennyvíz összetételét tekintve 1.167 mm kiöntözött szennyvízzel lehetne kijuttatható. Ez azt is bizonyíthatja, hogy a talajok elemtartalma a szennyvizek öntözésével nem, hogy nőne, de mivel az így kijuttatott mennyiségek még a növények számára szükséges arányokat sem érik el, gyakorlatilag inkább az abszolút elemtartalom csökkenéséről beszélhetünk. A talajra jellemző elemtartalom változásának konkrét megállapításához közép és hosszú távú talajösszetétel-vizsgálatokra van szükség.

3.2.3 Megállapítások

A tisztított szennyvíz minimális elemtartalmából adódóan a települési szennyvíztisztító telepek elfolyó vize a mezőgazdaságban biztonságosan hasznosítható és felhasználható. Ma már egyik nehézfém sincs jelen olyan koncentrációban a szennyvízben, hogy az a tisztított szennyvíz szántóföldi öntözését akadályozná. A részletezett számítások szerint megállapítható, hogy a

tisztított szennyvíz valamennyi elemére igaz, hogy a szennyvíz intenzív öntözése esetén is a talaj csak évtizedek, évszázadok alatt terhelődik kimutatható mértékben nehézfémekkel.

Mindezek alapján kijelenthető, hogy a vízhiányos területeken a tisztított lakossági szennyvíz mezőgazdasági hasznosítása az elemtartalom szempontjából egyértelműen támogatható.

3.3 A nehézfém-tartalom hatása a települési szennyvíziszapok mezőgazdasági kihelyezésének lehetőségére

Jelen fejezet annak kérdésével foglalkozik, hogy a települési szennyvíziszap nehézfém-tartalma mennyire korlátozza az iszap mezőgazdasági hasznosítását. Az előző fejezethez hasonlóan a saját mérési eredményeimen túl itt is felhasználom a mezőgazdasági talajok szakirodalomban fellelt és hazai szakemberek által megadott, korábban már bemutatott háttérszennyezettségi adatokat. A víztelenített szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának értékelését a hazai jogszabályi határértékeket figyelembe véve és az Európai Unió által előírányzott megengedhető koncentrációkat felhasználva végeztem.

3.3.1 Szennyvíziszap nehézfém-tartalmának meghatározása

A szennyvíziszapokban gyakorlatilag minden szennyvízbe bekerült fém megjelenik. A nehézfémek iszapba kerülő aránya komponensenként változó; egyes elemek meghatározó része a tisztítást követően is a szennyvízben marad, míg más fémek jellemzően a szennyvíziszapban fognak koncentrálni. Bizonyos komponensek nagyjából egyenlő arányban oszlanak meg a szennyvíztisztító technológiát elhagyó tisztított vízfázis és az iszapfázis között. Mivel a szennyvíziszap összetételét alapvetően befolyásolja a nyers szennyvíz jellege, a települési szennyvíziszapok nehézfém-tartalma a lakossági szokásokon és magatartáson túl attól is függ, hogy az adott térségre milyen ipari szennyvíz kibocsátások jellemzőek, illetve milyen egyéb forrásokból (pl. közlekedés, növényvédelem) kerülnek fémek a szennyvízbe.

A mezőgazdasági hasznosításra szánt szennyvíziszapok nehézfém-tartalmát a talaj, a növények, az állatok és végső soron az ember egészségének védelme érdekében Európában először 1986-ban szabályozták a 86/278/EEC direktívával („szennyvíziszap irányelv”), amely irányelv ma is érvényben van. Hazánkban a mezőgazdasági felhasználásra szánt szennyvíziszapok és szennyvíziszap komposztok megengedhető nehézfém-tartalmát, hasonlóan az öntözésre szánt szennyvizekhez, az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet szabályozza. A hivatkozott kormányrendeletben meghatározott határértékek valamennyi esetben megegyeznek az 86/278/EEC direktívában előírányzott értékekkel, vagy szigorúbbak annál.

Az szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosíthatóságának vizsgálata érdekében az iszapminták meghatározott elem-tartalmát összevettem a szennyvíziszap mérgező anyag koncentrációit korlátozó jelenlegi jogi szabályozással (13. táblázat).

13. táblázat. A víztelenített szennyvíziszap elemtartalma az annak mezőgazdasági kihelyezésére vonatkozó jelenlegi határértékekkel összehasonlítva

Elemek	Mért koncentráció			Szennyvíziszap határérték ¹	Szennyvíziszap határérték ²	Szennyvíziszap komposzt határérték ²
	min.	max.	átlag			
	mg/kg száraz anyag			mg/kg száraz anyag		
Ag	<0,2	4,01	0,7	-	-	-
Al	2 440	4 530	3 314	-	-	-
As	4,55	12,3	8,14	-	75	25
B	24,7	46,2	37,2	-	-	-
Ba	71	144	109,1	-	-	-
Cd	0,21	0,86	0,63	20-40	10	5
Co	2,4	3,83	3,14	-	50	50
Cr	21,9	33	27,3	-	1 000	350
Cu	161	417	265	1 000-1 750	1 000	750
Hg	<0,1	0,47	0,28	16-25	10	5
Mo	5,33	13,1	7,76	-	20	10
Ni	18,5	46,8	31,87	300-400	200	100
Pb	15,6	24,4	19,9	-	750	400
Sb	<1,0	3,74	1,3	-	-	-
Se	1,55	10,1	4,36	-	100	50
Sn	11,1	29,4	21,3	-	-	-
Zn	701	1 223	966	2 500-4 000	2 500	2 000

¹86/278/EEC direktíva alapján

²50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet alapján

A 13. táblázat mutatja, hogy a mért koncentrációk gyakran legalább egy nagyságrenddel alatta maradnak a határértékeknek, miközben a legtöbb esetben a szennyvíziszap komposztra érvényes határértéknek is csak töredékét képviselik. A szennyvíziszap komposztokban megengedett alacsonyabb koncentráció a komposztálás során az iszaphoz kevert segédanyagok „hígító hatásával” magyarázható. Amennyiben a komposztálást megelőzően a szennyvíziszap rothasztásra kerül, ez a hígító hatás már nem jelentkezik kellőképpen, hiszen a rothasztás során az iszap szervesanyag-tartalmának csökkenésén keresztül a szerves komponensek, így többek között a nehézfémek is feldúsulnak a rothasztott iszapban. Bizonyos mértékű dúsulás a komposztokra is jellemző, hiszen a folyamat során az iszap tömege a szerves anyagok bomlása miatt csökken, viszont az abban található nehézfémtömeg nem változik.

A nehézfémek dúsulási arányának érzékeltetésére példa Cai és társai (2007) megfigyelései, akik azt tapasztalták, a nehézfémek koncentrációja a komposztban a kadmium esetében 12-60%-kal, a réznél 8-17%-kal, az ólmot tekintve 15-43%-kal, míg a cinket figyelve 14-44%-kal haladta meg a komposzt alapanyagát jelentő szennyvíziszapban mért mennyiségeket.

Érdekes, hogy míg a szennyvízzel történő öntözést az öntözésre szánt szennyvíz alumínium-, bór- és báriumkoncentrációja korlátozhatja, addig ugyanezen komponensek szennyvíziszapban és szennyvíziszap komposztban megengedhető aránya nem szabályozott. Különösen érdekes ez abból a szempontból is, hogy az alumínium egészségkárosító hatása régóta ismert. Az iszapban

történő előfordulásának szabályozatlansága következhet a szennyvíziszap kezelésben történő gyakori alkalmazásából, ami viszont azért is vezethet ellentmondáshoz, mert felhasználása nem csak szennyvíziszapok, de szennyvizek előtisztításánál is gyakorlat, melynek folytán a kevésbé optimalizált technológiák elfolyó vizében is nagyobb arányban lehet jelen.

Az alumínium megengedhető koncentrációja egyébként sem a közcsatornába engedhető szennyvizek esetében, sem az élővizekbe bocsátható tisztított szennyvizek esetében nem korlátozott, bár a vízvédelmi hatóság az egyes kibocsátásokra egyedi határértéket (2-6 mg/l) állapíthat meg.

A bárium pozitív élettani hatásai nem ismertek, vegyületei mérgezők, illetve nagyobb mennyiségben ugyan, de a bór is toxikus hatással bír. A bór koncentrációja az alumíniumhoz hasonlóan csak az öntözésre szánt szennyvízben szabályozott, viszont báriumtartalom szempontjából a 91/271/EGK irányelv alapján készült, Magyarországon jelenleg hatályban lévő 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet alapján mind a közcsatornába bocsátható, mind az élővízbe vezetett szennyvizek (0,3-0,5 mg/l) korlátozva vannak.

A vizsgált fémek közül az ón, az ezüst és az antimon mennyisége sem korlátozott a szennyvíziszapokban a mezőgazdasági felhasználás esetén.

Az iszapba kerülő nehézfémek mennyisége egyértelműen függ a befolyó szennyvíz nehézfémtartalmától, emiatt a szennyvízzel történő fémkibocsátás csökkenő tendenciája a szennyvíziszapban található legtöbb nehézfém (pl. kadmium, króm, réz, higany, ólom) esetében is megfigyelhető. Ezzel is magyarázható, hogy a kadmium és a higany jelenléte az iszapban ma már rendszerint csekély, miközben a cink és az alumínium ma is számottevő mennyiségben jelenik meg abban.

3.3.2 Szennyvíziszap nehézfémtartalmának hatása

Fang és társai (2017) szerint a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításához kapcsolódóan a kijuttatott nehézfémek akár nem kívánt mértékben is felhalmozódhatnak a talajban. A szennyvíziszap, illetve a szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági területekre történő kijuttatása a talaj nehézfémtartalmát kezdetben egyértelműen növeli, ami kedvezőtlen lehet a növényzetre és annak fogyasztóira, tehát áttételesen vagy közvetlenül magára az emberre is. A 14. táblázatban a szennyvíziszap általam meghatározott nehézfémtartalmát a természetes és szennyezett mezőgazdasági talajok jellemző összetételével hasonlítom össze.

14. táblázat. A víztelenített szennyvíziszap elemtartalma a természetes és szennyezett mezőgazdasági talajok jellemző összetételével összehasonlítva

Elemek	Mért koncentrációk			Mezőgazdasági talajok nehézfém-tartalma					Megengedhető koncentrációk talajban	
	Saját mérési adatok			Természetes ¹		Szennyezett ²			EU ³	Mo. ⁴
	min.	max.	átlag	min.	max.	min.	max.	átlag		
	mg/kg száraz anyag			mg/kg száraz anyag					mg/kg száraz anyag	
As	4,55	12,3	8,14	n. a.	n. a.	0,8	13,6	3,6	-	15
Cd	0,21	0,86	0,63	n. a.	n. a.	<0,5	<0,5	<0,5	1-3	1
Co	2,4	3,83	3,14	n. a.	n. a.	3,4	24,9	10,1	-	30
Cr	21,9	33	27,3	0,2	1,0	7,4	57,0	21,4	-	75
Cu	161	417	265	n. a.	10	3,9	31,7	14,6	50-140	75
Hg	<0,1	0,47	0,28	70	100	<0,1	0,2	<0,1	1-1,5	0,5
Mo	5,33	13,1	7,76	20	30	<0,1	0,4	<0,1	-	7
Ni	18,5	46,8	31,87	0,03	0,06	8,6	38,5	23,7	30-75	40
Pb	15,6	24,4	19,9	n. a.	n. a.	1,4	67,5	13,4	50-300	100
Zn	701	1 223	966	n. a.	50	9,7	81,2	47,3	150-300	200

¹Simon, 2006

²Hazai tapasztalati adatok, szakemberekkel történő konzultációk alapján

³86/278/EEC direktíva alapján

⁴6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján

Látható, hogy a szennyvíziszap réz-, cink- és higanykoncentrációja meghaladja ugyanezen elemeknek a természetes állapotban lévő talajokra jellemző arányát. A víztelenített szennyvíziszap higanytartalma a természetes előforduláshoz képest nem meglepő, hiszen a higany a környezetben természetes körülmények között szinte alig lehet jelen, amit a táblázatban feltüntetett koncentrációtartomány is jelez. A réz és a cink a szennyvíziszapban legnagyobb mennyiségben előforduló fémszennyezők. A szennyvíziszapra jellemző koncentrációjuk meghaladja a jelenlegi jogi szabályozás szerint a talajokban maximálisan megengedhető koncentrációjukat. A réz és a cink talajban történő feldúsulása a talajok mezőgazdasági hasznosítására vezethető vissza, hiszen lényeges mikroelemek a növények számára, így mesterséges pótlásuk a mezőgazdaságban népszerű gyakorlat. A talajba került cink egyébként az egyik legkönnyebben felvehető nehézfém, egyben esszenciális mikroelem a növények számára. Koncentrációja a szennyvíziszapokban jelentős mértékben feldúsulhat, és mezőgazdasági hasznosítás esetén a talaj közvetítésével a természetett növényekbe, illetve a táplálékláncba kerül. A cink fontos enzimek alapeleme, emiatt a növényi növekedéshez elengedhetetlenül szükséges. A szennyvíziszapok réztartalma szintén meghatározó lehet, de a szennyvíziszapokkal kezelt talajokból viszonylag kevés réz kerül be a növényekbe, amit egyébként a növénytermesztés helyett inkább az állattenyésztés során alkalmaznak.

A szennyvíziszappal javított talajokon a növények az igazán veszélyes nehézfémekből (pl. króm, ólom, kadmium) viszonylag kis mennyiséget vesznek fel, emiatt arányukat tekintve ezek az elemek a talajban sokkal inkább feldúsulhatnak (legtöbbször a talaj felső részében), amit a 14. táblázat adatai is mutatnak. A krómhoz és a nikkellez hasonlóan a talaj

kadmiumtartalmát elméletileg növelheti a kihelyezett szennyvíziszap is, de annak fő forrása sokkal inkább a foszfátműtrágyák alkalmazása (Thévenot et al., 2007).

A 91/676/EGK irányelv alapján készült 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet szerint az évente mezőgazdasági területre szerves trágyával kijuttatott nitrogén hatóanyag mennyisége nem haladhatja meg a 170 kg/ha értéket, beleértve a legeltetés során az állatok által elhullajtott trágyát, továbbá a szennyvizekkel, szennyvíziszapokkal, valamint szennyvíziszap komposzttal kijuttatott mennyiséget is. Ez alapján, a szennyvíziszap nitrogéntartalmát ismerve kiszámítható az évente hektáronként kihelyezhető szennyvíziszap mennyisége, illetve annak nehézfém tartalma alapján az iszappal kihelyezett nehézfémek tömege is. Az így meghatározott, évente kijuttatandó nehézfém mennyiségek összehasonlíthatók a 86/278/EEC direktíva 1.C. mellékletében szereplő „Mezőgazdasági talajra évente kijuttatható nehézfém mennyiségek” határértékeivel.

A szennyvíziszapra jellemző nitrogéntartalmat méréseim alapján 41,1 g/kg szárazanyag értéknek vettem, így az évente hektáronként kijuttatható szennyvíziszap mennyisége 4.136 kg iszapszárazanyag/ha.

A számítások során a legkedvezőtlenebb feltételeket vettem figyelembe, miszerint a szennyvíziszap szerves- és tápanyagtartalma teljesen hasznosul, miközben nehézfém tartalma teljes egészében a talajban marad és feldúsul abban. Ez alapján az egyes nehézfémek évente hektáronként kijuttatott mennyiségére konkrét értékeket kaptam.

Az előző fejezethez hasonlóan a vizsgálatot itt is a talaj felső 50 cm-es rétegére végeztem (15. táblázat).

15. táblázat. A talajtömeg meghatározása

Szennyvíziszappal kihelyezhető N mennyisége¹	kg/ha/év	170
Szennyvíziszap N tartalma	<i>mg/kg sza.</i>	41,1
Kihelyezhető iszap mennyisége	<i>kg sz.a./év/ha</i>	4 136
Vizsgált talajterület	<i>m²</i>	10 000
Vizsgált talajvastagság	<i>m</i>	0,5
Vizsgált talaj térfogata	<i>m³</i>	5 000
Talaj jellemző sűrűsége	<i>t/m³</i>	1,5
Vizsgált talaj tömege	<i>t</i>	7 500
Talaj jellemző szárazanyag-tartalma	<i>%</i>	60
Hektáronkénti talaj szárazanyag-tartalom	<i>t/ha</i>	4 500
¹59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet (91/676/EGK irányelv) alapján		

A talaj és a szennyvíziszap elemtartalmát alapul véve, az évente kihelyezhető iszap mennyiségéből számítottam ki a leghosszabb megengedhető iszapfelhasználási időtávot (16. táblázat).

16. táblázat. A víztelenített szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosíthatóságának korlátja

	Háttér szennyezettség		Szennyezettségi mennyiség		Σ Kihelyezhető mennyiség kg/ha	Évente kihelyezendő mennyiség		Kihelyezhetőség éveinek száma	
	mg/kg sz.a.	kg/ha	mg/kg sz.a. ¹	kg/ha		kg/ha	kg/ha/év	év	év
	A		B		C=B-A	számított ²	max ³	számított ²	min ^{2,3}
As	3,6	16,2	15	67,5	51,3	0,0337	0,5	1 524	201
Cd	0,5	2,3	1	4,5	2,3	0,0026	0,15	863	66
Co	10,1	45,5	30	135,0	89,6	0,0130	0,5	6 895	527
Cr	21,4	96,3	75	337,5	241,2	0,1129	10	2 136	71
Cu	14,6	65,7	75	337,5	271,8	1,0961	10	248	80
Hg	0,1	0,5	0,5	2,3	1,8	0,0012	0,1	1 554	53
Mo	0,1	0,5	7	31,5	31,1	0,0321	0,2	967	457
Ni	23,7	106,7	40	180,0	73,4	0,1318	2	556	108
Pb	13,4	60,3	100	450,0	389,7	0,0823	10	4 734	153
Zn	47,3	212,9	200	900,0	687,2	3,9956	30	172	23

¹ 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet, 86/278/EEC direktíva alapján

² 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet, 91/676/EGK irányelv alapján (170 kgN/ha/év) a saját mérési eredményeiből számított adatok

³ 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet, 86/278/EEC direktíva (I.C. táblázat) alapján a saját mérési eredményeiből számított adatok

Említettem, hogy az évente kihelyezhető szennyvíziszap mennyiségét annak nitrogéntartalma korlátozza, hiszen a jogszabály limitálja az évente mezőgazdasági területre kijuttatható nitrogén tömegét. A maximálisan kijuttatható és az iszap összetételéből (N- és nehézfém-tartalom) adódóan a ténylegesen kijuttatott nehézfém mennyiségeket összehasonlítva azt vehetjük észre, hogy a szabályozott elemeket nézve is 10-20-szor több nehézfém juttatható ki egy évben a talajra, mint amennyi a szennyvíziszappal együtt ténylegesen kihelyezésre kerül. A megengedhető mennyiséghez legközelebb itt is a cink áll, melynek az átlagos iszapösszetétel alapján számított kihelyezendő mennyisége még így is csak kicsit több mint tizede a megállapított maximumnak. Kadmium esetében az évente talajba kerülő mennyiség a megengedett mennyiség 1/57-öd része. Higany esetében körülbelül az 1%-a, míg az ólomnál ez az arány körülbelül 0,8%, azaz az a maximális ólom mennyiség, ami jogszabály szerint évente a talajba kerülhet, a szennyvíziszap hasznosításával 121 év alatt kerül a talajba. Már ebből a számításból is az a következtetés vonható le, hogy a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása rövidtávon is csak csekély mértékben növeli a talaj nehézfém-tartalmát, ráadásul korántsem biztos, hogy ez a növekedés hosszú távon is kimutatható lesz a talajban. A hektáronként maximálisan kijuttatható nehézfém mennyiségek meghatározásánál a szakemberek vélhetően figyelembe vették a természetett növénykultúrák mikrotápanyag igényét is, ami azt jelenti, hogy ennek a nehézfém tömegnek egy része a talajból a kihelyezés évét követő néhány éven belül eltávolításra kerül. Mivel láthattuk, hogy a szennyvíziszappal bevitt nehézfém-tömeg szinte össze sem hasonlítható azzal a mennyiséggel, melynek kijutását a jogszabály lehetővé teszi, az sem elvetendő gondolat, hogy a szennyvíziszap teljes nehézfém-tartalma távozik a talajból a növényi felvételen keresztül.

A 16. táblázat eredményeit tovább vizsgálva látható, hogy a szennyvíziszap általam mért nehézfém tartalmát figyelembe véve a legrosszabb esetben (folyamatos felhalmozódás) is több 100 éves kihelyezhetőséggel számolhatunk. A nehézfémek mennyiségét vizsgálva az iszap mezőgazdasági hasznosíthatóságát leginkább annak réz- és cinktartalma korlátozhatja. Az iszappal történő higany, kadmium, króm és ólom kihelyezés ma már nem jelentős.

Ugyanilyen feltételek mellett, amennyiben a kihelyezni tervezett szennyvíziszap a nehézfémeket a kihelyezhetőségi határértékeknek megfelelő koncentrációban tartalmazza, az iszap folyamatos mezőgazdasági hasznosítása már rövidebb ideig, de még így is több évtizedig biztosítható. A kihelyezhetőséget ebben az esetben leginkább a szennyvíziszap cink- és réztartalmán kívül az iszap higany-, kadmium- és krómtartalma korlátozza (14. táblázat). Ebből is látható, hogy az említett komponensek kiemelt toxicitását a jogszabályi döntéshozatalnál is fokozottan figyelembe vették.

A szakirodalom alapján hasonló megállapításra jutottak Contin és társai (2012), akik az általuk készített tanulmányban kimutatták, hogy a vonatkozó jogszabályoknak megfelelő összetételű szennyvíziszapokat hosszú ideig (10 év) talajjavításra alkalmazva sem volt jelentős a mérgező elemek felhalmozódása.

Mindezek ellenére fontos megjegyezni, hogy az antropogén hatások következtében a termőtalajok nehézfémterhelése rövidtávon általában pozitív, tehát a talajokba időegység alatt több nehézfém kerül be, mint amennyi onnan eltávozik. Ennek megfelelően világszerte tendencia, hogy a szántóföldek fémkészlete folyamatosan növekszik (Thévenot et al., 2007). A talaj egy bizonyos határig pufferként viselkedik, mivel megköti a nehézfémeket, és így tompítja azok hatását, viszont épp emiatt idővel potenciális szennyezővé válhat. Ugyanígy élővizek esetén is jelentős és egyre fokozódó belső nehézfémterhelés figyelhető meg (Malmström et al., 2009). Mivel nagyobb időtávot felölelő kísérletekről csak ritkán számolnak be, a kérdés inkább az, hogy kizárólag szennyvíziszap hasznosítás mellett a termőtalajok nehézfémterhelése közepes és hosszú távon is pozitív marad-e. A termesztett növénykultúrák sokféleségéből, azok változatos tápanyag igényéből és mikroelem felvételéből ugyanis hosszú távon egészen más nehézfémterhelés állítható fel, mintha csak 2-3 éves vizsgálatokat végzünk, mely idő alatt a vizsgált területen mindössze 1-2 növényfajta termesztése történik. A középtávú hatásokra vonatkozóan fontos eredményeket tartalmaz a 3.7 fejezet.

3.3.3 Megállapítások

Eredményeim azt mutatják, hogy amennyiben a szennyvíziszap kihelyezése a jogszabályoknak megfelelő módon (mennyiségi és minőségi megfelelés) történik, a legmeghatározóbb komponenseket vizsgálva is a talaj csak évtizedek, vagy akár évszázadok alatt terhelődik olyan mértékben nehézfémekkel, amelyek alapján a jelenlegi jogi szabályozás szerint maga is szennyezetté válik.

Számításaim során a legkedvezőtlenebb feltételeket vettem figyelembe, miszerint a szennyvíziszap szerves- és tápanyagtartalma teljesen hasznosul, miközben nehézfém tartalma teljes egészében a talajban marad és feldúsul abban. Nem számoltam a növények nehézfém felvételével és a nehézfémek esetleges kimosódásával, vagy mélyebb rétegekbe kerülésével.

Éppen ezért állíthatom, hogy a kihelyezés tényleges időtávja az általunk meghatározott évek számát nagy valószínűséggel meghaladhatja.

Mindezeket is figyelembe véve jelenlegi ismereteink alapján a települési szennyvíziszapok megfelelő körültekintéssel végzett mezőgazdasági hasznosítása előnyös megoldásnak tűnik, bár ennek pontosításához ma már a szennyvíziszapokban lévő egyéb mikroszennyező anyagok mennyiségének meghatározása is szükséges.

Az eredményeket tekintve a kérdés már inkább az, hogy ha a mezőgazdasági talajok tápanyag utánpótlására és azok termékenységének javítására kizárólag szennyvíziszapot alkalmazunk, a növények számára fontos mikroelem utánpótlás fedezhető-e egyáltalán és nem az, hogy ezekkel a komponensekkel mennyire terheljük és szennyezzük a talajt.

3.4 A kizárólag szennyvíziszappal történő tápanyag-utánpótlás realitása

Méréseim alapján a nehézfém-tartalom nem korlátozza a települési szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosíthatóságát. Emiatt érdemesnek tartom megvizsgálni azt, hogy önmagában szennyvíziszappal elérhető-e a termőterületek kívánt tápanyag utánpótlása.

Az előző fejezetben többször hivatkoztam arra, hogy a szervesanyag formájában a mezőgazdasági területeket érő évi nitrogénterhelés jelenleg nem haladhatja meg a 170 kg N/ha értéket. Az egyéb növényi makrotápanyagok utánpótlása a talajba jelenleg nem szabályozott, de a növények tápanyagszükségletét tekintve azok pótolni szükséges mennyisége közel sem éri el a növények rendelkezésére bocsátani szükséges nitrogén mennyiségét.

Ma Magyarországon a tápanyagok utánpótlása jellemzően komplex műtrágyák és nitrogénműtrágyák felhasználásával történik. Ezen túlmenően műtrágya kijuttatására csak a természet közben tapasztalt hiánybetegségek esetén kerül sor. További műtrágya-felhasználás viszonylag ritkán fordul elő, hiszen általában mind a komplex műtrágyák, mind a meghatározó részben nitrogéntartalmú műtrágyák is tartalmaznak olyan egyéb mikroelemeket, melyekre a növények fejlődése során szükség lehet. A nitrogén utánpótlására hazánkban legnagyobb mennyiségben felhasznált 39%-os összes hatóanyag-tartalmú pétisó például 27%-ban tartalmaz nitrogént, ami mellett kisebb arányban egyéb komponensek (pl. réz, cink, nikkel, magnézium) is megtalálhatók benne (web_7). Bár a termesztett növényfajták eltérő tápanyagigénye miatt a műtrágya formájában kijuttatott tápanyagok összes mennyisége minden évben más kell, hogy legyen, a növények eltérő tápanyagszükségletét a hazai mezőgazdasági kultúrában csak ritkán veszik figyelembe. Mivel a növények tápanyagigénye egyébként jól behatárolható és arányában legtöbbször csak kissé eltérő, illetve a pótolni szükséges tápanyagmennyiség csak a talajösszetétel részletes és rendszeres ellenőrzése mellett határozható meg pontosan, a gazdák évtizedes tapasztalatain alapuló műtrágyázási szokások érthetők.

A közvetlen fogyasztásra szánt zöldségnövények termesztésénél a tápanyagok utánpótlása legtöbbször istállótrágya és lombtrágya alkalmazásával történik. Mivel ezek a fajok sokszor nem tolerálják a frissen trágyázott földet, az ilyen módon történő tápanyagbevitelt jellemzően

a termesztést megelőző évben végzik. Gyümölcsstermesztésnél szintén a szerves trágya felhasználása jelenti a tápanyag-utánpótlás gerincét, de korlátozott mértékben műtrágyázás ez esetben is történhet. Ilyenkor leginkább komplex műtrágyát használnak, hiszen például a kálium felelős a fás szerkezet megfelelő kialakításáért, egyben javítja a növény télállóságát és növeli a termesztett gyümölcs cukortartalmát is.

A következőkben a szennyvíziszap tápanyag-utánpótlásra történő felhasználásának lehetőségét a műtrágya alkalmazásával állítom szembe. Ennek egyik oka, hogy szerves trágyázást a gyakorlatban leginkább a zöldség- és gyümölcsstermesztésnél alkalmaznak, és a gazdák által kijuttatott szerves trágya pontos összetétele is minden esetben bizonytalan. Zöldtrágya esetén az összetételt alapvetően meghatározza a komposzt alapanyaga, istállótrágyánál pedig a kevert trágya tápanyagtartalmában már a felhasznált szalma változó arányából is jelentős különbségek adódhatnak.

Másik oka annak, hogy munkámban a szántóföldi növények termesztésére fektetem a hangsúlyt, hogy a mezőgazdasági termelés meghatározó részét a gabonanövények és a takarmánynövények termesztése adja, tehát ez jelentheti a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának törzsét és ezzel a szennyvíziszap-elhelyezés problémájának legkézenfekvőbb megoldását. A szennyvíziszap kihelyezésének inkább a szántóföldi növénytermesztésre irányuló vizsgálatát indokolja az is, hogy az 50/2001. Kormányrendelet kimondja: tilos a szennyvíziszap és a szennyvíziszap komposzt felhasználása zöldség- és talajjal érintkező gyümölcsök termesztése esetében a termesztés évében, valamint az azt megelőző évben. Emiatt a szennyvíziszap ilyen irányú hasznosítása meglehetősen korlátozott.

3.4.1 A szennyvíziszap tápanyagtartalma

A növények növekedése szempontjából elsődleges, másodlagos és mikrotápanyagokat különböztetünk meg (17. táblázat). A dolgozat eddigi részében a fémekkel és a nehézfémekkel foglalkoztam, melyek egy része mikrotápanyagként funkcionál. Közülük legfontosabb a réz, a nikkell és a cink. Rajtuk kívül mikrotápanyag még a bór és a molibdén is, melyek szennyvíziszapra jellemző koncentrációjáról fentebb szintén találhatunk pontos adatokat. Az iszap mangántartalmának bemutatására jelen fejezetben kerül sor, klór- és vastartalmát ugyanakkor nem részletezem.

17. táblázat. A növényi tápanyagok csoportosítása

Elem	Vegyjel	Növények számára felvehető formák
Elsődleges tápanyagok (makrotápanyagok)		
Nitrogén	N	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺
Foszfor	P	H ₂ PO ₄ ⁻ , HPO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻
Kálium	K	K ⁺
Másodlagos tápanyagok (mezotápanyagok)		
Kalcium	Ca	Ca ²⁺
Magnézium	Mg	Mg ²⁺
Kén	S	SO ₄ ²⁻

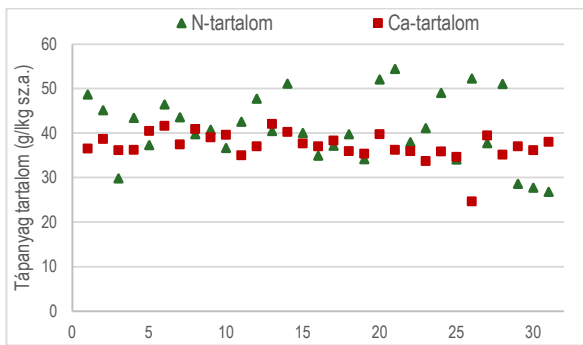
Elem	Vegyjel	Növények számára felvehető formák
Mikrotápanyagok		
Bór	B	BO ₃ ³⁻
Klór	Cl	Cl ⁻
Réz	Cu	Cu ⁺ , Cu ²⁺
Vas	Fe	Fe ³⁺
Mangán	Mn	Mn ₂ ⁺
Molibdén	Mo	MoO ₄ ²⁻
Nikkel	Ni	Ni ²⁺
Cink	Zn	Zn ²⁺

Munkám során a szennyvíziszap nehézfém- és egyéb mikroelem-tartalmán kívül annak elsődleges és másodlagos növényi tápanyagtartalmának meghatározására is végeztem méréseket. Az ehhez kapcsolódó fontosabb statisztikai adatokat a 18. táblázatban foglaltam össze. Az összehasonlíthatóság érdekében a táblázatban néhány szerző szakirodalomban közölt mérési adatait is feltüntettem.

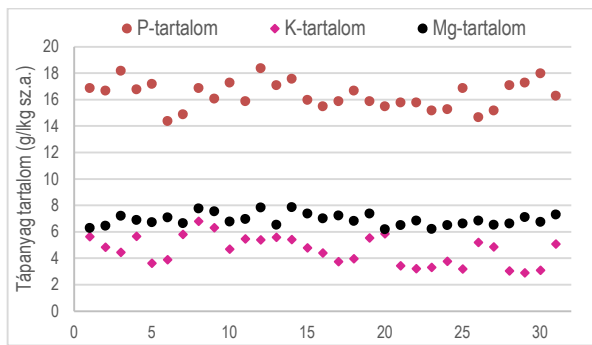
18. táblázat. A víztelenített szennyvíziszap makro- és mezotápanyag-tartalma

	N	P	Ca	K	Mg	Mn	Hivatkozás
	<i>g/kg sz.a.</i>						
minimum	26,9	14,4	24,7	2,92	6,21	0,14	
maximum	54,5	18,4	42,1	6,81	7,89	0,21	
átlag	<u>41,1</u>	<u>16,4</u>	<u>37,2</u>	<u>4,65</u>	<u>6,94</u>	<u>0,16</u>	
medián	40,5	16,3	37,1	4,81	6,86	0,16	
átlag eltérés	6,1	0,9	2,1	0,94	0,37	0,01	
szórás	7,6	1	3,2	1,09	0,46	0,02	
átlag	35,8	15	74,4	2,30	5,70	n.a.	<i>Antonkiewicz et al., 2019</i>
átlag	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,21	<i>Zuo et al., 2019</i>
átlag	n.a.	n.a.	n.a.	3,81	0,65	n.a.	<i>Kończak és Oleszczuk, 2018</i>
átlag	n.a.	n.a.	n.a.	1,70	n.a.	n.a.	<i>Asses et al., 2018</i>
átlag	40,6	42,5	25,3	0,41	8,43	n.a.	<i>Ignatowicz, 2017</i>
átlag	63,9	31,8	60,7		26,65	n.a.	<i>Wierzbowska et al., 2016</i>
átlag	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,20	<i>Cecchini et al., 2015</i>
átlag	45	17,2	n.a.	2,75	n.a.	0,14	<i>Walter et al., 2006</i>
átlag	40	15,6	27,6	4,60	3,00	0,45	<i>Warman és Termeer, 2005</i>
átlag	n.a.	23,1	25,7	n.a.	5,00	n.a.	<i>Krogstad et al., 2005</i>
átlag	35,8	21,1	42	n.a.	n.a.	n.a.	<i>Siddique és Robinson, 2003</i>
átlag	28,2	7,6	56,9	4,40	23,20	0,27	<i>Bozkurt és Yarılgac, 2003</i>
átlag	46	8	93,1	4,02	11,94		<i>Akrivos et al., 2000</i>
átlag	43	21	68,4	2,93	5,29	0,17	<i>Zuñiurrre et al., 1998</i>

A 45-46. ábrák mutatják, hogy a szennyvíziszapban a makrotápanyagok koncentrációja jól behatárolható tartományban mozog. A legkisebb ingadozás a kalcium- és magnéziumtartalomban figyelhető meg. E két elem meghatározó forrása az ivóvíz, így a viszonylag állandó koncentrációjuk a nyersvíz közel állandó kalcium- és magnéziumkoncentrációjából adódik. Ennél nagyobb ingadozást mutat az iszap nitrogén-, foszfor- és kálium tömegaránya, melyek jelenléte egyértelműen az emberi táplálkozásra és a mosószerhasználatra eredeztethető vissza.



45. ábra. A szennyvíziszap minták *nitrogén- és kalcium*tartalma



46. ábra. A szennyvíziszap minták *foszfor-, kálium- és magnézium*tartalma

3.4.1.1 Nitrogén

A nitrogén a növények növekedésének legmeghatározóbb eleme, a növényi fehérjetermelés sarokköve. A talajkörnyezetben kialakítandó optimális C:N arány a termesztett növényfajtától függ, általában 10:1 - 15:1 közötti. A nitrogén rendkívül mobilis tápanyag, szabadon mozoghat a talajban, a növényben, a vízben és levegőben is. Sokféle vegyület formájában létezik, melyeknek csak egy része vehető fel a növények által közvetlenül (pl. ammónium-nitrogén és nitrát-nitrogén), miközben másik része a talajból a talajvízbe, vagy a levegőbe távozik bizonyos arányú veszteséget okozva a tápanyagtartalom utánpótlásánál. Éppen ezért a talaj hatékony nitrogéntápanyag utánpótlását tervezni szükséges, és megfelelő módon kell végezni. Csak ezzel kerülhető el a nitrogén szükségszerűenél nagyobb arányú kimosódása, vagy az esetleges denitrifikáció miatt bekövetkező dinitrogén-oxid felszabadulás.

A szennyvíziszap nitrogéntartalma jellemzően 25-60 g/kg sz.a. közötti. Ettől eltérő nitrogéntartalmak nem jellemzőek. Az általam mért adatokból számítható 41,1 g/kg sz.a. átlagos nitrogéntartalom megszokottnak mondható.

A talajba bevitt nitrogén hasznosulásának egyik meghatározó tényezője a talajban kialakuló C:N arány, melynek helyes beállításával a nitrogénpótlás optimalizálható: a nitrogén hasznosulása fokozható, a nitrogénveszteség pedig minimalizálható. Túl kicsi C:N arány esetén nitrogén felesleg lesz a talajban, ami veszendőbe megy, míg a túl nagy C:N arány a nitrogén hiánya miatt csökkenti a növény fejlődésének sebességét, azon keresztül az előállított biomassza mennyiségét, termés kieséshez vezetve.

A víztelenített, de nem rothasztott szennyvíziszap C:N aránya egyébként 10:1 - 15:1, tehát pont megfelel a talajban tartani kívánt aránynak. A víztelenített szennyvíziszap mezőgazdasági kihelyezése ebből a szempontból egyértelműen indokoltnak tekinthető, ugyanakkor figyelembe

kell venni, hogy ugyan a tápanyagarány megfelelő, az iszap szervesanyag-tartalma a növények számára közvetlenül nem elérhető. Ezért gyakorlat az iszap komposztálása, melynek során magas széntartalmú növényi hulladékokkal az iszap C:N arányát kezdetben jelentősen megnövelik (~35:1), de az a folyamat végére ismét optimális szintre áll be, miközben addigra a szerves anyagok meghatározó része humifikálódik, ezáltal a növények számára felvehetővé válik. A szennyvíziszapnak a kihelyezést megelőző komposztálási igénye ugyanakkor nem csak a hasznosíthatóság érdekében merül fel. A szennyvíziszap fertőző mikroorganizmusokat is tartalmazhat, ezért közvetlen kihelyezése kockázatosnak minősül. A komposztálás a szervesanyagok hasznosíthatóságának elősegítésén túl a folyamat hőtermelése révén hatékony fertőtlenítést is biztosít.

3.4.1.2 Foszfor

A növényi növekedés kulcstápanyaga a foszfor is, amely bár jellemzően mesterséges bevitel nélkül is előfordul a talajban, hozzáférhető formáinak aránya sok esetben kicsi. A talajban a foszfor túlnyomó része annyira szorosan kötődik a talajrészecskékhez, hogy a növények számára nem elérhető. Szerves formákban és vízben oldódó foszforvegyületek bevitel nélkül a növényi fejlődés sokszor korlátozott.

A foszfor viselkedése teljesen ellentétes a nitrogén viselkedésével, mivel könnyen kötődik a talajhoz vagy a talaj szervesanyagához és emiatt vesztesége nem jellemző. A különböző talajok foszfortartalmában jelentős eltérések figyelhetők meg, illetve különbségek nem csak az összes foszfortartalmat tekintve jellemzőek, de a rendelkezésre álló foszfor arányára nézve is. A talajból könnyen felvehető foszfor mennyisége természetes körülmények között az összes foszfortartalom nagyon kis hányada, ugyanakkor ennek kimosódása nem számottevő. Mivel a foszfor a talajrészecskéken megkötődhet, ami a hasznosulási arányát rontja, utánpótlása szintén átgondoltságot követel. Míg a nitrogén esetében elfogadható a nagyobb dózisban történő alkalmazás, addig a foszfornál ajánlott inkább több alkalommal kisebb mennyiséget kijuttatni, mintsem a teljes éves hatóanyag-szükségletet egyetlen kihelyezéssel biztosítani.

A víztelenített szennyvíziszap foszfortartalma leggyakrabban 15-30 g/kg sz.a. közötti, tehát az iszap nitrogéntartalmának körülbelül fele-harmada. Ezzel szemben a növények nitrogén és foszfor igénye között 3-8-szoros különbségek jellemzőek, tehát könnyen előfordulhat, hogy ha az iszap kihelyezését alapvetően a nitrogénutánpótlás szempontjából végezzük, a foszforbevitel kisebb-nagyobb mértékben meg fogja haladni a szükséges dózist. Abban az esetben tehát, ha a szennyvíziszap foszfortartalma az átlagosnál nagyobb, és a szennyvíziszap kihelyezésére rendelkezésre álló területek kiterjedése is meglehetősen nagy, a mezőgazdasági felhasználást érdemes a foszfor mennyiségét tekintve tervezni és végezni, és a szükséges többlet nitrogént műtrágya formájában a talajba juttatni.

3.4.1.3 Kálium

A kálium szintén nélkülözhetetlen tápanyag, amit a növények nagy mennyiségben igényelnek. Szükséges mennyisége növényenként változó, a növények káliumszükséglete azok foszfor- és nitrogénigénye között helyezkedik el. Viselkedése az említett két tápanyag esetében bemutatott tulajdonságok keveréke. A kálium megköthető, de meglehetősen szabadon is mozoghat a talajban a vízzel és a növényeken keresztül is. A barna talajok és a mészkő alapkőzetten kialakuló talajok magas káliumtartalékkal rendelkezhetnek. Jelentős mennyiségű kálium ugyanakkor nem fordul elő homokosabb (könnyebb textúrájú) talajokban. A könnyebb talajok ugyan képesek rövidebb időre kálium tartalékokat képezni, de annak fenntartása érdekében rendszeres káliumutánpótlás szükséges műtrágyázás vagy szerves trágyázás formájában.

A talajok átlagos káliumtartalma 2-3%. A talajokban a kálium a talajoldatban és a kolloidokon adszorbeálva ionos formában, a talajrészecskékhez kötötten és az ásványok kristályrácsaiban található meg. A növények számára csak ionos formában érhető el közvetlenül. Az arányokat jól mutatja, hogy a talajoldat káliumtartalma csak 1-2%-a a kicserélhető káliumnak, és a kicserélhető kálium szintén csak 1-2%-a a talajban található káliumtömegnek.

Egyes talajtípusok természetes módon tartják fenn az alacsony káliumtartalmat annak ellenére is, hogy annak utánpótlását folyamatosan végzik. E talajokon a káliumtartalmú műtrágyák vagy szerves trágyák növekedési időszakban végzett gyakoribb kijuttatása jelenthet megoldást.

A víztelenített szennyvíziszap káliumtartalma legtöbbször 0,5% alatti. Ezzel szemben a nitrogéntartalom 5% körül alakul, tehát a szennyvíziszapban koncentrálandó kálium mennyisége 10-szer alacsonyabb az iszapba kerülő nitrogénmennyiségnél. Ugyanakkor a szántóföldi növények nagy része a káliumot a nitrogénhez hasonló mennyiségben igényli. A rendelkezésre állni szükséges kálium mennyisége jellemzően a nitrogénigény 60-80%-a, de egyes fajok káliumigénye meg is haladhatja az adott kultúrára nitrogénszükségletét. A napraforgónak például a nitrogénhez képest 40%-kal nagyobb mennyiségű káliumra van szüksége, a dohány káliumigénye pedig pont kétszerese annak a mennyiségnek, amire nitrogénből szüksége van.

Mivel a növények káliumszükséglete meglehetősen magas, miközben a nitrogénhez képest csak tized akkora mennyiségben van jelen a szennyvíziszapban, a káliumnál utólagos adagolásra van szükség, amennyiben a szennyvíziszappal végzett tápanyag-utánpótlásnál a szükséges nitrogén, vagy foszfor mennyiségére vonatkoztatunk.

3.4.1.4 Kalcium

A kalcium elsődleges forrása a kalcit (CaCO_3), ami legfontosabb alkotórésze a mészkőnek, a márgának és a meszes homokkőnek. A talajt vizsgálva fontos kalciumforrás a dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), amely a kalcium mellett jelentős mennyiségű magnéziumot is tartalmaz. Üledékes kőzetek alapvető alkotója a gipsz ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), amit a mezőgazdaságban elterjedten alkalmaznak a termőtalajok minőségének és kémhatásának növelésére.

A kalciumra nézve jelentős kimosódási veszteségről beszélhetünk. A veszteségek a talaj szervesanyag-tartalmának növelésével csökkenthetők, melynek oka a huminsavak kationmegkötő képessége. A talajok kationcserélő kapacitásának meghatározó részét a kalcium

adja, ezért az alacsony kalciumtartalmú talajok korlátozott kationcserélő kapacitással rendelkeznek. A hazai talajok kicserélhető kationtartalmának 75-85%-át a kalcium teszi ki.

A mérsékelt égövi talajok kalciumtartalma jellemzően 1-2% kalcium (10-20 g/kg sz.a.) (Stefanovics és társai, 1999).

Mérsékelt égövi talajokban általában megfelelő mennyiségű kalcium található, azonban a nagyon savanyú homoktalajok rendszeres meszezésére szükség van. Ezek a talajok sokkal inkább a pH növelése céljából igénylik a meszezést, mintsem a növények kalcium igényének kielégítése érdekében.

A növények számára felvető kalcium a talajoldatban található, viszont annak aránya a talaj kationcserélő helyein megkötött kalciumhoz képest nagyon kicsi.

A szennyvíziszap kalciumtartalmára az adott területen szolgáltatott ivóvíz minősége is hatással van. A víztelenített iszap kalciumaránya jellemzően 2-6% közötti, de a szakirodalomban már 80-100 g/kg kalciumtartalomról is beszámoltak, aminek egy része már egyértelműen a szennyvíz- és szennyvíziszap kezelésnél alkalmazott mészből adódhat. Ennek megfelelően a szennyvíziszap kihelyezése egyértelműen növeli a talaj kalciumtartalmát. Mivel a kalcium utánpótlása (meszezés) a hazai talajok nagy részénél szükséges, egyes települések szennyvíziszapjainak nagyobb kalciumtartalma sem korlátozza alapvetően annak mezőgazdasági hasznosítását.

3.4.1.5 Magnézium

A magnézium a talajban leginkább szilikátok formájában van jelen. Magnéziumot tartalmaz a dolomit és a kalcit is, illetve a talajokban könnyen oldható magnézium-szulfát is előfordulhat. Ionos formában egyaránt megtalálható a talajoldatban és a kolloidokon adszorbeálva.

A kalciumhoz képest gyengébben kötődik a talajkolloidokon. A talajok átlagos magnéziumtartalma kb. 0,5% (Stefanovics és társai, 1999). Talajaink között a legkisebb magnéziumtartalom a savanyú homoktalajokat és az erősen kilúgzott barna erdőtalajokat jellemzi. A csernozjom, réti- és láptalajok magnéziumtartalma lényegesen nagyobb. Magas kalciumtartalmuk mellett sok magnézium található a szikes talajokban is.

A magnézium a kalciumhoz hasonlóan viselkedik a talajban. Évi kimosódása szintén jelentős, a veszteség alapvetően az átszivárgó víz mennyiségétől, valamint a talaj és a talajoldat magnéziumtartalmától függ.

A növények magnéziumszükséglete a talaj vízdoldható és a kicserélhető magnéziumtartalmából fedezhető. Növények által felvehető magnéziumot leginkább a talajoldat tartalmaz, viszont a talajoldatban található magnézium mennyisége csekély a talaj kationcserélő helyein lévő magnéziumhoz képest. A kalciumhoz hasonlóan a magnézium is erős adszorpcióval kötődik a talajrészecskékhez, a talajoldatban lévő igen kicsi magnéziumkoncentráció erre vezethető vissza. A szilikátok és karbonátok formájában jelenlévő magnézium a növények számára közvetlenül nem elérhető, csak tartaléknak tekinthető. A karbonát formák (magnezit és dolomit) szénsavas vízben oldódnak, emiatt viszonylag könnyen mobilizálható tartaléknak tekinthetők, a szilikátok magnéziumtartalma ugyanakkor csak lassú mállásfolyamatok során válik szabaddá.

3.4.1.6 Kén

A kén számos olyan aminosav fontos alkotója, amik fehérjék és vitaminok építőelemei, és amik mind a növények, mind az állatok számára létfontosságúak.

A kéntartalomnak a talaj szárazanyagban 0,1-0,2%-nak, de intenzív növénytermesztés esetén nagyobbak kell lennie, mint 0,2% (2 g/ kg sz.a), és a nitrogénre vonatkoztatott tömegaránya (S:N-arány) meg kell, haladja az 1:15 tömegarányt. A kén jelentős része szerves kötésben fordul elő, mennyisége a humusztartalommal arányos. A növények a ként szulfát formájában veszik fel, de redukált formákban építik be.

A talaj kéntartalmának meghatározó része a légkörből származik; a kibocsátott kén-dioxid az atmoszférából kimosódva kerül a talajba, a nehézipartól szinte mentes Írországnak például évi 1-2 kg/ha mennyiségben (Wall et al., 2018).

A települési szennyvíziszap kéntartalma a szakirodalom alapján 0,8-1,2% (8-12 g/kg sz.a.), tehát mezőgazdasági felhasználása javíthatja a talajok kénmérlegét. Nitrogénre vonatkoztatott aránya (S:N) az iszapban 1:5, tehát az iszap kihelyezésével a növények kénigénye biztosítható.

3.4.1.7 Mikrotápanyagok

A növények mikrotápanyag igénye az eddig bemutatott makro- és mezotápanyagokhoz képest nem jelentős. Nevüknek megfelelően a mikrotápanyagok csak csekély mennyiségben vannak jelen a növényben, jelentőségük azonban meghatározó a növények fejlődése szempontjából. Mindez abban nyilvánul meg, hogy az enzimek alkotóelemeiként lényegében az életfolyamatok legkisebb részleteinek szabályozóiként vannak jelen, és emiatt az emberi és állati szervezetek működésében is nélkülözhetetlen szerepet játszanak. A makrotápanyagok növényi felvétele, így talajból való kiürülése nagyobb mértékű, emiatt azok sokkal inkább korlátozó elemeknek számítanak, emiatt utánpótlásukra is sokkal nagyobb hangsúlyt fektetnek. Vélhetően hasonló okok miatt a szakirodalomban és a mezőgazdasági témájú fórumokon sem számolnak be részletesen a talajok mikroelem-tartalmáról és a növények ilyen formájú szükségleteiről. Holott a megfelelő mikroelem-ellátás ugyanolyan fontos, mint a makrotápanyag-igény kielégítése. A talajok mikroelem pótlásának gyakorlata ma leginkább abból áll, hogy egyes nitrogén- vagy komplexműtrágyákat bizonyos arányban mikroelemekkel is dúsítanak, tehát azok kijuttatásával a talajok mikroelem-készletét is növelik. Ugyan a kereskedelmi forgalomban már elérhetőek speciális mikroelem műtrágyák, azok széleskörű felhasználásáról még nem beszélhetünk. Alkalmazásuk rendszerint csak a hiánytünetek megjelenése esetén, és nem tervezetten történik.

A növények mikroelemigénye és érzékenysége nagyon változó. Mivel a mikroelemek az alapvető vegyületek építőelemei, felvételük döntő részben a növényi fejlődés kezdeti szakaszában történik meg. Tekintettel azonban arra, hogy a növényekben nem mozognak, rendelkezésre állásukat a növénytermesztés teljes időszakában biztosítani szükséges. Szintén az említett okra vezethető vissza az is, hogy hiánytüneteik legtöbbször a fiatal növényi részekben, hajtáscsúcsokon jelennek meg. Megfelelően művelt és kellőképpen szerves trágyázott és komplex műtrágyázott talajokon ritkábban fordul elő a mikroelemek hiánya.

A szennyvíziszap a növények számára fontos valamennyi mikroelemet tartalmazza, így összetétele e tekintetben is rendkívül változatosnak mondható. A víztelenített szennyvíziszap összetételét korábban már bemutattam, a mikrotápanyagokra vonatkozó mérési eredmények fontosabb statisztikai adatait a 19. táblázatban ismét összefoglalom.

19. táblázat. A szennyvíziszap minták mikroelem-koncentrációinak általam megállapított jellemző értékei

	B	Cu	Mn	Mo	Ni	Zn
	<i>mg/kg sz.a.</i>					
<i>min.</i>	24,7	161	140	5,33	17,1	655
<i>max.</i>	46,2	417	205	13,1	46,8	1 542
<i>átlag</i>	<u>37,2</u>	<u>263</u>	<u>165</u>	<u>7,76</u>	<u>31,3</u>	<u>979</u>
<i>medián</i>	37,6	261	162	7,62	32,0	960
<i>átl. elt.</i>	3,32	58	12	1,13	6,45	182
<i>szórás</i>	4,40	70	15	1,64	8,19	226

A 19. táblázatból látható, hogy a vizsgált mikroelemek közül legnagyobb mennyiségben a cink fordul elő a szennyvíziszapban; aránya a szárazanyag-tartalomra nézve átlagosan 1% körüli. A cinket követi a réz és a mangán 0,2-0,4% és 0,1-0,2% közötti megoszlással az iszapszárazanyagban. A szennyvíziszap bór- és nikkeltartalma 0,02-0,05%, a molibdén ennél is kisebb mennyiségben (<0,01%) található meg benne.

3.4.2 A szennyvíziszappal és a műtrágyával történő szántóföldi tápanyag-utánpótlás összehasonlítása

Hazánkban a szántóföldi növények termesztésénél jellemzően kétféle műtrágyát használnak. A vetést megelőzően az őszi időszakban komplex műtrágya felhasználása történik. A tápanyagok biztosítása érdekében gyakran alkalmaznak 8-24-24-es NPK műtrágyát, melyből jellemzően 300 kg mennyiséget juttatnak ki hektáronként. A komplex műtrágyák alkalmazását az indokolja, hogy a nitrogén nagy mennyiségben csírázásgátló hatást okoz, ami miatt a vetésnél csak korlátozott mennyiségben lehet jelen. A foszfor hozzáférhetősége ugyanakkor elengedhetetlen a növény fejlődésének kezdeti szakaszában, mivel a gyökér növekedését a foszfortartalom alapvetően befolyásolja. A kálium jelenléte a növény fejlődésének teljes időszakában fontos, hiánya ugyanis mind a növekedésre, mind a minőségre káros hatással van. A csírázást követően a növekedés kezdeti szakaszában, jellemzően tavasszal végzik a nitrogén talajba juttatását, ami meghatározó részben nagy nitrogéntartalmú műtrágya felhasználásával történik. A nitrogén elsősorban a terméskihozatalt befolyásolja, utánpótlása a növényi fejlődés legnagyobb intenzitású szakaszában történhet, lényegében, amikor azt a növény már kellő arányban fel tudja venni. Ilyenkor hektáronként 180-220 kg pétisó kijuttatás történik, amelyet követően műtrágyázást a legtöbb esetben már nem végeznek.

A leggyakrabban alkalmazott műtrágyák hatóanyag-tartalmát és a szennyvíziszap tápanyagtartalmát a 20. táblázat tartalmazza. Az iszap nitrogén-, foszfor-, kálium-, kalcium-, magnézium- és mangántartalmát rendszeresen ellenőriztem, így az összehasonlítást a

legfontosabb makrotápanyagokra kiterjedően is releváns adatok alapján tudom elvégezni. A műtrágyák alkalmazásával sok esetben ként is juttatnak a talajba. A kén koncentrációját a víztelenített szennyvíziszapban nem határoztam meg, így az iszap kéntartalmát a számítás során szakirodalmi és tapasztalati adatokra támaszkodva közelítem.

20. táblázat. A vizsgált műtrágyák és a szennyvíziszap tápanyagtartalma

Hatóanyag tartalom		Nitrogén műtrágya ¹	Komplex műtrágya ¹	Szennyvíziszap
Nitrogén	<i>g/kg sz.a.</i>	270	80	41,1 ²
Foszfor (P)	<i>g/kg sz.a.</i>		104,8	16,4 ²
Foszfor (P₂O₅)	<i>g/kg sz.a.</i>		240	37,6 ²
Kalcium	<i>g/kg sz.a.</i>	50		37,2 ²
Magnézium	<i>g/kg sz.a.</i>	30		7 ²
Kálium (K)	<i>g/kg sz.a.</i>		199	4,6 ²
Kálium (K₂O)	<i>g/kg sz.a.</i>		240	5,5 ²
Kén	<i>g/kg sz.a.</i>		30	11 ³
Mangán	<i>g/kg sz.a.</i>		1	0,165 ²
Bór	<i>g/kg sz.a.</i>		0,5	0,04 ²
Cink	<i>g/kg sz.a.</i>		0,2	0,98 ²

¹Műtrágyák jellemző tápanyagtartalma, gyártói specifikáció

²Saját mérési eredmények

³Nemzetközi szakirodalomból vett adatok alapján: Gondek et al., 2018; Warman és Termeer, 2005

A 20. táblázatban látható, hogy a foszfor- és káliumigények két különböző formában vannak kifejezve. Ennek oka, hogy a mezőgazdasági szakirodalomban és gyakorlatban a foszfor- és káliumszükségleteket P₂O₅ (foszfor-pentoxid) és K₂O (kálium-oxid) formákban fejezik ki, miközben a szennyvíziszap összetételének vizsgálata során az elemtartalom meghatározását végeztem. Az összehasonlíthatóság kedvéért következőben a szennyvíziszap tápanyagtartalmát az említett két paraméter esetében P₂O₅- és K₂O-egyenértékben fejezem ki és veszem figyelembe.

A műtrágyák és a szennyvíziszap összetételének ismeretében, azok kijuttatott mennyisége alapján az egyes elemek talajba kerülő mennyisége kiszámítható. A tápanyag-utánpótlás összehasonlításánál a hazai műtrágya-felhasználásra jellemző 200 kg/ha/év nitrogén műtrágya és 300 kg/ha/év komplex műtrágya felhasználással számolok. A szennyvíziszap felhasználást a műtrágyával bevitt N-tartalomra vonatkoztatom. A szántóföldi területekre évente hektáronként 78 kg nitrogén kijuttatás történik. Ez a nitrogénmennyiség a szennyvíziszap átlagos 41,1 gN/kg sz.a. tartalma alapján 1.898 kg szennyvíziszap-szárazanyaggal helyezhető ki a termőterületre. A szennyvíziszap átlagos tápanyagtartalma alapján a meghatározott mennyiséggel kijuttatható tápanyagtömegeket a 21. táblázatban foglaltam össze. A műtrágyázással talajba juttatott tápanyagok mennyiségét szintén a 21. táblázat tartalmazza.

21. táblázat. A vizsgált műtrágyákkal és a szennyvíziszappal talajba juttatott tápanyagtartalom a magyarországi gyakorlatra jellemző 78 kg/ha/év nitrogénutánpótlás biztosítása esetén

Hatóanyag	Műtrágya ¹	Szennyvíziszap ²	Szennyvíziszap+kálisó ³
	kg/ha/év	kg/ha/év	kg/ha/év
Nitrogén	<u>78</u>	78	<u>78</u>
Foszfor (P₂O₅)	<u>72</u>	71,4	<u>71,4</u>
Kalcium	10	70,6	70,6
Magnézium	6	13,3	13,3
Kálium (K₂O)	<u>72</u>	10,4	<u>72</u>
Kén	9	20,9	20,9
Mangán	0,3	0,3	0,3
Bór	0,1	0,1	0,1
Cink	0,1	1,9	1,9

¹300 kg/ha/év 8-24-24 NPK műtrágya + 200 kg/ha/év Pétisó műtrágya
²1898 kg/ha/év szennyvíziszap
³1898 kg/ha/év szennyvíziszap + 103 kg/ha/év 90 %-os kálisó (60% K₂O)

A 21. táblázatból az látható, hogy 200 kg/ha/év nitrogén műtrágya és 300 kg/ha/év komplex műtrágya felhasználással összesen 78 kg/ha nitrogént juttatunk a talajba évente. Ezzel együtt a műtrágyák összetételétől függően meghatározott mennyiségben egyéb tápanyagok is kerülnek a termőföldre. Amennyiben a talajra olyan mennyiségben helyezük ki a szennyvíziszapot, hogy azzal 78 kg/ha nitrogén bevitelt eredményezünk, a műtrágyázással összehasonlítva ugyanannyi foszfor, de 85%-kal kevesebb kálium kerül a talajba. Ezzel szemben a szennyvíziszappal 7-ször több kalcium, körülbelül 2-szer annyi kén, magnézium és mangán és 20-szor több cink jut a talajba. A műtrágyázással és a szennyvíziszap hasznosítással azonos bórutánpótlás érhető el. Ebből az következik, hogy a nitrogénutánpótlás szempontjából megegyező mértékben végzett műtrágyázás és szennyvíziszap felhasználás esetén a foszforutánpótlás is közel azonos, azonban a harmadik fontos makrotápanyag, a kálium utánpótlását tekintve a műtrágyázással hatékonyabb tápanyagbevitel érhető el. A másik oldalon a szennyvíziszap jóval nagyobb kalcium- és magnéziumtartalma sokkal jobban növeli a talaj pufferkapacitását, egyéb elemtartalma pedig a talaj mikroelem tartalékát. Ezek alapján elmondható, hogy ha a talajerő utánpótlását önmagában szennyvíziszap felhasználásával végeznénk, annak összetétele és kihelyezett mennyisége függvényében a megszokott dózisokhoz képest bizonyos tápanyagokból többet, míg más elemekből kevesebbet juttatnánk a talajba.

Amennyiben a nitrogén- és foszfortartalom pótlása mellett a talaj káliumtartalmának a műtrágyázással megegyező mértékű növelését is szükségesnek véljük, vagy az szükségessé válik, a szennyvíziszap alkalmazásával egy időben káliumtartalmú műtrágya kihelyezésére van szükség. Ezt megtehetjük kálisó műtrágya felhasználásával, amelynek tápanyagnövelő hatását a szennyvíziszaphoz keverve szintén a 21. táblázat mutatja. Látható, hogy amennyiben a szennyvíziszap kihelyezése mellett meghatározott arányban magasabb káliumtartalmú

műtrágyát is alkalmazunk, a gazdák elvárásainak megfelelő hatóanyagmennyiség részben szennyvíziszap felhasználásával is biztosítható.

A 22. táblázat a műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap kihelyezéssel történő tápanyag-utánpótlás alapanyagköltségeit mutatja. A költségek meghatározásánál az alkalmazható műtrágyák legkedvezőbb (zsákos vagy ömlesztett (Big-Bag) kiserelésben történő vásárlás estén érvényes) árait használtam fel. A hazai gyakorlat szerint, amennyiben a gazdák víztelenített szennyvíziszapot és nem szennyvíziszap komposztot alkalmaznak, úgy jelenleg a legtöbb vízközmű szolgáltatótól díjmentesen juthatnak hozzá a szennyvíziszaphoz.

22. táblázat. A műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap kihelyezéssel történő tápanyag-utánpótlás alapanyagköltségei

		Műtrágya		Szennyvíziszap+műtrágya	
		Pétisó	8-24-24 NPK	Szennyvíziszap	Kálisó
Szükséges mennyiség	<i>kg/ha/év</i>	200	300	1898	103
Fajlagos ár	<i>Ft/kg</i>	105	66	0	113
Teljes ár	<i>Ft/ha/év</i>	21.000	19.800	0	11.639
Tápanyag utánpótlás költsége	<i>Ft/ha/év</i>	40.800		11.639	

A 22. táblázatban feltüntetett mennyiségi adatok 78 kgN/ha/év tápanyag bevitelre vonatkoznak. Ezzel együtt mindkét esetben 72 kg/ha/év kálium- (K₂O) és 72 kg/ha/év, illetve 71,4 kg/ha/év foszfor- (P₂O₅) utánpótlás történik. Ezen kívül mikrotápanyag kijuttatás is történik a 21. táblázat adatainak megfelelő mértékben.

A 22. táblázatból látható, hogy ugyanolyan mértékű makrotápanyag-utánpótlás esetén az önmagában műtrágyázással történő talajerő javítás anyagköltsége 350%-kal haladja meg a jórészt szennyvíziszappal történő tárgyzás alapanyagdíját.

A 22. táblázatban szereplő összegek nem tartalmazzák a szállítási és kihelyezési költségeket. A műtrágya helyszínre szállítása (telephelyig és onnan a termőföldekre) a gazdálkodót terheli, miközben a szennyvíziszap kiszállítását a felhasználási helyre a vízi-közmű szolgáltató sok esetben térítésmentesen biztosítja. Az iszaphasznosítás szempontjából ez mindenképp előnyt jelent, viszont a kihelyezési költségek műtrágyázás esetén egyértelműen kedvezőbben alakulnak (23. táblázat).

23. táblázat. A műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap felhasználással történő tápanyag-utánpótlás kihelyezési költségei külső szolgáltatás (bérmunka) igénybevétele esetén

		Műtrágya		Szennyvíziszap+műtrágya	
		Pétisó	8-24-24 NPK	Szennyvíziszap	Kálisó
Trágyaszórás (rakodással)	<i>Ft/ha</i>	5.300	5.300	6.900	4.800
Beszántás	<i>Ft/ha</i>	-	-	28.500	-
Teljes ár	<i>Ft/ha/év</i>	5.300	5.300	36.400	4.800
Kihelyezés költsége	<i>Ft/ha/év</i>	10.600		40.200	

Míg a műtrágyázás során hektáronként 500 kg anyag kihelyezése történik, addig az iszaphasznosításnál ugyanolyan tápanyagmennyiség biztosításánál 1.898 kg szennyvíziszap szárazanyag, továbbá 103 kg műtrágya elterítésére van szükség. 25%-os iszap-szárazanyag tartalom esetén egyébként ez hektáronként közel 10 tonna tömeg megmozgatását jelenti. Ez nem csak a gép- és üzemanyag kiadást növeli, de sokkal nagyobb élőmunka igényt is jelent. A modern szervestrágya szóró berendezések kapacitása jellemzően 8-12 t közötti, tehát a szennyvíziszap a műtrágyázáshoz hasonlóan 1 fordulóban kijuttatható, viszont ez esetben az iszapot azonnal be kell szántani, ami jelentős hatással van a kihelyezés költségére. A 23. táblázatban közölt számításoknál a mezőgazdasági szolgáltatások jellemző árait vettem alapul, mezőgazdasági szakemberekkel folytatott személyes konzultációk alapján. Amennyiben a kihelyezéshez kapcsolódó munkálatokat a termelő saját gépekkel, de betanított személyzettel végzi, a költségek akkor is hasonlóan alakulnak (24. táblázat).

24. táblázat. A műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap felhasználással történő tápanyag-utánpótlás kihelyezési költségei saját gépekkel, de külső munkavállaló alkalmazása esetén

		Műtrágya		Szennyvíziszap+műtrágya	
		Pétisó	8-24-24 NPK	Szennyvíziszap	Kálisó
Szükséges üzemanyag	l/ha	6	6	30	6
Fajlagos üzemanyagár	Ft/l	330	330	330	330
Gép üzemóra	óra/ha	0,5	0,5	3,5	0,5
Amortizációs ktg.	Ft/óra	4000	4000	4000	4000
Élőmunka igény	óra/ha	0,5	0,5	3,5	0,5
Fajlagos élőmunka ktg.	Ft/óra	3000	3000	3000	3000
Teljes ár	Ft/ha/év	5.480	5.480	34.400	5.480
Kihelyezés költsége	Ft/ha/év	10.960		39.880	

A hazai mezőgazdasági termelés felét egyéni gazdálkodók adják. A tápanyag-utánpótláshoz kapcsolódó munkákat saját maguk végzik, ezért esetükben élőmunka igény és annak értékének számszerűsítése elhagyható, amely a kihelyezési költségeket arányaiban is közelebb hozza egymáshoz (25. táblázat).

25. táblázat. A műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap felhasználással történő tápanyag-utánpótlás kihelyezési költségei, amennyiben azokat a felhasználó saját maga és saját gépekkel végzi

		Műtrágya		Szennyvíziszap+műtrágya	
		Pétisó	8-24-24 NPK	Szennyvíziszap	0-12-24 NPK
Szükséges üzemanyag	l/ha	6	6	30	6
Fajlagos üzemanyagár	Ft/l	330	330	330	330
Gép üzemóra	óra/ha	0,5	0,5	3,5	0,5
Amortizációs ktg.	Ft/óra	4000	4000	4000	4000
Teljes ár	Ft/ha/év	3.980	3.980	23.900	3.980
Kihelyezés költsége	Ft/ha/év	7.960		27.880	

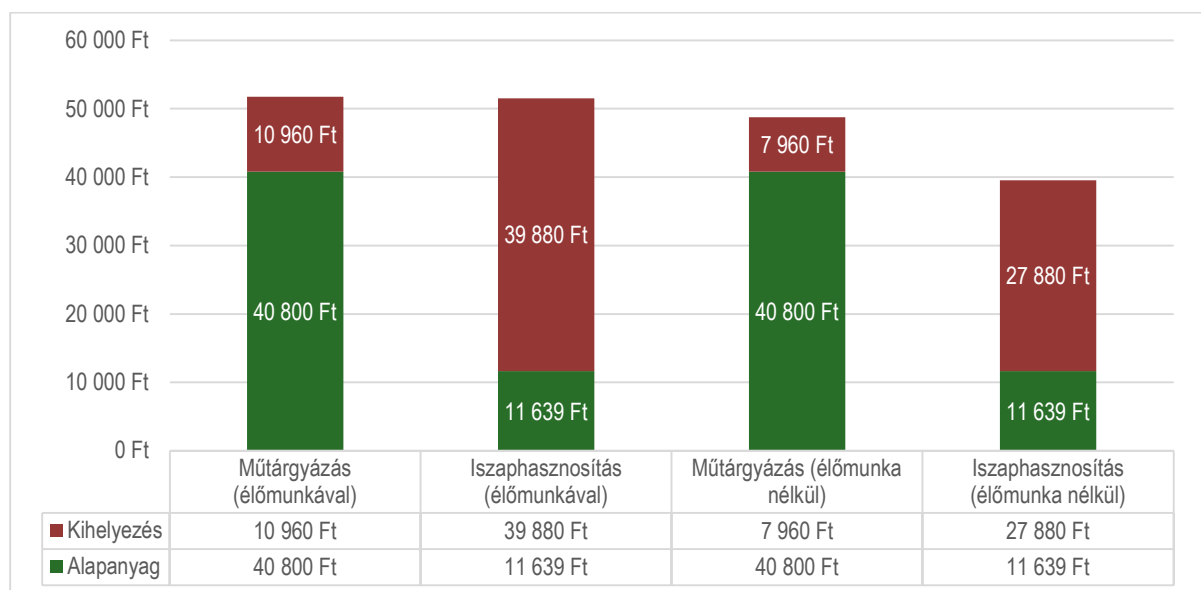
A tömegekben jelentkező közel 20-szoros eltérés egyébként a szállítási költségek közti különbséget is jelentősen befolyásolná abban az esetben, ha az a jelenlegi gyakorlattól eltérően a gazdákat és nem a vízi-közmű szolgáltatókat terhelné.

Amennyiben a gazdálkodók kihasználják a jogszabályban megengedett évi 170 kg/ha N kijuttatást, az alapanyagok teljes ára ugyan arányaiban nem változna, a tényleges különbség hektáronként 65.000 Ft körüli összeg lenne. Persze a másik oldalon ott van a kihelyezés költségeinek növekedése, ami viszont egyértelműen a műtrágya-felhasználásnak kedvez.

A hazai mezőgazdasági gyakorlatot tekintve elmondható, hogy a termőtalajok irányított (szakaszos), és a hagyományos arányokban (nitrogén, foszfor, kálium) történő tápanyag-utánpótlása a megszokott módon egyértelműen csak műtrágya felhasználásával biztosítható. Ugyan a települési szennyvíziszapok kijuttatásával is kellőképpen javítható a talaj összetétele, a kereskedelmi forgalomban kapható műtrágyák sokszínűsége óriási biztonságot és kényelmet jelent a gazdák számára. Igaz, a települési szennyvíziszapok összetételében is megfigyelhetők különbségek, de azok tápanyagtartalma minden esetben jól behatárolható. A makro- és mikroelemek többsége valamennyi lakossági szennyvíziszapban megtalálható, és azok arányában egymástól távol eső régiókban sem figyelhetők meg lényeges különbségek. Éppen ezért, míg a talajok tápanyag-utánpótlása műtrágyázással kellően irányítható, addig a kizárólag települési szennyvíziszapokkal történő utánpótlásnál számítani kell arra, hogy bár egyes komponensek megfelelő arányban lesznek jelen a talajban, mások továbbra is korlátozottan fognak előfordulni, vagy a megszokottnál nagyobb mértékben is bekerülhetnek a talajba. Például, ha a szennyvíziszap kihelyezésével legfőbb célunk a talaj foszfortartalmának kellő szintre való beállítása, ezzel a nitrogéntartalmat könnyen magasabb szintre emelhetjük a kelletténél, miközben a káliumtartalomban továbbra is hiányosságok fognak mutatkozni. A szennyvíziszappal ugyanakkor nagyobb mértékben növelhető a talaj mikrotápanyag aránya, illetve kihelyezése a talajszerkezetet, annak víztartó- és pufferkapacitását is egyértelműen javítja. Ezek mellett alkalmazását indokolhatja az is, hogy szinte korlátlanul rendelkezésre áll, illetve beszerzési ára jelenleg minimális, amely tényezők szintén egyértelmű előnyt jelentenek a műtrágyahasználattal szemben.

A szennyvíziszap önmagában történő hasznosítása a jelenlegi szokások megtartása mellett ugyan nem lehet realitás, viszont azok mezőgazdasági hasznosításának lehetősége véleményem szerint abban áll, hogy felhasználásukkal a műtrágyaigény jelentősen csökkenthető. A ma elérhető műtrágyák változatos összetétele ugyanis nemcsak azt teszi lehetővé, hogy azok keverésével, vagy felváltva történő alkalmazásával a talaj optimális tápanyagtartalma beállítható legyen, hanem azt is, hogy a szennyvíziszap kihelyezése esetén bizonyos tápanyagok kiegészítő adagolása is biztosítható legyen. Ugyan a műtrágyahasználat nem hagyható el teljesen, de annak szükséges mennyisége, így a kapcsolódó ráfordítási igény is nagymértékben redukálható. Sajnos ezt a hatást azonos arányban ellensúlyozza a szennyvíziszap kihelyezésének költsége, ami a műtrágyázáshoz képest sokkal nagyobb költségként jelentkezik. Amennyiben az élőmunka igényt nem vesszük figyelembe, a szerves trágyázás előnye annak talajjavító hatásán túl már a tápanyag-utánpótlás összköltségét tekintve is tapasztalható (47. ábra). A meghatározó részben szennyvíziszappal végzett

talajtermékenység-javítás összköltsége így körülbelül 20%-kal alatta marad a kizárólag műtrágyázással történő talajjavítás ráfordítási igényének.



47. ábra. A műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap felhasználással történő tápanyag-utánpótlás összes költségeinek összehasonlítása

A talajok szervesanyag-tartalmának pótlása nélkülözhetetlen, ami kizárólag műtrágyahasználattal nem biztosítható. A műtrágya-felhasználás továbbá nem tud versenyezni a szerves trágyázás során jelentkező talajszerkezet- és talajminőség-javító hatással, illetve az így kialakuló talajtömeg növekedésből származó előnyökkel.

3.5 A települési szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználásának optimalizálása

A települési szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása csak akkor lehetséges, ha annak összetétele megfelel a vonatkozó jogszabályban rögzített aktuális előírásoknak. Ugyan már a szennyvíziszapok termőterületekre történő kihelyezésének módja, lehetőségei és a kihelyezéshez kapcsolódó nyilvántartási és adatszolgáltatási kötelezettség is szigorúan szabályozott, alapvető követelmény, hogy a szennyvíziszap megengedhető koncentrációt meghaladóan ne tartalmazzon olyan komponenseket, melyek jelenléte miatt annak hasznosítása egyidejűleg környezeti veszélyt is okozhat. A szennyvíziszap talajon történő hasznosításának első lépése tehát az iszapminta összetételének meghatározása, különös tekintettel annak veszélyes szerves- és szervetlen anyag tartalmára.

Fontos megjegyezni, hogy nem csak a szennyvíziszap összetétele szabályozott, de a kihelyezéssel tervezetten érintett területeket is vizsgálni szükséges, hiszen a hatályos jogszabály többek között azok jellegére, típusára, elhelyezkedésére, művelési ágára és összetételére vonatkozóan is tartalmaz előírásokat. Ezek a dolgozat irodalmi részében bemutatásra kerültek,

illetve a szennyvíziszap-felhasználás területi korlátozásairól az előző fejezetben is olvashattunk információkat.

Amennyiben a szennyvíziszap összetétele valamennyi szabályozott komponensre nézve teljesíti a jogszabályban rögzített feltételeket, és a kihelyezésre a meghatározott feltételeket teljesítő mezőgazdasági terület is rendelkezésre áll, a hasznosítás tervezésének következő lépése az optimális iszapterhelés meghatározása. Ez lényegében egy dózisszámítást jelent, ami a kihelyezéssel érintett területen termesztani tervezett növények tápanyagigényén alapul (11. egyenlet).

A dózisszámítás elvégzéshez az alábbi adatok szükségesek:

- Kihelyezésre szánt szennyvíziszap összetétele
 - tápanyagtartalom
 - veszélyesanyag-tartalom
- A kihelyezéssel érintett területen termesztani tervezett növénykultúra jellemző tápanyag igénye
- A kihelyezéssel érintett terület talajának összetétele
 - tápanyagtartalom
 - veszélyesanyag-tartalom

$$D_{pót,x} = M_{növ,x} - M_{talaj,x} \quad (11)$$

ahol: $D_{pót,x}$ pótolni szükséges tápanyag („x”) mennyisége (kg/ha)
 $M_{növ,x}$ megfelelő növekedéshez szükséges tápanyag („x”) mennyisége (kg/ha)
 $M_{talaj,x}$ a talajban rendelkezésre álló tápanyag („x”) mennyisége (kg/ha)

A tápanyag-utánpótlással célunk a növény növekedéséhez szükséges elemi feltételek biztosítása. Ebben az esetben ritkán vizsgálják a talaj összetételét a tápanyagtartalomra vonatkozóan, melynek oka az is, hogy a talaj megengedhető tápanyagtartalma alapvetően nem szabályozott. A talaj összetételének meghatározása inkább a talaj nehézfém tartalma szempontjából lehet indokolt, annak megismerése céljából, hogy a szennyvíziszap felhasználása nem vezet-e esetlegesen a nehézfémek határértékeket meghaladó feldúsulására a talajban. Erre irányulóan egyébként az előző fejezetben részletes számításokat végeztem.

A pótolni szükséges tápanyag mennyisége tehát megegyezhet a növény megfelelő fejlődéséhez szükséges tápanyag mennyiségével (12. egyenlet) sőt, amennyiben célunk a talaj tápanyagkészletének hosszútávú növelése – amit egyébként az elmúlt évek általános talajerő csökkenése indokolhat –, a talaj- és talajvízvédelmi szempontok figyelembevételével mellett a szükségesnél nagyobb dózisu tápanyagbevitel is megengedhető.

$$D_{pót,x} = M_{növ,x} \quad (12)$$

A kihelyezésre szánt szennyvíziszap összetétele részletes laboratóriumi vizsgálatok alapján pontosítható. Ezek az adatok a dolgozat korábbi fejezeti alapján rendelkezésekre állnak.

A kihelyezéssel érintett terület talajának összetétele inkább a veszélyes komponensekre nézve fontos, hiszen a dózisszámítás célja alapvetően az, hogy a talajon pontosan olyan mértékű tápanyag-utánpótlást biztosítsunk, ami az adott növényi megfelelő fejlődése szempontjából

szükséges. Amennyiben az iszap veszélyesanyag-tartalma olyan mértékű, hogy az a hasznosítást alapvetően nem akadályozza, ugyanakkor a szükséges tápanyag-utánpótlás biztosításánál a toxikus elemekre nézve már határérték feletti koncentrációt eredményez a talajban, a szennyvíziszap felhasználásával az adott kultúra tápanyagigénye önmagában nem biztosítható. A talajok megengedhető tápanyagtartalma nem szabályozott, ugyanakkor azt, hogy szerves trágya formájában évente legfeljebb 170 kg N juttatható ki, jogszabály rögzíti. Abban az esetben, ha a szennyvíziszap mezőgazdasági kihelyezésének legfőbb oka az iszapelhelyezés problémájának megoldása, a dózisszámítás célja lehet az adott területre kihelyezhető maximális iszapmennyiség kiszámítása. Ebben az esetben a ténylegesen kihelyezhető iszapmennyiség a szóba jöhető területek kiterjedése alapján számítható ki.

Ahhoz, hogy a növények tápanyagszükségletét biztosítani tudjuk, szükség van az adott területen termesztett növények tápanyagigényének ismeretére. Erre szakirodalmi forrásokból kaphatunk adatokat, illetve adatszerzés szempontjából a tapasztalt mezőgazdasági szakemberek és fórumok is segítségünkre lehetnek, de jogszabályban is meghatározásra kerültek.

A 26. táblázatban a hazánkban legnagyobb mennyiségben termesztett szántóföldi növények tápanyagigényét mutatom be. A 24. táblázatban található adatok forrása az 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet 4. számú melléklete.

26. táblázat. A szántóföldi növények átlagos fajlagos tápanyagigénye a termésre vonatkoztatva

Növény	Nitrogénigény <i>g N / kg növényi sz.a.</i>	Foszforigény <i>g P₂O₅ / kg növényi sz.a.</i>	Káliumigény <i>g K₂O / kg növényi sz.a.</i>
Kukorica	25	13	22
Őszi árpa	27	10	26
Őszi búza	27	11	18
Napraforgó	41	30	70
Repce	55	35	43
Rozs	27	12	26
Tavaszi árpa	23	9	21
Zab	27	18	29

Az elvárt tápanyag-utánpótlást biztosító szennyvíziszap mennyiségének meghatározásához az adott növénykultúra hozamának ismeretére is szükség van. Ehhez kapcsolódóan a szakirodalmi források mellett statisztikai és tapasztalati adatokra is támaszkodhatunk. Amennyiben nincs birtokunkban olyan ismeret, ami szerint a tápanyagok túlzott jelenléte hátrányosan befolyásolná a növényi növekedést, érdemes a dózisszámítást minden esetben az előző években, évtizedekben tapasztalt legnagyobb termésátlagra elvégezni. Ezzel kizárható annak lehetősége, hogy kedvező időjárási körülmények között a talajban a növekedési szakaszban tápanyaghiány alakuljon ki, és amiatt a növény fejlődése és hozama korlátozva legyen. A szántóföldi növények jellemző hozamtartományát és termésátlagát a Központi Statisztikai Hivatal éves jelentései alapján a 27. táblázatban foglaltam össze (web_9, web_10).

27. táblázat. A szántóföldi növények jellemző termésátlagai az elmúlt 10 évre vonatkozóan

Növény	Vizsgált időszak évek	Termésátlag (kg/ha)		
		<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>átlag</i>
Kukorica	2009-2019	5 200	8 600	6 500
Őszi árpa	2009-2019	3 600	5 500	4 800
Őszi búza	2009-2019	3 600	5 500	5 100
Napraforgó	2009-2019	2 400	3 400	3 000
Repce	2009-2019	2 600	3 600	3 000
Rozs	2009-2019	1 800	3 800	3 000
Tavaszi árpa	2009-2019	2 100	4 100	3 700
Zab	2009-2019	2 500	3 100	2 800

A növekedéshez szükséges tápanyag összes mennyisége az egyes elemekre nézve a fenti adatok ismeretében az alábbi egyenlettel számítható ki (*13. egyenlet*):

$$M_{növ,x} = C_x * X_{átlag} \quad (13)$$

ahol: $M_{növ,x}$ a növény megfelelő növekedéséhez szükséges tápanyag („x”) mennyisége (kg/ha)
 C_x a növény tápanyag („x”) tartalma (kg/t)
 $X_{átlag}$ a növény várható termésátlaga (t/ha)

A vizsgált növénykultúrák tápanyagigénye és várható legnagyobb termésátlagok alapján a *13. egyenlet*nek megfelelően meghatározható, hogy az egyes elemekből mekkora mennyiséget kell biztosítani az elvárt termés hozam elérése érdekében (*28. táblázat*).

28. táblázat. A szántóföldi növények átlagos fajlagos tápanyagigénye a talajra vonatkoztatva

Növény	Nitrogénigény	Foszforigény	Káliumigény
	<i>kg/ha</i>	<i>kg/ha</i>	<i>kg/ha</i>
Kukorica	215	111,8	189,2
Őszi árpa	148,5	55	143
Őszi búza	148,5	60,5	99
Napraforgó	139,4	102	238
Repce	198	126	154,8
Rozs	102,6	45,6	98,8
Tavaszi árpa	94,3	36,9	86,1
Zab	83,7	55,8	89,9

A *28. táblázat*ból látható, hogy amennyiben a kukorica szempontjából nagy termésátlagot várunk, 215 kg N/ha tápanyag utánpótlásra van szükség. Az 59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet szerint a szennyvíziszappal évente kijuttatott nitrogén mennyisége nem haladhatja meg a 170 kg/ha mennyiséget. Ugyanez látható a repce estében is, ahol a szükséges nitrogénmennyiség 16%-kal nagyobb, mint a szennyvíziszappal kijuttatható nitrogén mennyisége. Emiatt fontos megjegyezni annak lehetőségét, hogy ha nagy nitrogénigényű növény intenzív termesztését végezzük, előfordulhat, hogy a növény számára a kellő nitrogén

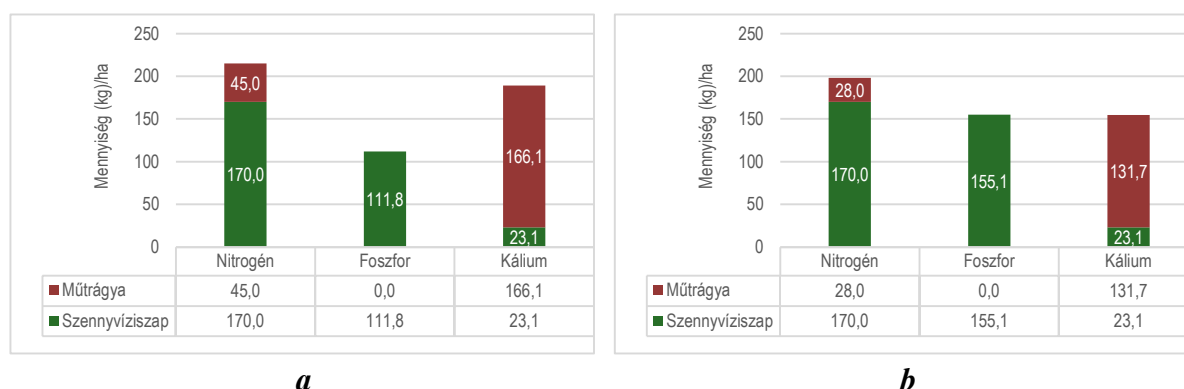
mennyisége szennyvíziszap kihelyezésével nem biztosítható, hiszen a szükséges dózis meghaladja a jogszabályban rögzített legnagyobb mennyiséget. Ilyen esetekben a növények nitrogénigényének kielégítéséhez egyéb nitrogénforrások alkalmazására van szükség.

29. táblázat. A szennyvíziszappal történő tápanyag-utánpótlást követően kialakuló tápanyagmérleg a szántóföldi növények tápanyagigénye szerint

Növény	Tápanyag igény			Szennyvíziszappal biztosítható			Tápanyag mérleg			Szennyvíziszap kg/ha
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
	kg/ha			kg/ha			kg/ha			
Kukorica	215	111,8	189,2	170	155,1	23,1	-45	+43,3	-166,1	4 136
Őszi árpa	148,5	55	143	148,5	135,5	20,2	0	+80,5	-122,8	3 613
Őszi búza	148,5	60,5	99	148,5	135,5	20,2	0	+75,0	-78,8	3 613
Napraforgó	139,4	102	238	139,4	127,2	18,9	0	+25,2	-219,1	3 392
Repcé	198	126	154,8	170	155,1	23,1	-28	+29,1	-131,7	4 136
Rozs	102,6	45,6	98,8	102,6	93,6	13,9	0	+48,0	-84,9	2 496
Tavaszi árpa	94,3	36,9	86,1	94,3	86,0	12,8	0	+49,1	-73,3	2 294
Zab	83,7	55,8	89,9	83,7	76,4	11,4	0	+20,6	-78,5	2 036

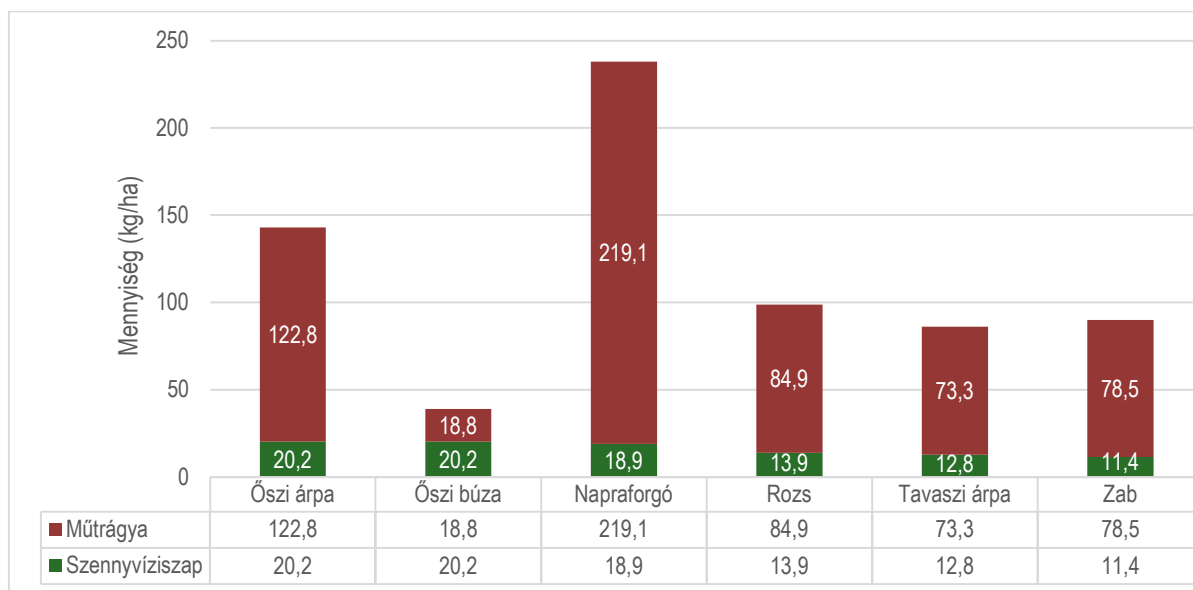
A 29. táblázat eredményei mutatják, hogy amennyiben a kihelyezendő szennyvíziszap mennyiségét a nitrogénutánpótlás szempontjából végezzük, a szennyvíziszappal a növények nitrogénigényén túl azok foszforigénye is biztosítható. A foszfor utánpótlása valamennyi esetben feleslegben történik, azonban számottevő kimosódásával nem kell számolni, így többlet mennyisége a talaj tápanyagtartalmát hosszú távon növeli.

Amennyiben fokozottan nitrogénigényes növény termesztése történik (pl. kukorica vagy repce) előfordulhat, hogy azok nitrogén szükséglete önmagával a szennyvíziszappal nem elégíthető ki. Ilyenkor a szennyvíziszap kihelyezést követően fennmaradó nitrogénigényt műtrágyával szükséges pótolni.



48. ábra. A kukorica (a) és a repce (b) tápanyagigényének kielégítése

Mivel a szennyvíziszap káliumtartalma meglehetősen alacsony a másik két makrotápanyaghoz képest, ugyanakkor a növények káliumigénye sok esetben a nitrogénigényhez mérhető, a szennyvíziszappal a növények káliumszükségletének mindössze kis része, jellemzően 8-15%-a biztosítható (49. ábra).



49. ábra. A vizsgált növények káliumigényének kielégítése

Függetlenül attól, hogy a tápanyagokat milyen formában (szerves trágya, szennyvíziszap vagy műtrágya) tervezik kijuttatni, mennyiségi szempontból a növények megfelelő tápanyagellátása akkor biztosítható, ha a kijuttatást a növényi szükségleteket figyelembe véve a trágyában ahhoz képest legkisebb arányban rendelkezésre álló komponensre tervezik. Ez a gyakorlatban nem lehet realitás, hiszen a szennyvíziszappal történő trágyázás esetében ez akkor lenne megvalósítható, ha annak kihelyezését a növények káliumigényéhez igazítják, ami azt jelenti, hogy a nitrogén és a foszfor szempontjából a növényi szükségletet 6-8-szorosan meghaladó tápanyagmennyiség kerülne kihelyezésre. Ez nem csak a jogszabályi előírások miatt nem tartható, de a környezetvédelmi szempontokat figyelembe véve (fokozott nitrogénvesztés) is megengedhetetlen.

A 3 makrotápanyagot tekintve a szennyvíziszappal végzett tápanyag utánpótlásra nézve az alábbi gondolatok foglalhatók össze:

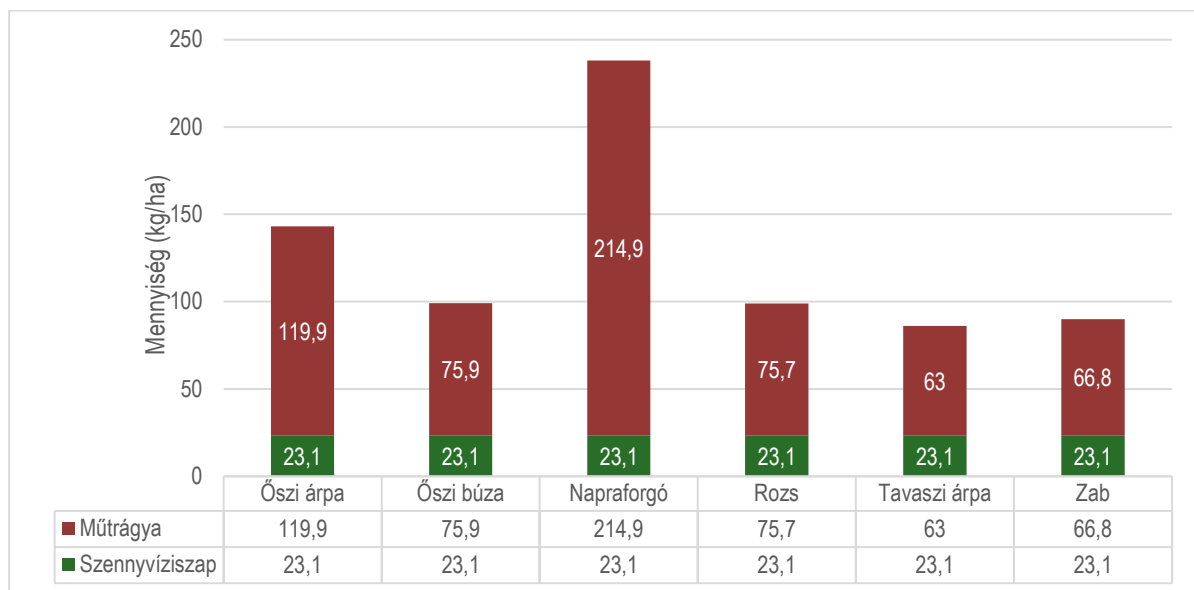
1. Amennyiben a kihelyezendő szennyvíziszap mennyiségének meghatározását a káliumszükségletet figyelembe véve végeznénk, a másik két makroelemet többszörös mennyiségben túladagoljuk. A nitrogén-kihelyezés szabályozása miatt a kálium utánpótlására való méretezést a jogszabály is eleve kizárja.
2. Amennyiben a szennyvíziszap hasznosításának tervezésénél a növények foszforigényét vennénk alapul, sem a nitrogén-, sem a kálium-szükségletet nem tudnánk kielégíteni. Mindkét komponens esetében kiegészítő műtrágyázásra lenne szükség, ráadásul a nitrogént tekintve nem lenne kihasználva a szennyvíziszappal kihelyezhető évi 170 kg/ha nitrogén mennyiség, miközben annak egy részét műtrágya formájában kell biztosítani.
3. Amennyiben a szennyvíziszappal történő trágyázást a növények nitrogénigényére végezzük, a foszfort bár feleslegben adagoljuk, az nem fog elveszni, hanem a talaj foszfortartalmát hosszabb távon növeli. Ugyan a szükséges kálium mennyiségét ez

esetben sem tudjuk biztosítani, a műtrágyázással kijuttatni szükséges mennyisége jóval kevesebb lesz annál, mint amit akkor kellene biztosítani, ha a kihelyezésnél a foszfortartalmat vennénk figyelembe.

A szennyvíziszappal történő tápanyag-utánpótlást mindenképpen javasolt a növény nitrogénigényére méretezni, ami további két dologgal indokolható. Első, hogy a kálium utánpótlása műtrágyázással egyszerűen biztosítható, másrészt, hogy a jogszabályi előírásokat figyelembe véve ebben az esetben helyezhető ki a legnagyobb mennyiségű iszap.

A szennyvíziszap mezo- és mikroelem-tartalma lehetővé teszi, hogy a növények számára a kisebb mennyiségben igényelt tápanyagok is megfelelő arányban álljanak rendelkezésre. Bár a szennyvíziszap kalcium- és magnéziumtartalma jelentős lehet, azok nagyobb dózisban történő kijuttatása inkább kedvez a talaj minőségének, mintsem hátrányként jelentkezik.

A 23. táblázat adataiból látható, hogy a növények nitrogénszükségletére tervezve a jogszabály által meghatározott 170 kg/ha év szerves anyagban lévő nitrogén-kihelyezési lehetőség nem kerül teljesen kihasználásra. Amennyiben a növény nitrogéntűrő képessége lehetővé teszi, a kihelyezett mennyiség a jogszabályban megengedett mennyiségig tovább növelhető. Ezzel nem csak az iszap nagyobb arányú mezőgazdasági hasznosítása érhető el, de a műtrágya formájában történő káliumadagolás is mérsékelhető. Ez esetben a szükséges kálium utánpótlás az 50. ábrának megfelelően lehetséges. A szennyvíziszap kihelyezésével így már a növények káliumszükségletének akár 20-25%-a is biztosítható (50. ábra).



50. ábra. A vizsgált növények káliumigényének kielégítése a legnagyobb kihelyezhető iszapmennyiség esetén

3.5.1 Megállapítások

A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításánál a dózisszámításhoz kapcsolódó fontosabb gondolatok az alábbiakban foglalhatók össze.

Amennyiben az iszap mezőgazdasági hasznosításának legfontosabb célja az iszapelhelyezés problémájának megoldása, az egységnyi területre kihelyezhető iszap mennyiségét a jogszabályban meghatározott, egy év alatt maximálisan kihelyezhető nitrogéntartalom határozza meg. Ekkor az évente keletkező víztelenített iszap mennyisége alapján a kihelyezéshez szükséges területigényt állapítjuk meg. Bár ezzel a növények tápanyagigénye kielégítésre kerül, bizonyos tápanyagokat tekintve nagyobb veszteségek jelentkezhetnek, vagy az egyes elemek túlzott mennyisége miatt növekedés gátló hatás is felléphet.

Abban az esetben, ha a mezőgazdasági hasznosítás gerincét a termesztett növények tápanyag-szükségletének kielégítése jelenti, a növények tápanyagigénye és a szennyvíziszap összetételének különbözősége miatt kiegészítő tápanyag-adagolásra lehet szükség. Igaz, hogy a dózisszámításnál elsődlegesen figyelembe vett tápanyag mennyisége a talajban a termesztett növény számára pontosan beállítható, a növény szükségletének függvényében mégis bizonyos makro- és mezotápanyagok kiegészítő bejuttatására lehet szükség.

A szennyvíziszappal történő trágyázást érdemes a növények nitrogénigényére végezni, amely az alábbiakkal indokolható:

1. Ebben az esetben a foszfort bár feleslegben adagoljuk, az nem fog elveszni, hanem a talaj foszfortartalmát hosszabb távon növeli. Igaz, hogy a szükséges kálium mennyiségét ez esetben nem tudjuk biztosítani, annak műtrágyázással kijuttatni szükséges mennyisége jóval kevesebb lesz annál, amit akkor kellene biztosítani, ha a kihelyezésnél a foszfortartalmat vennénk figyelembe.
2. A jogszabályi előírásokat is figyelembe véve ebben az esetben helyezhető ki a legnagyobb mennyiségű iszap. Amennyiben a szennyvíziszap kihelyezésének tervezésénél nem a növények nitrogénigényét vesszük alapul, az esetek nagyobb részében nem csak a szennyvíziszappal kihelyezhető évi 170 kg/ha nitrogén mennyiség nem lenne kihasználva, de annak egy részét műtrágya formájában kellene biztosítani.

3.6 A kizárólag műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítással történő tápanyag-utánpótlás gazdasági összehasonlítása

Az előző két fejezet megállapításai alapján felvázolok egy számítási metodikát, melynek célja a mezőgazdasági szakemberek döntésének támogatása a kizárólagos műtrágyázás és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítás lehetőségében.

3.6.1 Alapanyagköltségek meghatározása

A 3.4 fejezet eredményei alapján a számításokat az ott bemutatott két esetre; a szennyvíziszap + kálium műtrágya (1), illetve a komplex + nitrogén műtrágyák (2) együttes felhasználására végzem. A szükséges alapanyagok, így azok költségeinek meghatározásánál a kiindulási paraméter minden esetben a természetett növények tápanyagigénye. A számításoknál kizárólag a növények makrotápanyag szükségletét veszem figyelembe, mivel a mezo- és a mikrotápanyagok megfelelő utánpótlása a makrotápanyagok szükséges mennyiségét tartalmazó komplex műtrágya és szennyvíziszap kijuttatásával nagy valószínűséggel biztosítható.

Jelen számításnál a makrotápanyagok közül csak a növények nitrogén- és káliumigényével számolok; a foszforigény figyelembevételének elhagyását az alábbiakkal indoklom:

1. Valamennyi szántóföldi növény foszforigénye a rájuk vonatkozó nitrogénigény 30-60%-a. Mivel a szennyvíziszap nitrogén- és foszfortartalma között is legalább ilyen arányok figyelhetők meg, a növény nitrogénigényére számított iszapmennyiséggel a növény foszforszükséglete is biztosítható.
2. Valamennyi szántóföldi növény foszforigénye alacsonyabb, mint a káliumszükségletük, ugyanakkor a komplex műtrágyák a foszfort és a káliumot legtöbbször azonos, vagy nagyon hasonló arányban tartalmazzák, emiatt a növény káliumigényére számított komplex műtrágya mennyiséggel a növény foszforszükséglete is kielégíthető.

A növekedéshez szükséges tápanyagok mennyisége az alábbi egyenletekkel számítható ki (14-15. egyenlet):

$$M_N = C_{N,növ} * X_{\text{átlag}} * T \quad (14)$$

ahol: M_N a kijuttatni szükséges nitrogén mennyisége (kg)
 $C_{N,növ}$ a növény nitrogén tartalma (kg/t)
 $X_{\text{átlag}}$ a növény várható termésátlaga (t/ha)
 T a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

$$M_K = C_{K,növ} * X_{\text{átlag}} * T \quad (15)$$

ahol: M_K a kijuttatni szükséges kálium mennyisége (kg)
 $C_{K,növ}$ a növény kálium tartalma (kg/t)
 $X_{\text{átlag}}$ a növény várható termésátlaga (t/ha)
 T a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

Mivel az első esetben (szennyvíziszap + kálium műtrágya) a növény nitrogén- és foszforszükséglete a nitrogénigény alapján kiszámított szennyvíziszap mennyiséggel teljes mértékben biztosítható, illetve azzal valamennyi kálium is kijuttatásra kerül, először a kihelyezendő szennyvíziszap tömegét kell meghatározni (16. egyenlet), majd azt követően a továbbra is szükséges kálium műtrágya mennyiségét (17. egyenlet).

$$M_{szi} = M_N / C_{N,szi} * \frac{100}{sz.a} \quad (16)$$

ahol: M_{szi} a kijuttatni szükséges szennyvíziszap mennyisége (kg)
 M_N a kijuttatni szükséges nitrogén mennyisége (kg)
 $C_{N,szi}$ a szennyvíziszap nitrogéntartalma (kg/kg)
 $sz.a$ a szennyvíziszap szárazanyag-tartalma (%)

$$M_{mt,K} = (M_K - M_{szi} * C_{K,szi} * \frac{sz.a}{100}) / C_{K,mt} \quad (17)$$

ahol: $M_{mt,K}$ a kijuttatni szükséges kálium műtrágya mennyisége (kg)
 M_K a kijuttatni szükséges K_2O mennyisége (kg)
 M_{szi} a kijuttatott szennyvíziszap mennyisége (kg)
 $C_{K,szi}$ a kijuttatott szennyvíziszap K_2O tartalma (kg/kg)
 $C_{K,mt}$ a kijuttatni szükséges kálium műtrágya K_2O tartalma (kg/kg)

Ide vonatkozóan az összes alapanyagköltség az alábbiak szerint számítható (18. egyenlet):

$$K_{anyag,1} = M_{szi} * K_{szi} + M_{mt,K} * K_{mt,K} \quad (18)$$

ahol: $K_{anyag,1}$ a kijuttatni szükséges alapanyagok költsége (Ft)
 M_{szi} a kijuttatni szükséges szennyvíziszap mennyisége (kg)
 K_{szi} a kijuttatni szükséges szennyvíziszap ára (Ft/kg)
 $M_{mt,K}$ a kijuttatni szükséges kálium műtrágya mennyisége (kg)
 $K_{mt,K}$ a kijuttatni szükséges kálium műtrágya ára (Ft/kg)

A második esetben (komplex + nitrogén műtrágya) a növény kálium és foszfor szükséglete a káliumigény alapján kiszámított komplex műtrágya mennyiséggel teljes mértékben biztosítható, először a kihelyezendő komplex műtrágya tömegét kell meghatározni (19. egyenlet), majd azt követően a továbbra is szükséges nitrogén műtrágya mennyiségét (20. egyenlet).

$$M_{mt,ko} = M_K / C_{K,ko} \quad (19)$$

ahol: $M_{mt,ko}$ a kijuttatni szükséges komplex műtrágya mennyisége (kg)
 M_K a kijuttatni szükséges K_2O mennyisége (kg)
 $C_{K,ko}$ a komplex műtrágya K_2O tartalma (kg/kg)

$$M_{mt,N} = (M_N - M_{mt,ko} * C_{N,ko}) / C_{N,mt} \quad (20)$$

ahol: $M_{mt,N}$ a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya mennyisége (kg)
 M_N a kijuttatni szükséges nitrogén mennyisége (kg)
 $M_{mt,ko}$ a kijuttatott komplex műtrágya mennyisége (kg)
 $C_{N,ko}$ a kijuttatott komplex műtrágya nitrogéntartalma (kg/kg)
 $C_{N,mt}$ a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya nitrogéntartalma (kg/kg)

Ide vonatkozóan az összes alapanyagköltség az alábbiak szerint számítható (21. egyenlet):

$$K_{anyag,2} = M_{mt,ko} * K_{ko} + M_{mt,N} * K_{mt,N} \quad (21)$$

ahol:	$K_{anyag,2}$	a kijuttatni szükséges alapanyagok költsége (Ft)
	M_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya mennyisége (kg)
	K_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya ára (Ft/kg)
	$M_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya mennyisége (kg)
	$K_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya ára (Ft/kg)

3.6.2 Kihelyezési költségek meghatározása

A kihelyezési költségek meghatározásakor az élőmunka igényt elhanyagolom, ugyanis a hazai mezőgazdasági termelés felét adó egyéni gazdálkodók haszna épp a saját munkájukból jelentkezik, a gazdasági társaságok pedig saját munkavállalóik leterheltségét egyébként is figyelembe veszik. Ebből következik, hogy a kihelyezésnél gyakorlatilag csak az igénybe vett gépek működési és amortizációs költségeivel kell számolni.

Az iszapkihelyezés költsége a 22. egyenlet szerint számítható:

$$K_{kih.,iszap} = I_{szi} * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (22)$$

ahol:	$K_{kih.,iszap}$	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap kijuttatásának költsége (Ft)
	I_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a szennyvíziszap kihelyezését végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a szennyvíziszap kihelyezését végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

A műtrágya kijuttatásának költsége a 23. egyenlet szerint számítható:

$$K_{kih.,mt} = I_{mt} * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (23)$$

ahol:	$K_{kih.,mt}$	a kijuttatni szükséges műtrágya kijuttatásának költsége (Ft)
	I_{mt}	a kijuttatni szükséges műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a műtrágya kihelyezését végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a műtrágya kihelyezését végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

A 22-23. egyenletek alapján a szennyvíziszap + kálium műtrágya kihelyezésének költsége:

$$K_{kihelyezés,1} = (I_{szi} + I_{mt,K}) * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (24)$$

ahol:	$K_{kihelyezés,1}$	a kijuttatni szükséges alapanyagok kijuttatásának költsége (Ft)
	I_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

A 22-23. egyenletek alapján a komplex műtrágya + nitrogén műtrágya kihelyezésének költsége:

$$K_{kihelyezés,2} = (I_{mt,ko} + I_{mt,N}) * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (25)$$

ahol:	$K_{kihelyezés,2}$	a kijuttatni szükséges alapanyagok kijuttatásának költsége (Ft)
	$I_{mt,ko}$	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

3.6.3 Az összes költség meghatározása

A szennyvíziszap + kálium műtrágya kihelyezés teljes költségvonzata a 26. egyenlet szerint határozható meg:

$$K_{teljes,1} = M_{szi} * K_{szi} + M_{mt,K} * K_{mt,K} + (I_{szi} + I_{mt,K}) * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (26)$$

ahol:	$K_{teljes,1}$	a tápanyag-utánpótlás teljes költsége (Ft)
	M_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap mennyisége (kg)
	K_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap ára (Ft/kg)
	$M_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya mennyisége (kg)
	$K_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya ára (Ft/kg)
	I_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

A komplex műtrágya + nitrogén műtrágya kihelyezés teljes költségvonzata a 27. egyenlet szerint határozható meg:

$$K_{teljes,2} = M_{mt,ko} * K_{ko} + M_{mt,N} * K_{mt,N} + (I_{mt,ko} + I_{mt,N}) * (f_g * K_{üa} + a_g) * T \quad (27)$$

ahol:	$K_{teljes,2}$	a tápanyag-utánpótlás teljes költsége (Ft)
	M_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya mennyisége (kg)
	K_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya ára (Ft/kg)
	$M_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya mennyisége (kg)
	$K_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya ára (Ft/kg)
	$I_{mt,ko}$	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{üa}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

A fenti egyenletek használatával a gazdálkodók mérlegelhetik, hogy az adott évben adott területen természeteni kívánt növénykultúra tápanyagellátásához a költségek szempontjából milyen tápanyagforrásokat érdemes igénybe venni.

A terméké nem nyilvánított szennyvíziszapokat a jelenlegi gyakorlat szerint a szolgáltatók legtöbbször térítésmentesen bocsátják a gazdálkodók rendelkezésére, ami a műtrágya használattal szemben egyértelmű előnyként jelentkezik. Ugyanakkor a szennyvíziszap kihelyezése a műtrágya használatához hasonlítva sokkal inkább idő- és munkaigényes feladat, ami különösen hátrányos lehet az egyébként is időhiányban szenvedő vállalkozók számára. A szervesanyag pótlása viszont műtrágyázással nem biztosítható, azonban azt a szennyvíziszap kihelyezés részben vagy akár teljesen is helyettesíteni tudja. A szennyvíziszap felhasználásának lehetőségét a költségeken kívül számos más tényező is befolyásolja, ugyanakkor a költségek meghatározását segítő egyenletek eredményei a döntést egyértelműen eldönthetik.

3.7 A települési szennyvíziszapok injektálásának hazai tapasztalatai

A mezőgazdasági szennyvíziszap-hasznosítás egyik módszere a sűrített fölösiszap talajba injektálása. Az eljárás az 5-6%-ot meg nem haladó szárazanyag-tartalmú iszapok biztonságos kihelyezését teszi lehetővé, melynek során a szennyvíziszapot talajlazítással együtt a talajfelszín alá injektálják. A szennyvíziszapban megtalálható növényi tápanyagok növelik a talaj tápanyagtartalmát, ezzel csökkentve vagy akár teljesen kiváltva a talajerő fenntartásához adagolni szükséges műtrágya mennyiségét.

3.7.1 A szennyvíziszap injektálásának menete

Az eleveniszapos szennyvíztisztító technológia során a tisztított szennyvíz és az iszap elválasztása ülepítéssel történik. A kiülepedett eleveniszap 0,8-1% szárazanyag-tartalmú, ezért a szállítás gazdaságosabbá tétele érdekében az injektálhatóság feltételeit is szem előtt tartva sűríteni szükséges. A fölösiszap szárazanyag-tartalma gravitációs sűrítéssel vegyszeradagolás nélkül is 4-5%-ra növelhető.

A növénytermesztés periodikus jellege alapvetően meghatározza a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának módját és lehetőségeit. Az iszap kihelyezése csak az év bizonyos részeiben történhet, hiszen vegetációs időszakban az injektálás nem kivitelezhető. Mindezt a kijuttatás tervezésénél figyelembe kell venni. A szennyvíziszap injektálására évente jellemzően egy vagy két alkalommal kerülhet sor. A kihelyezés időszakát a természeteni kívánt növény vetési ideje határozza meg. Amennyiben az adott évben tavaszi és őszi gabona vetése is tervezett, iszapinjektálás a március-áprilisi és a szeptember-októberi hónapokban is történhet.

Az iszapkihelyezés ciklikusságából adódóan elvárás, hogy a szennyvíziszap időszakos tárolására megfelelő tárolótér álljon rendelkezésre. Mindez az iszap stabilizálása szempontjából is fontos és központilag szabályozott. Az erre a célra létesített, védőkerítéssel és pótlólagos műszaki védelemmel ellátott tárolómedencéket érdemes az injektálásba bevonható földterületek súlypontjába telepíteni és lehetőség szerint az iszap tárolóterekbe juttatását az érintett szennyvíztisztító telepről zárt csővezetéken keresztül megvalósítani. Amennyiben ez

nem biztosítható, a zártláncú szállítás az előírásoknak megfelelő közúti tartálykocsikkal is elvégezhető. Az iszapelhelyezésre alkalmas földterületek kiválasztásánál elsődleges szempont a szennyvíztisztító telephez és a tárolóterekhez való távolságuk.

A szárazanyag további ülepedése miatt a hosszabb ideig tárolt szennyvíziszap az injektálás előtt homogenizálásra szorul. Az iszap homogenizálása során lehetőség van a tápanyagtartalmat növelő vagy talajjavító segédanyagok bekeverésére is.

Az injektálás leggyakrabban a talajfelszín alatt 15-25 cm mélyen, a növény számára legjobban hasznosuló gyökérszónába történik. Amennyiben a gazdálkodó indokoltnak látja a terület mélylazítását, az injektálás akár 50 cm-es mélységre is elvégezhető, mellyel együtt az igényelt lazítás is megtörténik.

Az injektálás önjáró injektálógéppel vagy mezőgazdasági vontatóval üzemeltethető injektálógéppel végezhető. Az önjáró injektálógép az alvázára szerelt tartályba saját maga emeli fel az iszapot a tárolóból, ezt követően az elhelyezési területre szállítja, majd a talajba beinjektálja. A szennyvíziszap ilyen módon történő kihelyezésének előnye, hogy az anyag azonnal a talajba kerül, és ezzel a fertőzésveszély is jelentősen csökkenthető. A kihelyezendő iszap mennyisége előre beállítható, ezzel az iszap kijuttatása az iszapösszetétel ismerete alapján a termesztett növénykultúra igényének, illetőleg a környezetvédelmi és talajvédelmi szempontoknak megfelelően végezhető.

3.7.2 A szennyvíziszap injektálásának tervezése

A települési szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása szigorúan szabályozott és ellenőrzött folyamat, melyről részletesen olvashattunk a terület jogszabályi háttérét bemutató fejezetben. Az injektáláshoz kapcsolódóan érdemesnek tartom megjegyezni, hogy mind a rendszer megtervezése (pl. tárolómedencék kialakítása, vezetékrendszer kiépítése), mind az iszapinjektálás elvégzése előzetes engedélyeztetési eljárás lefolytatását igényli. Ennek első lépése a megfelelő területek kiválasztása, a földtulajdonosi és a földhasználói hozzájárulások beszerzése, majd ezek alapján a talajvédelmi terv elkészítése. A kiválasztott területek alkalmasságának megállapítása és alapállapotának felmérése érdekében az elhelyezéssel tervezetten érintett területeken megfelelő sűrűséggel talajszelvény feltárásokat kell végezni, és a talajminták összetételét az előírt paraméterekre helyszíni és a laboratóriumi vizsgálatokkal ellenőrizni. A kihelyezést megelőzően szükséges az átmeneti tárolókban gyűjtött iszap összetételének meghatározása leginkább annak tápanyagtartalma és veszélyeselem-tartalma szempontjából. Mindez a kihelyezés tervezésének gerincét jelentő dózisszámítás elvégzésének alapja is. Az injektálás hatásának nyomon követése érdekében fontos, hogy talajmintavételekre és elemzésekre az iszapkihelyezést követően is sort kerítsünk. Mindez szükséges annak érdekében is, hogy a talaj szennyezése és toxikuselem-tartalmának feldúsulása időben érzékelhető és elkerülhető legyen. Az utóhatás vizsgálat egyrészt azt mutatja meg, hogy az injektálás hatására a talaj tulajdonságaiban bekövetkezett-e kedvezőtlen változás, másrészt alapul szolgál a következő évek terhelési vizsgálataihoz. A benne közölt eredményekből megállapítható, hogy az érintett terület a települési szennyvíziszap hasznosítására továbbra is alkalmas-e.

A következőkben a települési szennyvíziszap-injektálás középtávú hatását mutatom be egy-egy konkrét hazai példán keresztül az említett előzetes, illetve az utóhatásokra irányuló vizsgálatok eredményei alapján.

3.7.3 A szennyvíziszap injektálásának hatása

A települési szennyvíziszap injektálásra Magyarországon jelenleg is gyakorlat, az erre szakosodott vállalkozások az elmúlt 30 évben több millió m³ sűrített szennyvíziszap talajba juttatását végezték el. Ezzel egy időben az injektálásban több ezer hektár mezőgazdasági terület vált érintetté. Az iszapinjektálás jelenlegi volumene hazánkban 40-50.000 m³/év.

3.7.3.1 Közép-dunántúli iszapinjektálás tapasztalatai

A vizsgált, injektálással érintett földterületet az *51. ábra* mutatja. A terület nyugati határánál helyezkedik el az iszap gyűjtésére szolgáló földmedence, amely a szennyvíztisztító teleptől néhány km távolságra található.



51. ábra. Az injektálással érintett és vizsgált közép-dunántúli földterület

A kiválasztott 26 hektáros területen 2009-2012 között minden évben végeztek iszapinjektálást. A kihelyezett iszap mennyiségét és jellegét a *30. táblázat*ban foglaltam össze. A kihelyezett iszap mennyiségét annak tápanyagtartalma és a természeteni kívánt növénykultúra tápanyag igénye határozta meg.

30. táblázat. A kijuttatott szennyvíziszap mennyisége a vizsgálat időszakban

Kihelyezés éve	Összes iszapfelhasználás			Fajlagos iszapfelhasználás	
	mennyiség	sz.a. tartalom		mennyiség	sz.a. tartalom
		m^3	%		
2009	2 210	7,25	160,2	85	6,2
2010	1 775	3,79	67,3	142	5,4
2011	2 578	6,44	166	99	6,4
2012	2 470	8,66	213,9	95	8,2

Az injektált iszap összetétele a kijuttatást megelőzően valamennyi esetben meghatározásra került. Az iszapmintavétel a kihelyezés előtt a gyűjtőmedencéből történt. Az iszap elemtartalmából és a talajba injektált iszap mennyiségéből a kijuttatott elemtartalom meghatározható és a jogszabályban megállapított határértékekkel összevethető. Az injektált iszap minőségét és a kijuttatott elemek fajlagos mennyiségét a 31. táblázatban láthatjuk.

31. táblázat. A kijuttatott szennyvíziszap minősége és az injektálással okozott elemterhelés

Elem	Koncentráció					Fajlagos terhelés				
	Határérték	2009	2010	2011	2012	Határérték	2009	2010	2011	2012
		<i>mg/kg sz.a.</i>					<i>g/ha/év</i>			
As	75	6,17	8,38	6,34	6,39	500	38	45,1	40,5	52,6
Cd	10	0,806	0,07	0,5	0,05	150	5	0,4	3,2	0,4
Co	50	2,92	5,35	7,61	4,45	500	18	28,8	48,6	36,6
Cr	1 000	19,8	29,3	41,6	11,3	10 000	122	157,8	265,6	93
Cu	1 000	n.a.	n.a.	382	280	10 000	n.a.	n.a.	2 439	2 304
Hg	10	0,412	0,338	0,422	0,05	100	2,5	1,8	2,7	0,4
Mo	20	5,15	4,72	5,7	5,4	200	31,7	25,4	36,4	44,4
Ni	200	15,6	19,7	26,3	20,3	2 000	96,1	106,1	167,9	167
Pb	750	24,8	16,6	24,4	18,9	10 000	152,8	89,4	155,8	155,5
Se	100	4,42	3,18	5,09	4,47	1 000	27,2	17,1	32,5	36,8
Zn	2 500	1050	1001	1250	544	30 000	6 470	5 390	7 980	4 480
							<i>kg/ha/év</i>			
N	-	26 997	30 300	26 700	20 400	170	166	163	170	168
P	-	14 900	13 800	14 400	15 100	-	92	74	92	124
P₂O₅	-	34 136	31 616	32 990	34 595	-	210	170	211	284
K	-	4 110	2 650	2 910	3 640	-	25	14	19	30
K₂O	-	4 948	3 191	3 504	4 383	-	31	17	22	36

A 31. táblázat eredményei mutatják, hogy az injektálás során a kihelyezett nitrogén mennyisége egy esetben sem haladta meg a megengedett értéket. A kijuttatott iszappal kellő mennyiségű foszfor is kihelyezésre került, viszont az iszappal kikerült kálium csak részben fedezte a növények kálium szükségletét.

Az iszap mikroelem-koncentrációja jóval alatta maradt a kihelyezést már korlátozó határértékeknek. Az elemek kijuttatott mennyisége meg sem közelítette a talajra évente kihelyezhető elemtömegeket, sőt, a négy év alatt összesen kikerült mennyiségek sem érik el az egy évre vonatkozó limiteket. Arányait nézve a legnagyobb terheléseket a réz esetében figyelhetjük meg, melynek évente kikerülő tömege a határérték 20-25%-a. A cinkterhelés szintén a megengedett mennyiség legfeljebb 20-25%-a volt, de ez az érték akár 15% körülire is lecsökkenthetett, leginkább az iszap cinktartalmától függően. A molibdénre vonatkozóan 12-22%-os kiterheltségről, az arzén, a kobalt és a nikkel esetében 4-10%-os arányokról beszélhetünk, miközben a higany, a kadmium és az ólom a megengedett legnagyobb terhelés 1-3%-nak megfelelő mennyiségben került csak a talajba.

A terület alapállapotának felmérése 2008-ban történt, míg az utóhatás vizsgálatra az injektálás kezdetétől számított 5. évben, 2014-ben került sor. Mindkét alkalommal 5 hektáronként vizsgálták a talaj tápanyag- és toxikusanyag-tartalmát 0-25 cm és 25-60 cm-es mélységekben, ugyanazon mintavételi pontokon. Az egyes szelvényekben vett talajmintákból képzett átlagminták (6-6 db) átlagos elemtartalmát mutatja a 32. táblázat.

32. táblázat. A szennyvíziszap injektálással érintett földterület talajának összetétele a 4 éven át tartó iszapinjektálást követően és azt megelőzően

Talajréteg (cm)	2008		2014		Változás		Határérték
	0-25 cm	25-60 cm	0-25 cm	25-60 cm	0-25 cm	25-60 cm	
Al mg/kg sz.a.	24 680	20 640	18 643	12 906	-24,5%	-37,5%	-
As mg/kg sz.a.	4,88	3,52	4,46	3,06	-8,8%	-13,1%	15
B mg/kg sz.a.	11,6	9,1	7,1	4,3	-38,6%	-53,2%	1 000
Ca mg/kg sz.a.	81 040	97 120	103 371	134 357	+27,6%	+38,3%	-
Cd mg/kg sz.a.	0,138	0,098	<0,02	<0,02	-45%	-20,4%	1
Co mg/kg sz.a.	5,86	4,64	5,68	4,20	-3,2%	-9,5%	30
Cr mg/kg sz.a.	27,04	24,5	7,70	5,49	-71,5%	-77,6%	75
Cu mg/kg sz.a.	20,4	15,15	10,78	6,52	-47,1%	-56,9%	75
Fe mg/kg sz.a.	19 560	16 110	18 671	12 952	-4,5%	-19,6%	-
Hg mg/kg sz.a.	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	n.é.	n.é.	0,5
K mg/kg sz.a.	4 556	3 402	3 165	1 809	-30,5%	-46,8%	-
Mg mg/kg sz.a.	43 340	44 760	96 457	125 229	+122,6%	+179,8%	-
Mn mg/kg sz.a.	378,2	296,2	320,9	240,6	-15,2%	-18,8%	-
Mo mg/kg sz.a.	0,292	0,268	0,467	0,833	+59,9%	+211,0%	7
Na mg/kg sz.a.	264,6	311,8	260,6	298	-1,5%	-4,4%	-
Ni mg/kg sz.a.	18,62	16,45	18,11	13,3	-2,7%	-19,3%	40
P mg/kg sz.a.	1026,6	765,4	584	396,1	-43,1%	-48,2%	-
Pb mg/kg sz.a.	6,97	3,84	6,15	3,14	-11,7%	-18,2%	100
S mg/kg sz.a.	510,8	380	375	248,7	-26,6%	-34,5%	-
Se mg/kg sz.a.	0,503	0,633	0,782	0,662	+55,5%	+4,6%	-
Zn mg/kg sz.a.	61,86	51,68	53,99	36,91	-12,7%	-28,6%	200

A 32. táblázat adatai szerint a legtöbb elem mennyisége a talajban annak ellenére is csökkent a két vizsgálat között eltelt 6 év alatt, hogy 4 éven keresztül elég nagy mennyiségű szennyvíziszapot injektáltak ki. Növekedés mindössze 4 komponens esetében figyelhető meg. Ezek közül az első kettő a kalcium és a magnézium, amik egyértelműen pozitív hatással vannak a talaj szerkezetére. A kalcium és a magnézium nagy arányban van jelen a szennyvíziszapban, a nyers szennyvízben való előfordulásukat leginkább az ivóvíz összetétele befolyásolja. A talaj mélyebb rétegét tekintve jelentős növekedés figyelhető meg a molibdéntartalomban, de az injektálást követően kialakult molibdénkoncentráció még így is a határérték körülbelül 10%-a. A 3.2 fejezetben említettem, hogy esszenciális elemről lévén szó, a molibdén jellemző alkotója a növénytermesztésben alkalmazott mikroelem tartalmú oldatoknak – az elterjedten alkalmazott tápoldatok molibdén koncentrációja több g/l is lehet. Az elemtartalmat tekintve szintén növekedés figyelhető meg a talaj szelénkoncentrációjában is, amelynek viszont a talajban megengedhető arányát a jelenleg hatályos jogszabály nem korlátozza. A szeléneken kívül az említett három komponensre egyaránt igaz, hogy mennyiségük a mélyebb rétegben jobban növekedett. Ez egyrészt magyarázható a növényi elemfelvétellel is, ugyanakkor a mélyebb rétegek elemtartalmának növekedésében minden bizonnyal az elemek vándorlásának is szerepe lehet. Abból következően, hogy az injektálás jellemzően a talaj felső 15-20 cm-es rétegébe történt, a mélyebb rétegekben való feldúsulást egyértelműen okozhatja a lemosódás. Viszont annak alapján, hogy a növekedés épp a kalcium, magnézium és a molibdén esetében nagyobb az alsó rétegben, miközben a szelént nézve ennek fordítottja igaz, a növények fémfelvételenek hatása sem zárható ki, mivel a felsorolt elemek közül pont a szelént igénylik a legkisebb arányban, miközben kalcium, magnézium és molibdén felvételük is erőteljesebb lehet.

A kadmium kivételével elmondható, hogy azon elemeknél, amelyek mennyisége az iszapinjektálás ellenére is csökkent, nagyobb arányú csökkenés figyelhető meg a mélyebb rétegekben, mint a felszínközeli talajrészekben. Ez ismét csak betudható az elemek vándorlásának, mivel azok utánpótlása a felszíni réteget érintette. Azonban, ha jól megnézzük, a két rétegre jellemző csökkenés aránya minden mezo- és mikroelemnél hasonló (60-80 %), ami szintén összefüggésben lehet a növényi felvétellel.

3.7.3.2 Nyugat-dunántúli iszapinjektálás tapasztalatai

A vizsgált mezőgazdasági terület elhelyezkedését az 52. ábra mutatja. Az iszap gyűjtésére szolgáló földmedencék a földterülettől északkeleti irányba találhatók. A gyűjtőmedencék és az injektált terület távolsága a szennyvíztisztító teleptől 18-20 km. A terület kiterjedése 33 hektár.



52. ábra. Az injektálással érintett és vizsgált nyugat-dunántúli földterület

A területen 2009 és 2018 között 2015 kivételével minden évben történt iszapinjektálás. Az injektálást évi 1 vagy 2 alkalommal a tavaszi és őszi időszakokban végezték, a természetett növénykultúrák tápanyagigénye alapján, azok vetési idejét is figyelembe véve (33. táblázat). A szennyvíziszap injektálásával történő talajjavítás lehetőségét az időjárási körülmények is alapvetően befolyásolják. Az évente kiinjektált iszap összes és fajlagos mennyiségeit a 33. táblázat tartalmazza.

33. táblázat. A vizsgált földterületen végzett iszapinjektálás 2009-2018 között

Kihelyezés időszaka	Növénykultúra	Összes iszapfelhasználás			Fajlagos iszapfelhasználás	
		mennyiség	sz.a. tartalom		mennyiség	sz.a. tartalom
		m^3	%	t	m^3/ha	t/ha
2009 őszi	őszi búza	3 195	2,78	88,8	100	2,8
2010 őszi	kukorica	5 987	2,81	168,2	200	5,6
2011 tavasz, őszi	kukorica	2 575	3,36	86,5	165,7	5,6
2012 tavasz, őszi	napraforgó	4 542	3,44	156,2	101	3,5
2013 tavasz	napraforgó	1 690	3,18	53,7	70	2,2
2014 tavasz, őszi	tavaszi búza	3 562	3,94	140,3	111,1	4,4
2015	repce	0	0	0	0	0
2016 tavasz	kukorica	3 125	3,31	103,4	135	4,5
2017 tavasz, őszi	kukorica	4 395	4,73	207,9	122,1	5,8
2018 tavasz, őszi	napraforgó	3 637	3,18	115,7	83,6	2,7

A talajba juttatott iszap összetétele az előírásoknak megfelelően a kijuttatást megelőzően itt is minden esetben meghatározásra került. Az injektálandó iszap gyűjtésére 3 db kiegészítő műszaki védelemmel ellátott földmedence szolgál. A kihelyezés előtti mintavételek során az összes medence tartalmának összetételét megvizsgálták. A 34. táblázat az érintett területre kihelyezett iszapok jellemző összetételét mutatja a mezőgazdaságban hasznosítható szennyvíziszapok megengedhető elemtartalmával összehasonlítva.

34. táblázat. A kijuttatott szennyvíziszap elem tartalma

Elem	Koncentráció										
	Határérték	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018	
		<i>mg/kg sz.a.</i>					<i>mg/kg sz.a.</i>				
As	75	1,78	1,4	1,99	1,84	2,52	2,49	3,48	4,27	2,87	
Cd	10	3,25	1,27	0,65	0,6	0,41	0,56	<0,5	1,76	0,54	
Co	50	8,89	13,9	11,8	19,07	15,9	7,11	3,18	8,78	1,68	
Cr	1 000	18,65	10,2	25,9	15,12	21,1	31,5	33	38,9	21,7	
Cu	1 000	97	103,4	141	164,5	162	157	180	265	136	
Hg	10	1,05	0,78	0,7	1,14	1,05	0,96	1,51	1	0,24	
Mo	20	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
Ni	200	19,7	26,1	12,7	18,81	21,4	23,3	19,8	26,5	14,4	
Pb	750	18,3	17,1	13,6	12,83	17,4	12,3	12,2	20	8,21	
Se	100	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
Zn	2 500	782,1	609,5	829	739	791	327	770	1 185	520	
N	-	29 800	30 300	30 500	48 200	52 000	38 900	30 200	29 400	45 000	
P	-	24 000	24 700	26 700	14 300	21 500	17 900	22 400	28 100	28 590	
P₂O₅	-	54 968	56 571	61 152	32 752	49 242	40 997	51 303	64 358	65 480	
K	-	4 900	5 800	5 100	7 000	4 200	5 000	4 200	4 500	5 800	
K₂O	-	5 903	6 987	6 143	8 432	5 059	6 023	5 059	5 421	6 987	

Az injektált iszap mikroelem koncentrációja mind a 9 évben alatta maradt a vonatkozó határértékeknek. A szennyvíziszap arzén-, króm- és ólomtartalma a megengedett koncentráció 1-5%-a volt, a higanynál, a kadmiumnál, a nikkelnél és a réznél ez az arány néhány kivételtől eltekintve jellemzően 5-15% közötti, a kobaltnál és a cinknél pedig legtöbbször 10-40% közötti. A kiinjektált szennyvíziszapok molibdént és szelént jellemzően kimutathatósági határ alatti mennyiségben tartalmaztak.

Az iszap tápanyagtartalma megfelelt a jellemző koncentrációtartományoknak; a nitrogén 3-5%, a foszfor 1,5-3%, a kálium 0,4-0,7% közötti tömegarányt jelentett a szárazanyag-tartalomra vonatkoztatva.

A szennyvíziszap elemtartalmából és a talajban lévő mennyiségéből az egyes elemek kikerülő tömege meghatározható. Az iszappal a talajba injektált elemek fajlagos mennyiségét a

35. táblázatban foglaltam össze. A 35. táblázatban a szabályozott elemekre vonatkozó jogszabályi határértékeket is feltüntettem.

35. táblázat. A szennyvíziszap injektálással okozott mikroelem- és tápanyagterhelés

<i>Elem</i>	Határérték	Fajlagos terhelés									
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018	
		<i>g/ha/év</i>					<i>g/ha/év</i>				
As	500	4,9	7,9	11,1	6,4	5,6	10,9	15,6	24,7	7,6	
Cd	150	9,0	7,1	3,6	2,1	0,9	2,5	n.é.	10,2	1,4	
Co	500	24,7	78,1	65,7	66,3	35,4	31,1	14,2	50,7	4,5	
Cr	10000	51,8	57,3	144,2	52,5	47,0	137,9	147,5	224,7	57,7	
Cu	10000	269,7	581,1	785,0	571,5	360,6	687,2	804,3	1530	361,6	
Hg	100	2,9	4,4	3,9	4,0	2,3	4,2	6,7	5,8	0,6	
Mo	200	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	
Ni	2000	54,8	146,7	70,7	65,4	47,6	102,0	88,5	153,0	38,3	
Pb	10000	50,9	96,1	75,7	44,6	38,7	53,8	54,5	115,5	21,8	
Se	1000	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	
Zn	30000	2174	3425	4615	2568	1761	1431	3441	6844	1382	
		<i>kg/ha/év</i>					<i>kg/ha/év</i>				
N	170	83	170	170	167	116	170	135	170	120	
P	-	67	139	149	50	48	78	100	162	76	
P₂O₅	-	153	318	340	114	110	179	229	372	174	
K	-	14	33	28	24	9	22	19	26	15	
K₂O	-	16	39	34	29	11	26	23	31	19	

Az egyes elemek talajba került mennyisége csak néhány százaléka a megengedett tömegeknek. Az ólom esetében a kijuttatott mennyiség jellemzően kevesebb, mint 1%-a jogszabályban rögzített határértéknek. Arzén és króm esetében ez az arány legtöbbször mindössze 1-2%, kadmiumnál és nikkelnél 2-8%, réznél 5-10%, a kobaltnál 5-15%, a cinket nézve pedig 5-20%. A terület alapállapotának felmérését az injektálást megelőző évben 2008-ban végezték. Az első 5 éves injektálási ciklushoz kapcsolódó utóhatás vizsgálat 2013-ban történt meg, amely egyben a következő 5 éves injektálási időszak alapállapotaként tekinthető. 2018-ban újabb talajvizsgálat készült, a megelőző 5 év hatásainak megismerése és értékelése céljából.

Mind a három vizsgálat során 5 hektáronként történt talajmintavétel a 0-25 cm és a 25-60 cm-es rétegekben. A mintavételeket minden alkalommal (2008, 2013 és 2018) a terület ugyanazon pontjain hajtották végre. Az egyes szelvényekben vett talajminták (8-8 db) átlagos elemtartalmát mutatja a 36. táblázat, a vonatkozó határértékek szerepeltetése mellett. A vizsgált elemek mennyiségének változását az egyes mintavételek között a 37. táblázat százalékos adatai szemléltetik.

36. táblázat. A szennyvíziszap injektálással érintett földterület talajának összetétele a 10 éven át tartó iszapinjektálás során

Elem	Határérték	2008		2013		2018		
		0-25	25-60	0-25	25-60	0-25	25-60	
As	mg/kg sz.a.	15	1,8	1,9	6,1	6,7	3,2	3,2
Cd	mg/kg sz.a.	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Co	mg/kg sz.a.	30	10,2	10,7	13,7	14,7	9,0	9,7
Cr	mg/kg sz.a.	75	44,6	46,6	10,8	10,4	27,2	31,3
Cu	mg/kg sz.a.	75	16,7	18,4	14,0	15,8	12,2	13,8
Hg	mg/kg sz.a.	0,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
K	mg/kg sz.a.	-	165,8	153,5	163,1	140,2	156,4	106,5
Mg	mg/kg sz.a.	-	262,0	255,3	226,3	269,4	267,6	315,3
Mo	mg/kg sz.a.	7	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ni	mg/kg sz.a.	40	29,1	29,9	20,4	23,1	17,2	19,5
P	mg/kg sz.a.	-	87,5	87,1	169,7	115,4	124,9	80,1
Pb	mg/kg sz.a.	100	28,2	28,1	9,5	9,1	14,8	13,7
Se	mg/kg sz.a.	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Zn	mg/kg sz.a.	200	49,5	50,4	56,6	58,9	50,2	50,4

37. táblázat. A szennyvíziszap injektálással érintett földterület talajának összetétel-változása a 10 éven át tartó iszapinjektálás során

Elem	2008-2013 között		2013-2018 között		2008-2018 között	
	0-25 cm	25-60 cm	0-25 cm	25-60 cm	0-25 cm	25-60 cm
As	+242,8%	+254,1%	-47,7%	-51,9%	+79,1%	+70,2%
Cd	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.
Co	+33,9%	+37,7%	-34,7%	-33,8%	-12,6%	-8,9%
Cr	-75,8%	-77,7%	+152,6%	+200,6%	-38,9%	-32,8%
Cu	-16,0%	-14,2%	-12,8%	-12,6%	-26,8%	-25,0%
Hg	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.
K	-1,6%	-8,6%	-4,1%	-24,1%	-5,7%	-30,6%
Mg	-13,6%	+5,5%	+18,3%	+17,0%	+2,1%	+23,5%
Mo	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.
Ni	-29,9%	-22,6%	-15,7%	-15,5%	-40,9%	-34,6%
P	+94,0%	+32,5%	-26,4%	-30,6%	+42,8%	-8,0%
Pb	-66,4%	-67,7%	+56,2%	+50,6%	-47,5%	-51,3%
Se	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.	n.é.
Zn	+14,3%	+16,9%	-11,4%	-14,4%	+1,3%	0,0%

Az arzén talajban kimutatható mennyisége az első öt évben 3,5-szeresére nőtt az alapállapothoz képest, miközben a 2. ciklusban a 2013-ban mért koncentráció körülbelül felére esett vissza. A 2008 és 2013 közötti arzéntartalom növekedés és az azt követő csökkenés azért is különös, mert a szennyvíziszap összetétele alapján a 2. ciklusban minden évben nagyobb mennyiségű

arzén került a talajba az injektálás során, mint 2013 előtt. A 9 évnyi iszapinjektálást követően a talaj arzéntartalma összességében 70-80%-kal emelkedett. A 2018-ban mért koncentrációk egyébként még a megnövekedett arzéntartalom ellenére is jóval határérték alattiak, a jogszabályban rögzített maximális koncentráció alig több mint 20%-át érik csak el.

Az első két évben az arzénhoz hasonló mennyiségű kadmium került a talajba, viszont ezt követően a kijuttatott kadmium mennyisége rendkívül csekély volt. Ezt bizonyítja, hogy a talaj elemtartalmának vizsgálatakor minden esetben kimutathatósági határ alatti kadmiumtartalmat mértek mindkét vizsgált talajrétegben. A kadmium mellett a higany, a molibdén és a szelén koncentrációja is minden mintában detektálási határ alattinak bizonyult.

A kobalt talajban mért koncentrációja az első évben szintén növekedett, később viszont olyannyira lecsökkent, hogy a 2018-ban a 2008-as alapállapotra jellemző értéket sem érte el. Ez a tendencia egyértelműen következtethető az iszap összetételéből is, hiszen a második ciklusban nagyjából fele annyi kobalt került a talajba.

A talaj krómtartalmát tekintve az első öt évben jelentős (80%-os) csökkentést figyelhetünk meg, miközben 2013 után az eltávozott krómtartalom egy része visszapótlásra került. A vizsgált 10 év alatt a talaj krómtartalma 30-40%-kal csökkent. Hasonlóan, az ólomkoncentráció is kezdetben nagymértékben (~70%-kal) csökkent, de a következő évekre jellemző pozitív ólommérleg miatt végül valamivel kisebb mint 50% körüli csökkenés volt megfigyelhető a kezdeti talajösszetételhez képest.

A talaj réz tartalma minden ötödik évben 10-15%-kal csökkent az alapállapothoz képest, tehát a vizsgálati időszak végére a talajban mérhető rézkoncentráció 70-75%-a volt a kiindulási értéknek. Különös lehet ez abból a szempontból, hogy a szennyvíziszappal kikerülő mikroelem közül viszonylag nagyobb arányt képvisel a réz. A növények felépítésében ugyanakkor nem csak fontos szerepet játszik, de egyes források szerint a termesztett növények nagy része képes a réz hiper-akkumulációjára (szükségesenél nagyobb mértékű felvételére) is.

Hasonló tendencia volt megfigyelhető a nikkell esetében is, aminek a talajban mérhető koncentrációja a vizsgálati időszak végére 60-65%-a volt az alapértéknek.

A cink talajban mérhető mennyisége pontosan megegyezett az injektálást megelőzően tapasztalt koncentrációkkal. Annak ellenére, hogy a cink a szennyvíziszapban legnagyobb mennyiségben megtalálható mikroelem, ellenőrzött szennyvíziszap kihelyezés esetén a talajban nem halmozódik fel jelentősen, mivel a cink alapvető mikrotápanyag a növények számára.

10 éven át tartó szennyvíziszap injektálást követően elmondható, hogy a vizsgált elemek közül mindössze a talaj arzén és magnézium koncentrációja emelkedett, miközben a többi elem mennyisége a talajban az intenzív iszapkijuttatás ellenére is tovább csökkent.

3.7.4 Megállapítások

A szennyvíziszap közvetlen mezőgazdasági hasznosításának tapasztalatai azt mutatják, hogy a termőföld toxikuselem-tartalma középtávon intenzív iszapkihelyezés esetén sem növekszik. Éppen ellenkezőleg, mivel az injektálást követően a talaj elem tartalma csökken, az is világosan látszik, hogy az szennyvíziszap mikroelem-tartalmának szinte teljes mennyisége hasznosul a

szántóföldi növénytermesztés során. Ebből az következik, hogy a szennyvíziszap jelenlegi elemtartalmát figyelembe véve folyamatosan és szakszerűen művelt termőföldeken történő hasznosításnál gyakorlatilag hosszabb távon sem kell számolni a nehézfémek felhalmozódásával. A vizsgálati eredmények alapján sokkal inkább az válik kérdéssé, hogy a jelenlegi intenzív növénytermesztési gyakorlatban a mezőgazdasági talajok tápanyag-utánpótlása mikroelem-tartalmú műtrágyák és tápoldatok felhasználása nélkül biztosítható-e.

A jelenlegi jogszabályi háttér alapján az iszapot vagy közvetlenül a talajfelszín alá kell juttatni, vagy felszíni kihelyezés esetén azonnal be kell szántani. Emiatt az iszaphasznosítással egyidőben minden esetben talajlazítás vagy talajforgatás is történik, amely biztosítja a bejuttatott tápanyagok egyenletes eloszlását és a gyökérszónába kerülését is.

4 Tézisek

- I. Megállapítottam a lakossági szennyvíz veszélyes elem tartalmának megoszlását a tisztított vízfázis és a víztelenített szennyvíziszap között a hagyományos A/O technológiára:
- Az alumínium, a króm és az ólom a vízfázisból teljesen eltávolításra kerül és tisztított szennyvízben nem mutatható ki.
 - A réz és a cink átlagosan 85-90 %-a az iszapba kerül.
 - A nikkel és az ón körülbelül háromnegyede (~75 %) koncentráódik az iszapban, maradék része a tisztított vízben marad.
 - A bárium és a molibdén mintegy 40 %-a kötődik meg az iszapban.
 - Az arzén és a szelén beérkező tömegének átlagosan 25-30 %-a koncentráódik az iszapban, maradék részük a tisztított szennyvízzel hagyja el a technológiát.
 - A bór tömegének körülbelül tizede kerül az iszapba, és ebből adódóan nagyjából 90 %-a marad a vízfázisban.

- II. A magyarországi lakossági szennyvíz vizsgált komponenseit tekintve, azok mért mennyisége alapján az alábbi sorrendet állítottam fel:

Al >> Zn >> B > Cu > Ba >> Ni, As, Sn, Cr, Pb, Mo, Se >> Ag, Co, Hg, Cd, Sb.

Az alumínium koncentrációja átlagosan 850 µg/l, ami többszöröse az őt követő cink tömegének (~280 µg/l). A cinkhez viszonyítva az azt követő bór körülbelül harmadakkora koncentrációban (~85 µg/l) van jelen. A réz mennyisége ~80 µg/l, a bárium átlagos koncentrációja 55 µg/l. A nikkel koncentrációja körülbelül 10 µg/l, a molibdén, a króm, az ólom és a szelén 4-8 µg/l koncentrációban jelentkeznek a lakossági szennyvízben. A lakossági nyers szennyvízben antimon, ezüst, higany, kadmium és kobalt az általánosan alkalmazott EPA6010C:2007 szabvány szerinti meghatározással már nem mutatható ki.

Eredményeim mutatják, hogy a nehézfémek még abban az esetben is kimutathatók a kezeletlen települési szennyvízben, ha az érintett területen csak lakossági szennyvízkibocsátás történik. A lakossági szennyvizekben a nehézfémek közül legalacsonyabb koncentrációban általában a higany van jelen, míg a cink és az alumínium előfordulása a legmeghatározóbb.

III. Magyarországon a veszélyes elemek víztelenített lakossági szennyvíziszapban történő koncentrálódása szempontjából az alábbi sorrendet állítottam fel:

Al >> Zn >> Cu > Ba > B, Ni, Cr > Sn, Pb > As, Mo > Se, Co >> Cd, Hg.

Összes mennyiségét tekintve az iszapban az alumínium (~3,3 g/kg sz.a.) és a cink (~1 g/kg sz.a.) a meghatározó. A cinket a réz (250 mg/kg sz.a.) követi, melynek közel teljes mennyisége az iszapba kerül. A felsorolt három elem mindegyikére jellemző, hogy mennyiségük meghaladja az őket követő komponensek együttes mennyiségét. Az iszap bárium- (~100 mg/kg sz.a.), bór- (~35 mg/kg sz.a.) és nikkell- (~30 mg/kg sz.a.), króm- (~30 mg/kg sz.a.), ón- (~20 mg/kg sz.a.) és ólomtartalma (~20 mg/kg sz.a.) még pontosan meghatározható, a többi elem viszont már ezeknél is kisebb mennyiségben koncentrálódik abban. A települési szennyvíziszap ezüst-, kadmium- és higanytartalma ma már alig kimutatható.

IV. Megállapítottam, hogy amennyiben a szennyvíziszap kihelyezése a jogszabályoknak megfelelő módon (mennyiségi és minőségi megfelelés) történik, a legmeghatározóbb nehézfém komponenseket vizsgálva is a talaj csak évtizedek, vagy akár évszázadok alatt terhelődik olyan mértékben nehézfémekkel, amelyek alapján a jelenlegi jogi szabályozás szerint maga is szennyezetté válik. A kihelyezhetőségi évek száma az alábbiak szerint alakul:

As:	1 524 év	Cu:	248 év	Pb:	4 734 év
Cd:	863 év	Hg:	1 554 év	Zn:	172 év
Co:	6 895 év	Mo:	967 év		
Cr:	2 136 év	Ni:	556 év		

V. A szennyvíziszap közvetlen mezőgazdasági hasznosításának tapasztalatai alapján megállapítottam, hogy a termőföld toxikus elemtartalma középtávon intenzív iszapkihelyezés esetén sem növekszik.

Éppen ellenkezőleg, mivel az injektálást követően a talaj elemtartalma csökken az is világosan látszik, hogy az szennyvíziszap mikroelem-tartalmának meghatározó része hasznosul a szántóföldi növénytermesztés során. Ebből és a települési szennyvíziszap általam meghatározott jelenlegi elemtartalmából azt a következtetést vontam le, hogy folyamatosan és szakszerűen művelt termőföldeken történő hasznosításnál hosszabb távon sem kell számolni a nehézfémek felhalmozódásával.

VI. Doktori munkám során felállítottam egy-egy egyenletet a kizárólag műtrágyázással és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap hasznosítással történő tápanyag-utánpótlás költségeinek meghatározására. Az egyenletek alkalmazásával a mezőgazdasági szakemberek pontosan megismerhetik a műtrágyázás és a szennyvíziszap hasznosításának teljes költségét egy adott területre az adott termesztési szezonra, és ez alapján dönthetnek a számukra megfelelő tápanyag-utánpótlási lehetőség alkalmazásáról.

a. A kizárólag műtrágyával történő tápanyagellátás teljes költségvonzata az alábbi egyenlet szerint határozható meg:

$$K_{\Sigma} = M_{mt,ko} * K_{ko} + M_{mt,N} * K_{mt,N} + (I_{mt,ko} + I_{mt,N}) * (f_g * K_{\ddot{u}a} + a_g) * T$$

ahol:	K_{Σ}	a tápanyag-utánpótlás teljes költsége (Ft)
	M_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya mennyisége (kg)
	K_{ko}	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya ára (Ft/kg)
	$M_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya mennyisége (kg)
	$K_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya ára (Ft/kg)
	$I_{mt,ko}$	a kijuttatni szükséges komplex műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,N}$	a kijuttatni szükséges nitrogén műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{\ddot{u}a}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

b. A szennyvíziszappal kiegészített műtrágya kihelyezés teljes költségvonzata a következő egyenlet szerint számítható:

$$K_{\Sigma} = M_{szi} * K_{szi} + M_{mt,K} * K_{mt,K} + (I_{szi} + I_{mt,K}) * (f_g * K_{\ddot{u}a} + a_g) * T$$

ahol:	K_{Σ}	a tápanyag-utánpótlás teljes költsége (Ft)
	M_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap mennyisége (kg)
	K_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap ára (Ft/kg)
	$M_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya mennyisége (kg)
	$K_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya ára (Ft/kg)
	I_{szi}	a kijuttatni szükséges szennyvíziszap kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	$I_{mt,K}$	a kijuttatni szükséges kálium műtrágya kihelyezésének időigénye (óra/ha)
	f_g	a kihelyezést végző gép üzemanyagigénye (liter/óra)
	$K_{\ddot{u}a}$	a felhasznált üzemanyag ára (Ft/liter)
	a_g	a kihelyezést végző gép amortizációs költsége (Ft/óra)
	T	a megművelésre szánt terület nagysága (ha)

5 Összefoglalás

Doktori kutatásaim középpontjában annak vizsgálata állt, hogy a települési szennyvíz napjainkra jellemző nehézfém-tartalma hogyan és mennyire befolyásolja a szennyvíziszap mezőgazdasági területeken történő hasznosítását. Ennek első lépése volt az eleveniszapos szennyvíztisztítás során keletkező szennyvíziszap nehézfém-tartalmának meghatározása. Összes mennyiségét tekintve az iszapban az alumíniumot követően a cink a meghatározó, a cinket a réz követi, melynek közel teljes mennyisége az iszapba kerül. A felsorolt három elem mindegyikére jellemző, hogy mennyiségük meghaladja az őket követő komponensek együttes mennyiségét. Az iszap bárium-, bór-, nikkel-, króm-, ón- és ólom-tartalma még pontosan meghatározható, a többi elem viszont már ezeknél is jóval kisebb mennyiségben koncentrálódik abban. A települési szennyvíziszap ezüst-, kadmium- és higany-tartalma ma már alig kimutatható.

Tekintettel arra, hogy a szennyvíziszap összetétele alapvetően függ a nyers szennyvíz szennyezőanyag-tartalmától, a dolgozat során hangsúlyt fektettem a nyers szennyvíz elem-tartalmának meghatározására is, illetve a biológiai tisztítás során bekövetkező koncentrációváltozások megfigyelésére. A folyamatok értékeléséhez valamennyi veszélyes elemre egy-egy elemmértéket állítottam fel. Ezek szalapján részletes információt kaptam arról, hogy a szennyvíz nehézfém-tartalma a hagyományos biológiai szennyvíztisztítás során hogyan változik, és a technológia végén a befolyó elemtömeg milyen arányban oszlik meg a tisztított szennyvíz és szennyvíziszap között. Mindezt egy városi szennyvíztisztító telep példáján keresztül mutattam be.

A fenti munkarész összefoglalásaként elmondható, hogy az egyes elemek megoszlása a tisztított szennyvízben és a víztelenített szennyvíziszapban jól behatárolható. A toxikus nehézfémek mennyisége a települési szennyvíztisztításhoz kapcsolódó folyamatok során összességében nem változik, a nehézfémek csak más formában kerülnek elvezetésre a technológiából. A folyamatok során kialakuló arányokat az általam készített anyagmérlegek jól szemléltetik, ugyanakkor fontos megjegyezni, hogy a veszélyes elemek eloszlása minden esetben az adott technológiára jellemző és alapvetően függ a befolyó szennyvíz összetételétől is. A települési szennyvíztisztító technológiák a kommunális szennyvíz nehézfém-tartalmát napjainkban már a legtöbb esetben az egészségügyi határértékeknek is megfelelő, biztonságos szintre csökkentik. Saját mérési eredményeim alapján elmondható, hogy a nehézfémek még abban az esetben is kimutathatók a kezeletlen nyers szennyvízben, ha az érintett területen gyakorlatilag csak lakossági szennyvízkibocsátásról beszélhetünk. A lakossági szennyvizekben a nehézfémek közül legalacsonyabb koncentrációban általában a higany és a kadmium van jelen, míg a legmeghatározóbb a cink és az alumínium előfordulása lehet. Széleskörű felhasználásuk miatt a szennyvíz alumínium-, cink- és réztartalma ma is meghatározó. A króm, nikkel és ólom jelenléte a települési szennyvízben ma is általános de egyesített csatornarendszereknél ezek mindegyike kisebb arányban származik a lakosságtól és nagyobb részben inkább közlekedési eredetűek. A higany, a kadmium, az ezüst és a kobalt a nyers szennyvízben már csak ritkán kimutathatók.

Tekintettel arra, hogy a szennyvíz nehézfém-tartalma régóta ismert és elfogadott tény, fontosnak tartottam és elvégeztem a korábbi szakirodalmi adatok összehasonlítását a frissebb mérési eredményekkel annak megismerése érdekében, hogy az elmúlt évtizedek környezetvédelmi szabályozásának szigorodása és a vízfogyasztási szokások változása hogyan hatott a települési szennyvizek és szennyvíziszapok összetételére. Vélhetően az érkező nehézfém-tartalom csökkenése is nagymértékben hozzájárul ahhoz, hogy a legtöbb esetben a hagyományos eljárásokkal az évtizedekkel ezelőttihez képest szigorúbb előírások is teljesíthetők, bár a változó szennyvízösszetétel miatt ez a megfelelés nagymértékben függ az adott területre jellemző életviteltől és a vízfelhasználási szokásoktól.

A települési szennyvíziszap általam meghatározott elem-tartalma alapján összehasonlítottam a szennyvíziszappal történő talajjavítás lehetőségét a műtrágyafelhasználási gyakorlattal, illetve a felismert előnyöket és hátrányokat figyelembe véve bemutattam a szennyvíziszap-hasznosításban rejlő jelentős potenciált. Annak ellenére, hogy a napjainkra jellemző intenzív szántóföldi növénytermesztésben műtrágyázás teljes kiváltása nem lehet realitás, a szennyvíziszap felhasználásával a szükséges műtrágyafelhasználás jelentősen csökkenthető. Mindezt a kereskedelmi forgalomban kapható műtrágyák változatos összetétele is segíti. A dolgozatban felvázoltam a szennyvíziszap szántóföldi hasznosításának főbb tervezési szempontjait és korlátait. Az értekezést a mezőgazdasági szennyvíziszap-hasznosítás hazai tapasztalatait bemutató esettanulmányok eredményeinek értékelése teszi teljessé, melyek értékelésén keresztül a szennyvíziszap hasznosításának középtávú hatásaira vonatkozóan is értékes ismereteket kaphattunk.

A szennyvíziszap közvetlen mezőgazdasági hasznosításának tapasztalatai azt mutatják, hogy a termőföld toxikus-elem-tartalma középtávon intenzív iszapkihelyezés esetén sem növekszik. Éppen ellenkezőleg, mivel az injektálást követő években a talaj elem-tartalma egyértelműen csökken az is világosan látszik, hogy az szennyvíziszap mikroelem-tartalmának szinte teljes mennyisége hasznosul a szántóföldi növénytermesztés során. Ebből az következik, hogy a szennyvíziszap jelenlegi elem-tartalmát figyelembe véve folyamatosan és szakszerűen művelt termőföldeken történő hasznosításnál lényegében hosszabb távon sem kell számolni a veszélyes elemek felhalmozódásával. A vizsgálati eredmények alapján sokkal inkább az válik kérdéssé, hogy a jelenlegi intenzív növénytermesztési gyakorlatban a mezőgazdasági talajok tápanyag-utánpótlása mikroelem tartalmú műtrágyák és tápoldatok felhasználása nélkül biztosítható-e.

Annak ellenére, hogy kutatásaim alapján a termőföld toxikus-elem-tartalmának felhalmozódásával intenzív iszapkihelyezés esetén sem kell számolni, az eleveniszapos technológiák jellegéből adódóan – miszerint a szennyvízzel érkező komponensek egy része a szennyvíziszapba kerül – fontos megjegyezni, hogy az iszapban a veszélyes elemeken kívül a mezőgazdasági hasznosításnál kifejezetten hátrányos egyéb komponensek (pl. szerves mikroszennyezők, gyógyszermaradványok) is megtalálhatók lehetnek. A nehézfémekhez hasonlóan a talaj minőségét ezek a komponensek is kedvezőtlenül befolyásolhatják.

A lakossági gyógyszerfelhasználás következtében a szennyvíziszapba többek között az inert gyógyszermaradványok is bekerülhetnek, melyeket a nehézfémekhez hasonlóan a növények felvehetnek. Mivel ezek az anyagok rosszul metabolizálódnak az emberi szervezetben, a

háztartási szennyvízben és a szennyvíziszapban is általában kimutathatók. Széles körben alkalmazott és a kutatott gyógyszerek például a fájdalomcsillapítók, az antibiotikumok, a gyulladáscsökkentők és a szteroid gyógyszerek (hormonok), amelyek általában javítják a mindennapi élet minőségét, ugyanakkor a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítását lehetetlenné tehetik. A szennyvízben és a szennyvíziszapban történő előfordulásukra és hatásukra irányuló iszapvizsgálatok során a gyógyszerek közül külön figyelmet szentelnek az antibiotikumoknak, mivel azok orvosi alkalmazása világszerte jelentős. A személyes ápolási, kozmetikai és higiéniai termékek szintén fontos szennyezőanyag-csoport, amelyeknek a környezetbe történő kibocsátása jelenleg nem szabályozott. Ugyan a bemutatott komponensek jelenléte a szennyvíziszapban napjainkban még nem meghatározó, a leírtak alapján a szennyvíziszap biztonságos mezőgazdasági hasznosításának feltételeinek megállapításához az iszap egyéb szennyezőanyag-tartalmának (pl. szerves mikroszennyezők, gyógyszer-maradványok) vizsgálata is szükséges.

A hazai mezőgazdasági gyakorlatot vizsgálva elmondható, hogy a termőtalajok irányított és a hagyományos arányokban (nitrogén, foszfor, kálium) történő tápanyag utánpótlása a megszokott módon egyértelműen csak műtrágya felhasználásával biztosítható. Bár a települési szennyvíziszapok kijuttatásával is kellőképpen javítható a talaj összetétele, a kereskedelmi forgalomban kapható műtrágyák sokszínűsége óriási biztonságot és kényelmet jelent a gazdák számára. A hagyományos, kis mikroelem-tartalmú műtrágyákhoz képest a szennyvíziszappal nagyobb mértékben növelhető a talaj mikrotápanyag aránya, illetve kihelyezése javítja talajszerkezetet és egyértelműen növeli annak víztartó és puffer kapacitását is. Alkalmazását ezek mellett indokolhatja az is, hogy szinte korlátlanul rendelkezésre áll és beszerzési ára jelenleg minimális. A szennyvíziszap önmagában történő hasznosítása a jelenlegi szokások megtartása mellett ugyan nem lehet realitás, viszont azok mezőgazdasági hasznosításának lehetősége véleményem szerint abban áll, hogy felhasználásukkal a műtrágyaigény jelentősen csökkenthető. A ma elérhető műtrágyák változatos összetétele ugyanis lehetővé teszi, hogy a szennyvíziszap kihelyezése esetén bizonyos tápanyagok kiegészítő adagolása is biztosítható legyen. Ugyan a műtrágyahasználat nem hagyható el teljesen, de annak szükséges mennyisége, így a kapcsolódó ráfordítási igény is nagymértékben redukálható.

A szennyvíziszap-hasznosítás és a műtrágyázás költségeinek meghatározásához kapcsolódóan felvázoltam egy számítási metodikát, mellyel a kizárólagos műtrágyázás és a műtrágyázással kiegészített szennyvíziszap-hasznosítás költségei megismerhetők. A felállított egyenletek segítségével kiszámíthatók a kétféle talajerő javítás várható költségei, amik alapján a gazdálkodók mérlegelhetik, hogy az adott évben adott területen természeteni kívánt növénykultúra tápanyagellátásához a költségek szempontjából milyen tápanyagforrásokat érdemes igénybe venni.

6 Távlati kutatási lehetőségek

A talajba kerülő veszélyes elemek egy része beépül a növényekbe. Ezek nem csak a biológiai folyamatok lejátszódását biztosító nyomelemek lehetnek, de azok a nehézfémek is, melyek a szervezetbe kerülve már kis mennyiségben is káros hatásokat okoznak. Ennek megfelelően a távlati kutatások iránya lehet többek között annak meghatározása, hogy a szennyvíziszap-hasznosítás milyen hatást gyakorol a növények elemtartalmára. Ahhoz, hogy a növények nyomelembefelvételét pontosan megismerhessük, a növény elemtartalmának ismeretére van szükség, ami reprezentatív mintavételt követően megfelelő laboratóriumban meghatározható. A növények nyomelembefelvételének vizsgálatára közelítő becslést adhat az a megoldás is, ha az egységnyi területen adott évben termelt növénytömeget a talaj elemtartalmának változásával vetjük össze. Ehhez pontosan kell ismerni a talajra a termesztési ciklus során kijuttatott elemtömeget, továbbá a talaj elemtartalmát a vetés előtt és a betakarítást követően is pontosan meg kell határozni. A 3.7 fejezetben bemutatott esettanulmányokban a szennyvíziszappal kijuttatott elemtömeg minden évben meghatározásra került, de az iszaphasznosításhoz kapcsolódó talajösszetétel vizsgálatok az előírásoknak megfelelően csak 5 évente történtek. Emiatt ezekből az adatokból önmagában nem következtethetünk a növények elemfelvételére. Szintén akadályozza az elemfelvétel ilyen irányú meghatározását az is, hogy az érintett területeken minden évben más és más szántóföldi növényt termesztettek, melyek pontos hozamáról nem jegyezték fel információkat, továbbá az a tény is, hogy a műtrágyázással bevitt, illetve a növényvédő- és rovarölőszerekkel kijuttatott elemek mennyisége sem ismert. Mindezek alapján elmondható, hogy amennyiben a növény elemtartalmának pontos laboratóriumi meghatározására nincs lehetőség, illetve a növénytermesztés során a szennyvíziszapon túl más segédanyagok felhasználására is sor kerül, az iszaphasznosítás hatását a termesztett növények elemtartamára csak becsülni lehet.

Szintén a kapcsolódó kutatások témája lehet a szennyvíziszap-hasznosítás további áttételes hatásainak vizsgálata, például a termesztett növény elemtartalmán keresztül a növényt végső soron elfogyasztó emberre gyakorolt hatásainak ellenőrzése. Mindez már jóval szélesebb körű – többek között táplálkozástudományi és élelmiszeripari – ismereteket is kíván már csak azért is, mert az emberi étrend nem csak az általam vizsgált gabonanövényekre korlátozódik, illetőleg azért is, mert ezekhez az alapanyagokhoz az élelmiszerfeldolgozás és -előállítás során különféle segédanyagokat adagolnak, melyek szintén rendelkezhetnek bizonyos elemtartalommal.

Doktori kutatásom során a nehézfémek jelenlétét és viselkedését a szennyvíz-szennyvíziszap-talaj rendszerben vizsgáltam. A veszélyes elemek viselkedésének pontos meghatározásához a teljes szennyvíz-szennyvíziszap-talaj-növény-(állat-)ember-szennyvíz ciklust kell vizsgálni, amely számos kutatócsoport több évtizedes kitartó kutatómunkáját kívánja meg.

Felhasznált irodalom

Hivatkozott jogszabályok listája

86/278/EGK Irányelv – a szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználása során a környezet, és különösen a talaj védelméről

91/271/EGK Irányelv – a települési szennyvíz kezeléséről

91/676/EGK Irányelv – a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről

50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet – a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet – a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

36/2006. (V. 18.) FVM rendelet – a terméskövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról

2007. évi CXXIX. törvény – a termőföld védelméről

59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet – a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről

90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet – a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól

2009. évi XXXVII. törvény – az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról

6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet – a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

Szakirodalmak, hazai és idegen nyelvű publikációk, könyvek

Abdelwahab H. E., Hassan S. Y., Mostafa M. A., El Sadek M. M. (2016) Synthesis and characterization of glutamic-chitosan hydrogel for copper and nickel removal from wastewater. *Molecules*, 21 (6) pp. 684

Abdullahi, M. S. (2013) Toxic effects of lead in humans: an overview. *Global Advanced Journal of Environmental Science and Toxicology*, 2 (6) pp. 157-162.

Acharya J., Kumar U. Rafi P. M. (2018) Removal of Heavy Metal Ions from Wastewater by Chemically Modified Agricultural Waste Material as Potential Adsorbent-A Review *International Journal of Current Engineering and Technology* 8 (3) pp. 526-530

- Ademiluyi F. T., Amadi S. A., Amakama Nimisigha, J. (2009) Adsorption and treatment of organic contaminants using activated carbon from waste Nigerian Bamboo. *Journal of Application of Science and Environmental Management* 13 (3) pp. 39–47
- Ahmad M., Ahmed S., Swami B. L. (2015) Ikram, S. Adsorption of heavy metal ions: Role of chitosan and cellulose for water treatment. *I. J. Pharma.* 2 pp. 280-289
- Ahmad K, Nawaz K, Khan ZI, Nadeem M, Wajid K et al. (2018) Effect of diverse regimes of irrigation on metals accumulation in wheat crop: an assessment-dire need of the day. *Fresen Environ Bull* 27 pp. 846–855
- Ahmad K., Wajid K., Khan Z. I., Ugulu I., Memoona H., Sana M., Nawaz K., Malik I. S., Bashi H., Sher M. (2019) Evaluation of Potential Toxic Metals Accumulation in Wheat Irrigated with Wastewater *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 102 (6) pp. 822–828
- Akbal F., Camc S., (2011) Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation, *Desalination* 269 pp. 214–222.
- Akpor O. B., Ohiobor G. O., Olaolu T. D. (2014) Heavy metal pollutants in wastewater effluents: Sources, effects and remediation *Oghenerobor Advances in Bioscience and Bioengineering* 2 (4) pp. 37-43
- Akrivos J., Mamais D., Katsara K., Andreadakis A. (2000) Agricultural utilisation of lime treated sewage sludge, *Water Science and Technology* 42 (9) pp 203–210
- Alaei Shahmirzadi M. A., Hosseini S. S., Ruan G., Tan N. R. (2015) Tailoring pes nanofiltration membranes through systematic investigations on the effect of prominent design fabrication and operational parameters, *RSC Adv.* 5 pp. 49080–49097
- Aljerf L. (2018) High-efficiency extraction of bromocresol purple dye and heavy metals as chromium from industrial effluent by adsorption onto a modified surface of zeolite: Kinetics and equilibrium study. *J. Environ. Manage.* 225 120–132.
- Al-Shannag M., Lafi W., Bani-Melhem K., Gharagheer F., Dhaimat O. (2012) Reduction of COD and TSS from paper industries wastewater using electrocoagulation and chemical coagulation, *Sep. Sci. Technol.* 47 pp. 700–708.
- Al-Shannag M., Al-Qodah Z., Bani-Melhem K., Rasool Qtaishat M., Alkasrawi M. (2015) Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance, *Chemical Engineering Journal* 260 pp. 749–756
- Al-Wabel M. I., Usman A. R. A., El-Naggar A. H., Aly A. A., Ibrahim H. M., Elmaghraby S., Al-Omran A. (2015) *Conocarpus* biochar as a soil amendment for reducing heavy metal availability and uptake by maize plants. *Saudi J. Biol. Sci.* 22 pp. 503-511.
- Amaral A, Cruz J. V., Cunha R. T., Rodrigues A. (2006) Baseline levels of metals in volcanic soils of the Azores (Portugal). *Journal on Soil & Sediment Contamination*, 15 pp. 123–130

- Andreu V., Gimeno-García E., Pascual J. A., Vazquez-Roig P., Picó Y. (2016) Presence of pharmaceuticals and heavy metals in the waters of a Mediterranean coastal wetland: potential interactions and the influence of the environment. *Sci. Total Environ.* 540 pp. 278–286.
- Antonkiewicz J., Kuc A., Witkiewicz R., Tabak M. (2019) Effect of municipal sewage sludge on soil chemical properties and chemical composition of spring wheat, *ECOL CHEM ENG S.* 26 (3) pp. 583-595
- Asses N., Farhat A., Cherif S., Hamdi M., Bouallagui H. (2017) Comparative study of sewage sludge co-composting with olive mill wastes or green residues: Process monitoring and agriculture value of the resulting composts, *Process Safety and Environment Protection* 114 pp. 25-35
- Azimi A., Azari A., Rezakazemi, M., Ansarpour M. (2017) Removal of heavy metals from industrial wastewaters: a review, *ChemBioEng Rev.* 4 (1) pp. 37–59
- Badawy M. E. I., Taktak N. E. M., Awad O. M., Elfiki S. A., Abou El-Ela N. E. (2017) Preparation and characterization of biopolymers chitosan/alginate/gelatin gel spheres crosslinked by glutaraldehyde. *J. Macromol. Sci. Part B, Phys.*, 56, pp. 359-372
- Bai Y., Zuo W., Mei L., Tang B., Gu C., Wang X., Shao H., Guan Y. (2018) Eastern China coastal mudflats: salt-soil amendment with sewage sludge Running title: Salt-soil amended with sewage sludge in China *Land Degradation and Development*, 29 (10) pp. 3803-3811
- Basaran G., Kavak D., Dizge N., Ascı Y., Solener M., Ozbey B. (2015) Comparative study of the removal of nickel(II) and chromium(VI) heavy metals from metal plating wastewater by two nanofiltration membranes *Desalination and Water Treatment*, 57 (46) pp. 21870-21880
- Beckett P. H. T., Daves R. D. (1977) Upper critical levels of toxic elements in plant, *New Phytol.* 79 pp. 95-106
- Bedada W., Karlton E., Lemenih M., Motuma T. (2014) Long-term addition of compost and NP fertilizer increases crop yield and improves soil quality in experiments on smallholder farms. *Agric Ecosyst Environ* 195 pp. 193–201
- Belon E., Boisson M., Deportes I. Z., Eglin T. K., Feix I., Bispo A. O., Galsomies L., Leblond S., Guellier C. R. (2012) An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 439 pp. 87–95.
- Bender M. (2008) Facing up to the hazards of mercury tooth fillings. A report to US House of Representatives Government Oversight Subcommittee on Domestic Policy assessing state and local regulations to reduce dental mercury emissions. *MercuryPolicyProject*.
- Benvenuti T., Krapf R. S., Rodrigues M. A. S., Bernardes A. M., Zoppas-Ferrira J. (2014) Recovery of nickel and water from nickel electroplating wastewater by electrodialysis, *Separation and Purification Technology* 129 pp. 106-112
- Bigalke M., Ulrich A., Rehmus A., Keller A., (2017) Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. *Environ. Pollut.* 221 pp. 85–93

- Bilal M., Shah J. A. Ashfaq T., Gardazi S. M. H., Tahir A. A., Pervez A., Haroon H., Mahmood Q. (2013) Waste biomass adsorbents for copper removal from industrial wastewater-A review, *J. Hazard. Mater.* 263 pp. 322–333
- 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 Chimie* 18 pp. 88-99
- Bozkurt M. E., Yarilgac, T. (2003) The Effects of Sewage Sludge Applications on the Yield, Growth, Nutrition and Heavy Metal Accumulation in Apple Trees Growing in Dry Conditions, *Turk J Agric For* 27 pp. 285-292
- Buzier R., Tusseau-Vuillemin M. H., dit Meriadec C. M., Rousselot O., Mouchel J. M. (2006) Trace metal speciation and fluxes within a major French wastewater treatment plant: Impact of the successive treatments stages, *Chemosphere* 65 pp. 2419–2426
- Cai Q-Y., Mo C-H., Qi-Tang W., Qiao-Yun Z., Katsoyiannis A. (2007) Concentration and speciation of heavymetals in six different sewage sludge-composts. *J Hazard Mater* 147 pp. 1063–1072
- Carletti G., Fatone F., Bolzonella D., Cecchi F. (2008) Occurrence and fate of heavy metals in large wastewater treatment plants treating municipal and industrial wastewaters, *IWA Publishing 2008 Water Science & Technology* 57 (9) pp. 1329-1336
- Carolin C. F, Kumar P. S., Saravanan A., Joshib G. J., Naushad M. (2017) Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review *Journal of Environmental Chemical Engineering* 5 pp. 2782–2799
- Cecchini G., Cirello P., Eramo B. (2015) Partitioning dynamics and fate of metal sin an urban wastewater treatment plant, *Environmental Engineering and Management Journal* 14 (7) pp. 1511-1520
- Chai L., Li Q., Wang Q., Yan X. (2018) Solid-liquid separation: an emerging issue in heavy metal wastewater treatment *Environmental Science and Pollution Research* 25 (18) 17250–17267
- Chaney R. L. (1983) Plant uptake of inorganic waste constituents. In: J. F. Parr, P. B. Marsh & J. M. Kla (Eds.). *Land treatment of hazardous wastes* (pp. 50-76). Park Ridge, NJ: Noyes Data Corp.
- Chang F.-F., Liu W.-J., Wang X.-M. (2014) Comparison of polyamide nanofiltration and low-pressure reverse osmosis membranes on As(III) rejection under various operational conditions, *Desalination* 334 10–16.
- Chanpiwat P. Kim K-W., Sthiannopkao S. (2009) Metal Contents and Its Variation in Wastewater and Sewage Sludge: A Case Study of Bangkok Central Wastewater Treatment Plants, *Proceedings of the International Symposia on Geoscience Resources and Environments of Asian Terranes (GREAT 2008)*, 4th IGCP 516 and 5th APSEG; November 24-26, 2008, Bangkok, Thailand

- Chen Y. Y., Tang M. Y., Wang S. T., Wang Q., Zhan W. X., Huang, G. (2016) Heavy metal pollution assessment of farmland soil in China based on bibliometrics. *Chin. J. Soil Sci.* 47 pp. 219–225
- Cherfi A., Achour M., Cherfi M., Otmani S., Morsli A. (2015) Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria *Process Safety and Environmental Protection* 9 (8) pp. 245–252
- Chipasa K. (2003) Accumulation and fate of selected heavy metals in a biological wastewater treatment system. *Waste Management*, 23 pp. 135-143
- Chirila E., Draghici C., Puhacel A. (2014) Total and dissolved metals occurrence in municipal wastewater treatment plant effluents, *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (9) pp. 2211-2218
- Choubert J.-M., Pomiès M., Martin Ruel S., Coquery M. (2011) Influent concentrations and removal performances of metals through municipal wastewater treatment processes, *IWA Publishing 2008 Water Science & Technology* 63 (9) pp. 1967-1973.
- Çimen A., Kılçel F., Arslan G. (2014) Removal of Chromium Ions from Waste Waters Using Reverse Osmosis AG and SWHR Membranes *Russian Journal of Physical Chemistry A*, 2014 88 (5) pp. 845–850
- Cinperi N. C., Ozturk E., Yigit N. O., Kitis M. (2019) Treatment of woolen textile wastewater using membrane bioreactor, nanofiltration and reverse osmosis for reuse in production processes, *Journal of Cleaner Production* Volume 223 pp. 837-848
- Contin M., Goi D., De Nobili M. (2012) Land application of aerobic sewage sludge does not impair methane oxidation rates of soils. *Sci Total Environ.* 441 pp. 10-18
- Czekała W., Malinska K., Caceres R., Janczak D., Dach J., Lewicki A. (2016) Cocomposting of poultry manure mixtures amended with biochar The effect of biochar on temperature and C-CO₂ emission. *Bioresour. Technol.* 200 pp. 921-927
- da Silva Oliveira A., Bocio A., Beltramini Trevilato T. M., Magosso Takayanagui A. M., Domingo J. L., Segura-Muñoz S. I. (2007) Heavy metals in untreated/treated urban effluent and sludge from a biological wastewater treatment plant, *Environmental Science and Pollution Research*, 14 pp. 483–489
- Dang F., Wang W.-X., Zhong H., Wang S., Zhou D., Wang Y. (2016) Effects of phosphate on trace element accumulation in rice (*Oryza sativa* L.): a 5-year phosphate application study. *J. Soils Sediments* 16 pp. 1440–1447
- Das M. P., Suguna P. R. Prasad K., Vijaylakshmi J. V., Renuka M. (2017) Extraction and characterization of gelatin: A functional biopolymer. *Int. J. Pharm. Pharm. Sci.*, 9 (9) pp. 239-242
- Deycard V. N., Schafer J., Blanc G., Coynel A., Petit J. C. J., Lanceleur L., Dutruch L., Bossy C., Ventura A. (2014) Contributions and potential impacts of seven priority substances (As,

- Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn) to a major European Estuary (Gironde Estuary, France) from urban wastewater. *Mar. Chem.* 167 pp. 123-134.
- Di Cesare A., Eckert E. M., D'Urso S., Bertoni R., Gillan D. C., Wattiez R., Corno G. (2016) Co-occurrence of integrase 1, antibiotic and heavy metal resistance genes in municipal wastewater treatment plants, *Water Research* 94 pp. 208-214
- Drozdova J., Raclavska H., Raclavsky K., Skrobankova, H. (2019) Heavy metals in domestic wastewater with respect to urban population in Ostrava, Czech Republic *Water and Environment Journal* 33 pp. 77–85
- Duruibe J. O., Ogwuegbu M. O. C., Ekwurugwu J. N. (2007) Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*, 2 (5) pp. 112-118.
- Eid E. M., Alrumman S. A., Galal T. M., El-Bebany A. F. (2019) Regression models for monitoring trace metal accumulations by *Faba sativa* Bernh. plants grown in soils amended with different rates of sewage sludge, *Scientific Report* (9) Article number: 5443
- El Zeftawy M. A. M., Mulligan C. N. (2011) Use of rhamnolipid to remove heavy metals from wastewater by micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF), *Sep. Purif. Technol.* 77 pp. 120–127.
- European Commission. Pollutants in urban waste water and sewage sludge. Final report. Office for Official Publications of the European Communities; 2001.
- Fang W., Delapp R. C., Kosson D. S., van der Sloot H. A., Liu J. (2017) Release of heavy metals during long-term land application of sewage sludge compost: percolation leaching tests with repeated additions of compost. *Chemosphere* 169 pp. 271–280
- Fellet G., Marmiroli M., Marchiol L., (2014.) Elements uptake by metal accumulator species grown on mine tailings amended with three types of biochar. *Sci. Total Environ.* 468–469 pp. 598–608.
- Filho A. A., de Camargo R., Lana R. M. Q., Moraes M. R. B., Maldonado A. C. D., Atarasi R. T. (2015) Treatment of sewage sludge with the use of solarization and sanitizing products for agricultural purposes *African Journal of Agricultural Research* 11 (3) pp. 184-191
- Firk W., (1986) Heavy metals in sewage and occurring sludges the bahmces of three sewage treatment plants, in J.N. Lester, R. Perry and R.M. Sterritt (Eds), *Int. Conf. Chemicals in the Environment*, Lisbon, I-3 July 1986, Selper Ltd, pp. 432-442.
- Gao J., Sun S. P., Zhu W. P., Chung T. S. (2014) Chelating polymer modified P84 nanofiltration (NF) hollow fiber membranes for high efficient heavy metal removal, *Water Res.* 63 pp. 252–261.
- Garcia N., Moreno J., Cartmell E., Rodriguez-Roda I., Judd S. (2013) The cost and performance of an MF-RO/NF plant for trace metal removal, *Desalination* 309 pp. 181–186

- Gardea-Torresdey J. I., Peralta-Videa J. R., Rosa G. D., Parsons J. G. (2005) Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy, *Coordination Chemistry Reviews* 249 (17-18) pp. 1797-1810
- Gbondo-Tugbawa S. S., McAlear J. A., Driscoll C. T., Sharpe C. W. (2010) Total and methyl mercury transformations and mass loadings within a wastewater treatment plant and the impact of the effluent discharge to an alkaline hypereutrophic lake. *Water Res.* 44 (9) pp. 2863–2875
- George A. D. I., Abowei J. F. N. (2018) Physical and Chemical Parameters and Some Heavy Metal for Three Rainy Season Months in Water and Sediments of Upper New Calabar River, Niger Delta, Nigeria, *Open Access Library Journal* 5 pp. 4456
- Gherasim C. V., Kṛivc̣ík J., Mikulášek P. (2014) Investigation of batch electro dialysis process for removal of lead ions from aqueous solutions, *Chemical Engineering Journal* 256 pp. 324–334
- Gldstone M. E., Lester J. N. (1991) The balance of heavy metals through sewage treatment works *The Science of the Total Environment*, 105 pp. 259-266.
- Gondek K., Mierzwa-Hersztek M., Kopec M. (2018) Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar *Journal of Environmental Management* 210 pp. 87-95
- Guillemet T. A., Maesen P., Delcarte E., Lognay G. C., Gillet A., Clautriaux J. J., Culot M. (2009) Factors influencing microbiological and chemical composition of South-Belgian raw sludge, *Biotechnologie, agronomie, société et environnement*, 13 pp. 249–255
- Gulyas G., Pitas V., Karpati A., Fazekas B., Domokos E., Redey A. (2014) Heavy metal balance in a hungarian municipal sewage treatment plant *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (8) 2039-2044
- Gupta V. K., Ali I., Saleh T. A., Nayak A., Agarwal S. (2012) Chemical treatment technologies for waste-water recycling – an overview. *Rsc Advances*, 2 (16) pp. 6380-6388.
- Hagberg L., Lofgren E. (2007) Soil and plant contamination by textile industries at ZFILM, Managua. Project work in Aquatic and Environmental Engineering, 10 ECTS, Uppsala University Project course, 10 ECTS, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Hargreaves A. J., Constantino C., Dotro G., Cartmell E., Campo P. (2018) Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: a review, *Environmental Technology Reviews* 7 (1) pp. 1-18
- Hernández-Sánchez C., Burgos A., Galindo J.M., Gutiérrez A., Rubio C., Hardisson A. (2013) Heavy metal content in sewage sludge: a management strategy for an ocean island, *Proc.s 1st International Workshop, San Cristobal de La Laguna, Tenerife, Spain, 10-12 April 2013.*
- Hosseini S. S., Bringas E., Tan N. R., Ortiz I., Ghahramani M., Alaei Shahmirzadi M. A. (2016) Recent progress in development of high performance polymeric membranes and materials for metal plating wastewater treatment: a review, *J. Water Process Eng.* 9 pp. 78–110

- Houhou J., Lartiges B. S., Montarges-Pelletier E., Sieliechi J., Ghanbaja J., Kohler A. (2009) Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system *Science of the Total Environment* 407 pp. 6052–6062
- Hu X. F., Jiang Y., Shu Y., Hu X., Liu L., Luo F., (2014) Effects of mining wastewater discharges on heavy metal pollution and soil enzyme activity of the paddy fields, *Journal of Geochemical Exploration*, 147, part B, pp. 139–150
- Huang Y, Du J. R., Zhang Y., Lawless D., Feng X. (2015) Removal of mercury (II) from wastewater by polyvinylamine-enhanced ultrafiltration, *Sep. Purif. Technol.* 154 pp. 1–10
- Huang Y, Wu D., Wang X., Huang W., Lawless D., Feng X. (2016) Removal of heavy metals from water using polyvinylamine by polymer-enhanced ultrafiltration and flocculation, *Sep. Purif. Technol.* 158 pp. 124–136
- Huang Y., Zeng X., Guo L., Lanc J., Zhang L., Cao D. (2018) Heavy metal ion removal of wastewater by zeolite-imidazolate frameworks *Separation and Purification Technology* 194 pp. 462–469
- Ignatowicz K. (2017) The impact of sewage sludge treatment on the content of selected heavy metals and their fractions, *Environmental Research* 156 pp. 19–22
- Inam E.I., Etim U.J., Akpabio E.G., Umoren S.A., (2016.) Simultaneous adsorption of lead (II) and 3,7-Bis(dimethylamino)-phenothiazin-5-ium chloride from aqueous solution by activated carbon prepared from plantain peels. *Desal. Water Treat.* 57, 6540–6553
- Ingelmo, F., Molina, M. J., Soriano, M. D., Gallardo, A., Lapena, L. (2012) Influence of organic matter transformations on the bioavailability of heavy metals in a sludge based compost. *J. Environ. Manage* 95 pp. 104-109.
- Ismail A., Riaz M., Akhtar S., Ismail T., Amir M., Zafar-ul-Hye M. (2014) Heavy metals in vegetables and respective soils irrigated by canal, municipal waste and tube well waters. *Food Addit. Contam. B*, 7 (3), pp. 213–219
- Journal of Multidisciplinary Engineering Science Studies (JMESS)* (2015) ISSN: 2912-1309 Vol. 1 Issue 1, JMESSP13420004 12 Methods of Removing Heavy Metals from Industrial Wastewater Gunatilake S.K. Department of Natural Resou
- Kaizer A. N., Osakwe S. A. (2010) Physicochemical characteristics and heavy metal levels in water samples from five river systems in Delta State, Nigeria. *Journal of Application of Science and Environmental Management*, 14 (1) pp. 83–87
- Kalavrouziotis I. K., Koukoulakis P. H. (2017) Heavy metal interactions under the effect of the wastewater and sludge reuse in agriculture. In: Kalavrouziotis, I.K. (Ed.), *Wastewater and Biosolid Management*, 9th ed. IWA Publishing, London U.K., pp. 65–74.
- Karnib M, Kabbani A, Holail H, Olama Z (2014) Heavy Metals Removal Using Activated Carbon, Silica and Silica Activated Carbon Composite, *Energy Procedia* 50 pp. 113-120
- Kárpáti Á. (2007) *A szennyvíztisztítás alapjai, egyetemi jegyzet*, Pannon Egyetem, Veszprém

- Kchaou R., Baccar R., Bouzid J., Rejeb S. (2018a) Agricultural use of sewage sludge under sub-humid Mediterranean conditions: effect on growth, yield, and metal content of a forage plant *Arabian Journal of Geosciences* 11 pp. 746-752
- Kchaou R., Baccar R., Bouzid J., Rejeb S. (2018b) The impact of sewage sludge and compost on winter triticale, *Environmental Science and Pollution Research* 25 (19) 18314–18319
- Khan I. Ghani A., Rehman, A. U., Awan S. A., Jawed H., Gul R. (2016) The analyses of heavy metal concentration in soil, waste water and *Raphanus sativus* (L.) at three different growth stages. *Pyrex J. Res. Environ. Stud.*, (3-4) pp. 42–48.
- Khan Z. I., Ugulu I., Sahira S., Ahmad K., Ashfaq A., Mehmood N., Dogan Y. (2018) Determination of toxic metals in fruits of *Abelmoschus esculentus* grown in contaminated soils with different irrigation sources by spectroscopic method. *Int J Environ Res* 12 pp. 503–511
- Ke Y, Shen C, Min X, Shi M, Chai L (2017) Separation of Cu and As in Cu-As-containing filter cakes by Cu²⁺-assisted acid leaching. *Hydrometallurgy* 172 pp. 45–50
- Kończak M., Oleszczuk P. (2018) Application of biochar to sewage sludge reduces toxicity and improve organisms growth in sewage sludge-amended soil in long term field experiment, *Science of the Total Environment* 625 pp. 8–15
- Kónigné P. A. (2014) Nehézfém adszorpció jellemzése különböző bioszorbenseken, *Doktori Értekezés, Pécsi Tudományegyetem, Kémia Doktori Iskola, Pécs*
- Košutić K., Dolar D., Strmecky T. (2015) Treatment of landfill leachate by membrane processes of nanofiltration and reverse osmosis, *Desalination and Water Treatment* 55 (10) pp. 2680-2689
- Koupaie E. H., Eskicioglu C. (2015) Health risk assessment of heavy metals through the consumption of food crops fertilized by biosolids: a probabilistic-based analysis. *J Hazard Mater* 300 pp. 855–865
- Kovacs H., Szemmelveisz K. (2017) Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands – a review. *Chemosphere* 166 pp. 8–20
- Krogstad T., Sogn T. A., Asdal A., Sæbø A. (2005) Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil, *Ecological Engineering* 25 pp. 51–60
- Kurniawan T. A., Chan G., Lo W.-H., Babel S. (2006) Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chem. Eng. J.* 118 (1-2) pp. 83–98
- Lajayer B. A., Najafi N., Moghiseh E., Mosaféri M., Hadian J. (2019) Micronutrient and heavy metal concentrations in basil plant cultivated on irradiated and non-irradiated sewage sludge-treated soil and evaluation of human health risk *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 104 pp. 141-150

- Lee S. H., Shrestha S. (2014) Application of micellar enhanced ultrafiltration (MEUF) process for zinc(II) removal in synthetic wastewater: kinetics and two-parameter isotherm models, *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 95 pp. 241–250
- Li R., Zhang Z., Li Y., Teng W., Wang W., Yang T. (2015) Transformation of apatite phosphorus and non-apatite inorganic phosphorus during incineration of sewage sludge. *Chemosphere* 141 pp. 57–61
- Li Z., Chen J., Guo H., Fan X., Wen Z., Yeh M-H., Yu C., Cao X., Wang Z. L. (2016) Triboelectrification-Enabled Self-Powered Detection and Removal of Heavy Metal ion sin Wastewater, *Advanced Materials* 28 (15) pp. 2983-2991
- Liu D., Li Z., Zhu Y., Li Z., Kumar R. (2014) Recycled chitosan nanofibril as an effective Cu(II), Pb(II) and Cd(II) ionic chelating agent: Adsorption and desorption performance. *Carbohydr. Polym.*, 111 pp. 469-476
- Liu Z., Wang D., Peng B., Chai L., Liu H., Yang S., Yang B., Xiang K., Liu C. (2017) Transport and transformation of mercury during wet flue gas cleaning process of nonferrous metal smelting. *Environ Sci Pollut R* 24 (28) pp. 22494–22502
- Liu L., Li W., Song W., Guo M. (2018) Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability *Science of the Total Environment* 633 pp. 206–219
- Lone S., Yoon D. H., Lee H., Cheong I. W. (2019) Gelatin–chitosan hydrogel particles for efficient removal of Hg(II) from wastewater. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 5 (1) pp. 83-90
- Luo X., Zhang Z., Zhou P., Liu Y., Ma G., Lei Z. (2015) Synergic adsorption of acid blue 80 and heavy metal ions (Cu²⁺/Ni²⁺) onto activated carbon and its mechanisms. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 27 pp. 164–174
- Mahmud H. N. M. E., Huqa A. K. O., binti Yahyaa R. (2016) Removal of Heavy Metal Ions from Wastewater/Aqueous Solution by Polypyrrole-based Adsorbents: A Review. *RSC Adv.*, 6 (18) pp. 14778-14791
- Malmström M. E., Rolli V., Cui Q., Brandt N. (2009) Sources and fates of heavy metals in complex, urban aquatic systems: modelling study based on Stockholm, Sweden, *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 122
- Martinez-Huitle C. A., Brillas E. (2009) Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: a general review, *Appl. Catal. B* 87 pp. 105–145
- Matamoros V., Bayona J. F. (2017) Wastewater reuse: uptake of contaminants of emerging concern by crops. In: Kalavrouziotis, I.K. (Ed.), *Wastewater and Biosolid Management*. IWA publishers, London, pp. 89–102
- McBrid M. B. (1995) Toxic Metal Accumulation from Agricultural Use of Sludge: Are USEPA Regulations Protective? *Journal of Environmental Quality* 24 (1) pp. 5-18

- Melo W., Delarica D., Guedes A., Lavezzo L., Donha R., de Araújo A., de Melo G., Macedo F. (2018) Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality *Science of the Total Environment* 643 pp. 1493–1501
- Mierzwa-Hersztek M., Gondek K., Klimkowicz-Pawlas A. (2017) Sewage sludge biochars management - ecotoxicity, mobility of heavy metals and soil microbial biomass. *Environ. Toxicol. Chem.* 37 (4) pp. 1197-1207
- Min X., Li Y., Ke Y., Shi M., Chai L., Xue K. (2017) Fe-FeS₂ adsorbent prepared with iron powder and pyrite by facile ball milling and its application for arsenic removal. *Water Sci Technol* 76 (1-2) pp. 192–200
- Mnif A., Bejaoui I., Mouelhi M., Hamrouni B. (2017) Hexavalent Chromium Removal from Model Water and Car Shock Absorber Factory Effluent by Nanofiltration and Reverse Osmosis Membrane Vol 2017
- Mohammad A. W., Teow Y. H., Ang W. L., Chung Y. T., Oatley-Radcliffe D. L., Hilal N. (2015a) Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects. *Desalination*, 356 pp. 226-254
- Mohammad A. W., Hilal N., Leo C. P., Wei Lun A. (2015b) A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. *Desalination*, 363 pp. 2-18.
- Mohamed B., Olivier G., François G., Laurence A. S., Bourgeade P., Badr A. S., Lotf, A. (2018) Sewage sludge as a soil amendment in a *Larix decidua* plantation: effects on tree growth and floristic diversity. *Sci. Total Environ.* 621 pp. 291–301
- Moharramzadeh S., Baghdadi M. (2016) In situ sludge magnetic impregnation (ISSMI) as an efficient technology for enhancement of sludge sedimentation: removal of methylene blue using nitric acid treated graphene oxide as a test process. *J Environ Chem Eng* 4 (2) pp. 2090–2102
- Monier M., Abdel-Latif D. A. (2013) Modification and characterization of PET fibers for fast removal of Hg(II), Cu(II) and Co(II) metal ions from aqueous solutions, *J. Hazard. Mater.* 250-251 pp. 122-130
- Musa E., Alsbou E., Al-Khashman O. A. (2018) Heavy metal concentrations in roadside soil and street dust from Petra region, Jordan, *Environ Monit Assess* 190 (48)
- Muya F. N., Sunday C. E., Baker P., Iwuoha E. (2016) Environmental remediation of heavy metal ions from aqueous solution through hydrogel adsorption: A critical review. *Water Sci. Technol.* 73 (5) pp. 983-992.
- Nadeem M., Qureshi T. M., Ugulu I., Riaz M. N., An Q. U., Khan Z. I., Ahmad K., Ashfaq A., Bashir H., Dogan Y. (2019) Mineral, vitamin and phenolic contents and sugar profiles of some prominent date palm (*Phoenix dactylifera*) varieties of Pakistan. *Pak J Bot.*

- Nayak A., Bhushan B., Gupta V., Sharma P. (2017) Chemically activated carbon from lignocellulosic wastes for heavy metal wastewater remediation: effect of activation conditions, *Journal of Colloid and Interface Science* 493 pp. 228-240.
- Nemati M., Hosseini S. M., Shabani M. (2017) Novel electro dialysis cation exchange membrane prepared by 2-acrylamido-2-methylpropane sulfonic acid; heavy metal ions removal, *Journal of Hazardous Materials* 37 pp. 90-104
- Nielson J. S., Hrudey S. E. (1983) Metal Loadings and Removal at a Municipal Activated Sludge Plant. *Water Research* 17 pp. 10441-10452
- Nzediegwu C., Prasher S., Elsayed E., Dhiman J., Mawof A., Patel R. (2019) Effect of biochar on heavy metal accumulation in potatoes from wastewater irrigation 232 pp. 153-164
- Ogbolosingha A. J., Essien E. B., Ohiri R. C. (2015) Variation of Lipase, Catalase and Dehydrogenase Activities during Bioremediation of Crude Oil Polluted Soil. 5 (14)
- Ogoyi D. O., Mwita C. J., Nguu E. K., Shiundu P. M. (2011) Determination of heavy metal content in water, sediment and microalgae from Lake Victoria, East Africa. *The Open Environmental Engineering Journal* 4 pp. 156-161
- Öllös G. (1991) Csatornázás-szennyvíztisztítás I-II.; K+F eredmények, Aqua kiadó, Budapest
- Oron G. (2017) Managing reuse of treated wastewater and biosolids for improved water use, energy generation, and environmental control. In: Kalavrouziotis, I.K. (Ed.), *Wastewater and Biosolid Management*. IWA publishers, London, pp. 43–49.
- Ötvös E., Pazmandi T., Tuba Z. (2003) First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. *Sci. Total Environ.* 309 (1) pp. 151–160
- Pal P., Chakraborty S., Linnanen L. (2014) A nanofiltration–coagulation integrated system for separation and stabilization of arsenic from groundwater, *Sci. Total Environ.* 476–477 pp. 601–610
- Papageorgiou M., Papaioannou D., Zioris I., Danis T.G., Koukoulakis P., Lambropoulou D., Kalavrouziotis I. (2018) Multi-residue determination and occurrence of PPCPs in soil and beet root crops irrigated with treated wastewater effluent: assessment of heavymetal content on PPCP accumulation. *XENOWAC II: Challenge and Solution Related Xenobiotics Antimicrobial Resistance in the Framework of Urban Wastewater Reuse*, 10–12 October 2018, Limassol, Cyprus.
- Papaioannou D., Koukoulakis P. H., Lambropoulou D., Papageorgiou M., Kalavrouziotis I. K. (2019) The dynamics of the pharmaceutical and personal care product interactive capacity under the effect of artificial enrichment of soil with heavy metals and of wastewater reuse *Science of the Total Environment* 662 pp. 537–546
- Palmquist H., Hanaeus J. (2005) Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Sci Total Environ* 348 pp. 151–163

- Penido E. S., Martins G. C., Mendes T. B. M., Melo L. C. A., Guimarães I. d. R., Guilherme L. R. G. (2019) Combining biochar and sewage sludge for immobilization of heavy metals in mining soils *Ecotoxicology and Environmental Safety* 172 pp. 326–333
- Perumal S., Atchudan R., Ho Yoon D., Joo J., Cheong I. W. (2019) Spherical Chitosan/Gelatin Hydrogel Particles for Removal of Multiple Heavy Metal Ions from Wastewater *Ind. Eng. Chem.*
- Petrasek A. C., Kugelman I. J. (1983) Metals removals and partitioning in conventional wastewater treatment plants. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 55 pp. 1183-1189
- Petricic I., Korenak J., Povodnik D., Hélix-Nielsen C. (2015) A feasibility study of ultrafiltration/reverse osmosis (UF/RO)-based wastewater treatment and reuse in the metal finishing industry, *J. Clean. Prod.* 101 pp. 292-300
- Petrovic M., Sostaric T., Stojanovic M., Petrovic J., Mihajlovic M., Cosovic A., Stankovic S. (2017) Mechanism of adsorption of Cu²⁺ and Zn²⁺ on the corn silk (*Zea mays* L.). *Ecology Engineering* 99 pp. 83–90
- Pontié M., Dach H., Leparc J., Hafsi M., Lhassani A. (2008) Novel approach combining physico-chemical characterizations and mass transfer modelling of nanofiltration and low pressure reverse osmosis membranes for brackish water desalination intensification, *Desalination* 221 pp. 174–191
- Pozo G., Pongy S., Keller J., Ledezma P., Freguia S. (2017) A novel bioelectrochemical system for chemical-free permanent treatment of acid mine drainage. *Water Res* 126 pp. 411–420
- Qiu Y-R., Mao L-J. (2013) Removal of heavy metal ions from aqueous solution by ultrafiltration assisted with copolymer of maleic acid and acrylic acid, *Desalination* 329 pp. 78–85
- Rao G. A. K., Viraraghavan T. (1992) Removal of heavy metals at a Canadian wastewater treatment plant *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology* 27 (1) pp. 13-23
- Ray P. Z., Shipley H. J. (2015) Inorganic nano-adsorbents for the removal of heavy metals and arsenic: a review. *RSC Advances*, 5 (35) pp. 29885-29907
- Rehman R. A., Rizwan M., Qayyuma M. F., Alib S., Zia-ur-Rehman M., Zafar-ul-Hye M., Hafeez F., Iqbal M. F. (2018) Efficiency of various sewage sludges and their biochars in improving selected soil properties and growth of wheat (*Triticum aestivum*) *Journal of Environmental Management* 223 pp. 607–613
- Ricci B. C., Ferreira C. D., Aguiar A. O., Amaral M. C. S. (2015) Integration of nanofiltration and reverse osmosis for metal separation and sulfuric acid recovery from gold mining effluent, *Separation and Purification Technology* 154 pp. 11–21
- Rivas B. L., Pereira E., Maureira A. (2009) Functional water-soluble polymers: polymer-metal ion removal and biocide properties, *Polym. Int.* 58 pp. 1093–1114

- Rule K. L., Comber S. D. W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C. K., Rautiu R. (2006) Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment *Chemosphere* 63 (1) pp. 64–72
- Saliby E. L., Shon H. K., Kandasamy J., Vigneswaran S. (2015) Nanotechnology for wastewater treatment: In brief., *Encyclopedia of Life Support System (EOLSS)*, in: Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK, 2015
- Salman S. A., Elnazer A. A., Nazer H. A. E. (2017) Integrated mass balance of some heavy metals fluxes in Yaakob village, south Sohag, Egypt. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 14 (5) pp. 1011–1018
- Samper E., Rodriguez M., De la Rubia M. A., Prats D. (2009) Removal of metal ions at low concentration by micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF) using sodium dodecyl sulfate (SDS) and linear alkylbenzene sulfonate (LAS). *Sep. Purif. Technol.* 65 pp. 337-342
- Sardar K., Ali S., Hameed S., Afzal S., Fatima S., Shakoor M. B., Bharwana S. A., Tauqeer H. M. (2013) Heavy metals contamination and what are the impacts on living organisms. *Greener Journal of Environmental Management and Public Safety* (4) pp. 172-179
- Schlichter B, Mavrov V, Erwe T, Chmiel H. (2004) Regeneration of bonding agents loaded with heavy metals by electro dialysis with bipolar membranes. *J Membr Sci.* 232 (1) pp. 99–105
- Shahat A., Awual Md. R., Naushad Mu. (2015) Functional ligand anchored nanomaterial based facial adsorbent for cobalt(II) detection and removal from water samples, *Chemical Engineering Journal* 271 pp. 151-163
- Sharma S. (2012) Bioremediation: Features, strategies and applications. *Asian Journal of Pharmacy and Life Sciences*, 2 (2) pp. 202-212
- Shen X., Shamshina J. L., Berton P., Gurau G., Rogers R. D. (2016) Hydrogels based on cellulose and chitin: Fabrication, properties, and applications. *Green Chem.*, 18 pp. 53-75
- 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 pp. 10476–10484
- Shi T., Ma J., Wu X., Ju T., Lin X., Zhang Y., Li X., Gong Y., Hou H., Zhao L., Wu F. (2018) Inventories of heavy metal inputs and outputs to and from agricultural soils: A review *Ecotoxicology and Environmental Safety* 164 pp. 118–124
- Siddique M. T., Robinson J. S. (2003) Phosphorus Sorption and Availability in Soils Amended with Animal Manures and Sewage Sludge, *J. Environ. Qual.* 32 pp. 1114–1121
- Simon L. (2006) Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben, MTA Doktori értekezés
- Singh J., Kalamdhad A. S. (2013) Bioavailability and leachability of heavy metals during water hyacinth composting. *Chem. Speciat. Bioavailab.* 25 pp. 1-14.

- Singh R., Singh, S., Parihar P., Singh V. P. (2015) Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112 pp. 247-270
- Sinha R. K., Valani D., Sinha S., Singh S., Herat S. (2009) Bioremediation of contaminated sites: A low-cost nature's biotechnology for environmental cleanup by versatile microbes, plants and Earthworms. *Solid Waste Management and Environmental Remediation*, Nova Science Journal ISBN: 978-1-60741-761-3
- Smara A., Delimi R., Chainet E., Sandeaux J. (2007) Removal of heavy metals from diluted mixtures by a hybrid ion-exchange/electrodialysis process, *Separation and Purification Technology* 57 (1) pp. 103–110
- Sörme L., Lagerkvist R. (2002) Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm, *The Science of the Total Environment* 298 (1-3) pp. 131–145
- Spanos T., Ene A., Karadjova I. B. (2015) Assessment of toxic elements Cu, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg, Zn, As and hexavalent chromium in sewage sludge from municipal wastewater treatment plants by combined spectroscopic techniques *Rom. Journ. Phys.*, 60 (1–2) pp. 237–245
- Spanos T., Ene A., Styliani Patronidou C., Xatzixristou C. (2016) Temporal variability of sewage sludge heavy metal content from Greek wastewater treatment plants *Ecol Chem Eng S* 23 (2) pp. 271-283
- Stefanovits P., Filep Gy., Füleky Gy. (1999) *Talajtan, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 1999*
- SZKHS (2014) *Szennyvíziszap kezelési és hasznosítási stratégia (2014-2023)*, Országos Vízügyi Főigazgatóság „Stratégia 2014” Konzorcium, Budapest
- Taiwo A. M., Adeogun A. O., Olatunde K. A., Adegbite K. I. (2011) Analysis of groundwater quality of hand-dug wells in peri-urban areas of Obantoko, Abeokuta, Nigeria for selected physico-chemical parameters. *Pacific Journal of Science and Technology*, 12 (1) pp.527-534
- Tao H-C., Zhang H-R., Li J-B., Ding W-Y. (2015) Biomass based activated carbon obtained from sludge and sugarcane bagasse for removing lead ion from wastewater. *Bioresour. Technol.* 192 pp. 611– 617
- Tariq W., Saifullah M., Anjum T., Javed M., Tayyab N, Shoukat I. (2018) Removal Of Heavy Metals From Chemical Industrial Wastewater Using Agro Based Bio-Sorbents. *Acta Chemicum Malaysia*, 2 (2) pp. 09-14
- Thévenot D. R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M-C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J-L., de Pontevès C., Meybeck M. (2007) Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn, *Science of the Total Environment* 375 (1-3) pp. 180–203
- Üstün G. E. (2009) Occurrence and removal of metals in urban wastewater treatment plants *Journal of Hazardous Materials* 172 pp. 833–838

- Van der Velden M., Dewilb R., Baeyens J., Josson L., Lanssens P. (2008) The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC), *Journal of Hazardous Materials*, 151 pp. 96-102
- Vaz-Moreira I., Nunes O. C. Manaia C. M. (2014) Bacterial diversity and antibiotic resistance in water habitats: searching the links with the human microbiome. *FEMS Microbiol. Rev.* 38 pp. 761-778.
- Villa-Gomez D. K., van Hullebusch E. D., Maestro R., Farges F, Nikitenko S., Kramer H., Gonzalez-Gil G., Lens P. N. L. (2014) Morphology, mineralogy, and solid–liquid phase separation characteristics of Cu and Zn precipitates produced with biogenic sulfide. *Environ Sci Technol* 48 (1) pp. 664–673.
- Vongdala N., Tran H-D., Xuan T. D., Teschke R., Khanh T. D. (2019) Heavy Metal Accumulation in Water, Soil, and Plants of Municipal Solid Waste Landfill in Vientiane, Laos *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16 (22)
- Wall D. P., O’Sullivan L., Creamer R., McLaughlin M. J. (2018) Soil Fertility and Nutrient Cycling, *The Soils of Ireland* (Editors: Creamer R. and O’Sullivan L.), Springer, Switzerland pp. 223-234
- Walter I., Martínez, F., Cala V. (2006) Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses, *Environmental Pollution* 139 pp. 507-514
- Warman P. R., Termeer W. C. (2005) Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils, *Bioresource Technology* 96 pp. 1029–1038
- Wang Q., Kim D., Dionysiou D. D., Sorial G. A., Timberlake D. (2004) Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems—a literature review. *Environ Pollut.* 131 (2) pp. 323–336
- Wei C, Wang C., Yang, L. (2009) Characterizing spatial distribution and sources of heavy metals in the soils from mining-smelting activities in Shuikoushan Hunan Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 21 (9) pp. 1230–1236.
- Wierzbowska J., Sienkiewicz S., Krzebietke S., Sternik P. (2016) Sewage sludge as source of nitrogen and phosphorus for Virginian fanpetals, *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 22 (5) pp. 722–727
- Wilf M. (2004) Fundamentals of RO–NF technology, *Int. Conf. Desalination Costing* 18–31
- Wilkie P. J., Hatzimhalis G., Koutoufides P., Connor M. A. (1996) The contribution of domestic sources to levels of key organic and inorganic pollutants in sewage: the case of Melbourne, Australia. *Wat Sci Technol* 34 (3–4) pp. 63–70.
- Wu M, Liang J, Tang J, Li G, Shan S, Guo Z, Deng L (2017) Decontamination of multiple heavy metals-containing effluents through microbial biotechnology. *J Hazard Mater* 337 pp. 189–197

- Wu D., Yu X., Chu S., Jacobs D. F., Wei X., Wang C., Long F., Chen X., Zeng S. (2018) Alleviation of heavy metal phytotoxicity in sewage sludge by vermicomposting with additive urban plant litter, *Science of the Total Environment* 633 pp. 71–80
- Xiong A. Q., Chen Y. C., Dai Y., Hou J. H., Yi T. H. (2016) Study on Lead Flux in Vegetablebased Soil in Chongqing Suburb Based on Heavy Metals Flow. *Environ. Impact Assess.* 38 (6) pp. 92–96
- Xu K., Zeng G., Huang J. H., Wu J. Y., Fang Y. Y., Huang G. H., Li J. B., Xi B. D., Liu H. L. (2007) Removal of cadmium from synthetic wastewater using micellar-enhanced ultrafiltration with hollow fiber membrane
- Xu S., Lv Y., Zeng X., Cao D. (2017) ZIF-derived nitrogen-doped porous carbons as highly efficient adsorbents for removal of organic compounds from wastewater, *Chem. Eng. J.* 323 pp. 502–511
- Xu T., Huang C. (2008) Electrodialysis-based separation technologies: a critical review, *AIChE J.* 54 pp. 3147–3159
- Yagmur M., Arpalı D., Gulser F. (2017) The effects of sewage sludge treatment on triticale straw yield and its chemical contents in rainfed condition. *J Anim Plant Sci* 27 (3) pp. 971–977
- Yang J., Duan J., Zhang L., Lindman B., Edlund H., Norgren M. (2016) Spherical nanocomposite particles prepared from mixed cellulose–chitosan solutions. *Cellulose*, 23 (5) pp. 3105-3115
- Yang Y., Christakos G., Guo M., Xiao L., Huang W. (2017) Space-time quantitative source apportionment of soil heavy metal concentration increments. *Environ. Pollut.* 223 560–566
- Yang Q., Li Z., Lu X., Duan Q., Huang L. and Bi J. (2018a) A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment *Science of the Total Environment* 642 pp. 690–700
- Yang G., Zhu G., Li H., Han X., Li J., Ma Y. (2018b) Accumulation and bioavailability of heavy metals in a soil-wheat/ maize system with long-term sewage sludge amendments, *Journal of Integrative* 17 (8) pp. 1861–1870
- Yoon J., Amy G., Chung J., Sohn J., Yoon Y. (2009) Removal of toxic ions (chromate, arsenate, and perchlorate) using reverse osmosis, nanofiltration, and ultrafiltration membranes, *Chemosphere* 77 pp. 228–235
- Yu Y., Zhao C., Wang Y., Fan W., Luan Z. (2013) Effects of ion concentration and natural organic matter on arsenic(V) removal by nanofiltration under different transmembrane pressures, *J. Environ. Sci.* 25 pp. 302–307
- Zeng Z. Z., Wang X. L., Gou J.F., Zhang H. F., Wang H. C., Nan Z. R. (2014) Effects on Ni and Cd speciation in sewage sludge during composting and co-composting with steel slag. *Waste Manag. Res.* 32 pp. 179-185.

- Zhao M., Xu Y., Zhang C., Rong H., Zeng G. (2016) New trends in removing heavy metals from wastewater Appl Microbiol Biotechnol 100 pp. 6509–6518
- Zhou G., Luo J., Liu C., Chu L., Crittenden J. (2018) Efficient heavy metal removal from industrial melting effluent using fixed-bed process based on porous hydrogel adsorbents Water Research 131 pp. 246-254.
- Zhu W. P. Sun S. P., Gao J., Fu F. J., Chung T. S. (2014) Dual-layer polybenzimidazole/polyethersulfone (PBI/PES) nanofiltration (NF) hollow fiber membranes for heavy metals removal from wastewater, J. Memb. Sci. 456 pp. 5117–5127
- Zhu W. P. Sun S. P., Gao J., Zhang S., Chung T. S. (2015) Poly(amidoamine) dendrimer (PAMAM) grafted on thin film composite (TFC) nanofiltration (NF) hollow fiber membranes for heavy metal removal, J. Memb. Sci. 487 pp. 117–126
- Zorpas A.A., Inglezakis V., Koumi C., Voukalli I. (2011) Domestic sewage sludge (DSS) characteristics from wastewater treatment plant (WWTP) operation in warm climates conditions. A 7 years project, Proc. 3rd International CEMEPE & SECOTOX Conference, June 19-24, 2011 Skiatos, Greece.
- Zorpas A. A. (2017) Biosolids composting and soil application. In: Kalavrouziotis, I.K. (Ed.), Wastewater and Biosolid Management. IWA publishers, London, pp. 107–117
- Zufiaurre R., Olivar A., Chamorro P., Callizo A., Nerín C. (1998) Speciation of metals in sewage sludge for agricultural uses, Reference Section for: Analyst, 123 pp. 255-259
- Zuo W., Zhang G., Meng Q., Zhang H. (2008) Characteristics and application of multiple membrane process in plating wastewater reutilization. Desalination 222 pp. 187-196
- Zuo W., Gu C., Zhang W., Xu K., Wang Y., Bai Y., Shan Y., Dai Q. (2019) Sewage sludge amendment improved soil properties and sweet sorghum yield and quality in a newly reclaimed mudflat land Science of the Total Environment 654 pp. 541–549

Internetes hivatkozások

- web_1** <http://www.genezispartner.hu/termekek-es-szolgalatasok/mutragyak/npk-mutragyak/genezis-npk-82424-2/>
[Hivatkozva: 2019.12.03]
- web_2** <http://www.genezispartner.hu/termekek-es-szolgalatasok/mutragyak/kerteszeti-es-szantofoldi-leveltragyak/genezis-mikromix-a-szolo-gyumolcs/>
[Hivatkozva: 2019.12.03]
- web_3** https://www.metnet.hu/terkepek?map=prec_y&date=2016
[Hivatkozva: 2019.12.03]
- web_4** http://fertilia.hu/_user/Fertilia_Kukorica.pdf
[Hivatkozva: 2019.12.03]

web_5 <https://agrarakazat.hu/hir/kukorica-margojara>

[Hivatkozva: 2019.12.03]

web_6 <http://genezispartner.hu/termek-es-szolgaltaatok/mutragyak/kerteszeti-es-szantofoldi-leveltragyak/genezis-petibor-extra/>

[Hivatkozva: 2019.12.03]

web_7 <http://www.genezispartner.hu/termek-es-szolgaltaatok/mutragyak/nitrogen-mutragyak/genezis-petiso/>

[Hivatkozva: 2019.12.03]

web_9 <http://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/gyor/kal/kal17.html>

[Hivatkozva: 2019.12.03]

web_10 <http://www.ksh.hu/docs/hun/xftp/gyor/kal/kal18.html>

[Hivatkozva: 2019.12.03]

Mellékletek

1. melléklet. Települési szennyvízminták nehézfém tartalma

Év	Ország	Minta	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Hivatkozás	
			<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>		
2019	Magyarország	Befolyó	<1	850	7,56	<1	<1	5,45	78,3	<1	10,2	<1	273	Szerző saját adatai	
		Befolyó (max)	1	2 240	10,4	<1	1	12,4	151	<1	22	13	570		
		Elfolyó	<1	16	5,78	<1	<1	<1	12,5	<1	3,3	<1	29,5		
		Csök. (%)	n.é.	99	24	n.é.	n.é.	n.é.	85	n.é.	74	n.é.	89		
	Ostrava, Csehország	Befolyó	-	-	0,61	1	-	2,6	19,5	-	3,5	5,5	167		
		Befolyó (max)	-	-	2,86	4	-	4,65	65	-	16	38	403		
	Kravare, Csehország	Befolyó	-	-	0,54	1	-	2,8	21,3	-	4	5	181		Drozdova et al., 2019
		Befolyó (max)	-	-	0,87	1	-	3,17	23	-	5	7	194		
	Csehország	Befolyó	-	-	1,4	0,8	-	12,7	35	-	18	17,3	230		
2015	n.a	Befolyó	-	-	5,0	0,2	-	5,5	26,4	0,2	3,5	12,5	105	Cecchini et al., 2015	
		Befolyó (max)	-	-	10,2	0,3	1	10,5	63,4	0,5	7,6	32,9	216		
		Elfolyó	-	-	3,7	0,2	-	5,0	5,8	0,2	2,6	2,6	37,3		
	Csök. (%)	-	-	36	0	-	9	78	0	25	80	65			
	Algéria	Befolyó	-	-	-	-	-	160	220	-	-	520	790		
		Elfolyó	-	-	-	-	-	90	40	-	-	190	250		
Csök. (%)	-	-	-	-	-	-	44	82	-	-	63	68	Cherfi et al., 2015		
2014	Veszprém, Magyarország	Befolyó	-	-	-	23	-	185	231	-	123	<1	-	Gulyas et al., 2014	
		Csök. (%)	-	-	-	9	-	13	13	-	13	n.é.	-		
2012	Göteborg, Svédország	Befolyó	-	-	-	35	-	34	54	-	10,4	2,4	203	Mattsson et al., 2012	
2010	Bangkok	Befolyó	-	-	-	2,3	-	18,5	455	-	32,2	13,9	311	Chanpiwat et al., 2010	
		Elfolyó	-	-	-	0,4	-	4,8	95,9	-	22,6	4,8	101		
		Csök. (%)	-	-	-	83	-	74	79	-	30	65	68		
2009	Bursa, Törökország	Befolyó	-	1 891	-	19	-	1086	60	-	100	86	533	Üstün, 2009	
		Befolyó (max)	-	3 753	-	137	-	2120	179	-	202	358	982		
		Elfolyó	-	-	-	6	-	54	17	-	53	30	150		
		Csök. (%)	-	-	-	96	-	97	91	-	74	92	85		
2008	Nancy, Franciaország	Befolyó	-	-	-	0,13	-	10,2	59	-	6,8	6,2	140	Houhou et al., 2009	
		Befolyó (max)	-	-	-	0,5	-	17	147	-	13,5	19	272		
		Befolyó	-	786	4	<0,25	-	8,1	9,9	1,5	3,5	8	348		
Olaszország	Elfolyó	-	413	2	<0,25	-	6,9	13,5	0,6	3,9	9,5	82,8	Carletti et al., 2008		
	Csök. (%)	-	47	50	n.é.	-	15	n.é.	60	n.é.	n.é.	76			

Év	Ország	Minta	Ag µg/l	Al µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Hg µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hivatkozás
2008	Olaszország	Befolyó	-	1 940	<1	8,7	-	56,4	9,8	0,7	16,6	8,6	1233	Carletti et al., 2008
		Elfolyó	-	209	<1	<0,25	-	2,7	5,59	0,7	2,41	4,4	63	
		Csökkt. (%)	-	89	n.é.	n.é.	-	95	43	0	85	49	95	
	Olaszország	Befolyó	-	2 489	2,7	27,8	-	56,4	38	1,8	61,7	2	2411	
		Elfolyó	-	557	1,6	0,1	-	14	15,2	1,35	7,15	16,4	325	
		Csökkt. (%)	-	78	41	100	-	75	60	25	88	n.é	87	
	Olaszország	Befolyó	-	2 531	6	0,6	-	59,2	60,9	<0,2	21,6	10,5	227	
		Elfolyó	-	512	4,9	<0,25	-	19,8	15,6	<0,2	1,93	4,95	164	
		Csökkt. (%)	-	80	18	n.é.	-	67	74	n.é	91	53	28	
2008	Milwaukee, USA	Befolyó	-	-	-	1,6	-	43,6	72,6	0,16	11,1	10,7	164	Soonthornnonda et al., 2008
2008	Párizs, Franciaország	Befolyó	-	-	-	0,4	-	79	-	-	23	172	Gasperi et al., 2008	
2007	Ribeireo Preto, Brazília	Befolyó	-	-	-	0,2	-	6,9	17	0,1	-	37	79	da Silva Oliveira et al., 2007
2006	Párizs, Franciaország	Befolyó	-	-	-	0,6	1,76	8,5	62	-	12	18	-	Buzier et al., 2006
		Elfolyó	-	-	-	0,3	1,1	3,8	18	-	10	<1	-	
		Csökkt. (%)	-	-	-	50	38	55	71	-	16	95	-	
2005	Stockholm, Svédország	Befolyó	5,73	2 440	2	0,4	1,36	3,7	61,8	0,7	11,0	2,52	525	Palmquist és Hanaeus, 2005
		Befolyó (max)	14	3 390	2,14	0,51	1,51	5,46	162	1,0	28,1	3,67	767	
2003	Gdansk, Lengyelország	Befolyó	-	-	-	15	-	-	112	-	-	60	455	Chipasa, 2003
		Elfolyó	-	-	-	12	-	-	23	-	-	40	62	
		Csökkt. (%)	-	-	-	20	-	-	79	-	-	33	86	
2003	Tessaloniki, Görögország	Befolyó	-	-	-	3,3	-	40	79	-	770	39	470	Karvelas et al., 2003
		Befolyó (max)	-	-	-	5,6	-	52	114	-	970	48	610	
		Elfolyó	-	-	-	2,3	-	25	58	-	60	31	380	
		Csökkt. (%)	-	-	-	30	-	38	27	-	22	21	19	
2002	Bursa, Törökország	Befolyó	-	1 302	-	2	-	1009	64	-	84	16	387	Üstün, 2009
		Befolyó (max)	-	1 916	-	10	-	1121	400	-	202	47	1036	
1996	Melbourne, Auszália	Befolyó	0,94	745	2,3	0,45	1,28	3,2	62	-	4,2	13	169	Wilie et al., 1996
		Befolyó (max)	3	1 560	4	1	3	8	97	-	10	31	348	
1992	Regina, Kanada	Befolyó	-	-	-	279	-	116	703	-	572	-	627	Rao és Viraraghavan, 1992
		Befolyó (max)	-	-	-	400	-	250	1372	-	1095	-	1228	
1991	Jokoszuka, Japán	Befolyó	-	-	-	-	0,9	5,1	64	-	6,7	18	224	Chio et al., 1991
1983	Cincinnati, USA	Befolyó	8	-	20,6	20,9	-	630	800	<2,0	450	880	1240	Petrasek et al., 1983
		Elfolyó	<5	-	16,7	7,9	-	340	160	<2,0	180	110	460	
		Csökkt. (%)	min. 40	-	19	62	-	44	80	-	60	88	63	

Év	Ország	Minta	Ag	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Hivatkozás
			$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	
1983	Washington, USA	Befolyó	3,98	-	1,49	1,2	-	17	49	0,8	-	23	110	Petrasek et al., 1983
	Dallas, USA	Befolyó	0,78	-	14,8	14	-	205	224	0,43	62	52	366	
	Edmonton, Kanada	Befolyó (max)	-	-	-	34	-	6290	180	-	132	-	850	Nielson és Hrudehy, 1983
	Calgary, Kanada	Befolyó (max)	-	-	-	9	-	1330	176	-	54	-	238	
		Befolyó	-	-	-	24	-	189	223	1,3	-	390	1050	
1973	Kansas City, Missouri	Elfolyó	-	-	-	18	-	120	68	0,6	-	160	342	Brown és Hensley, 1973
		Csök. (%)	-	-	-	25	-	37	70	54	-	59	67	
		Befolyó	-	-	-	20	-	747	147	0,8	-	250	734	
	Kansas City, Kansas	Elfolyó	-	-	-	20	-	553	61	0,6	-	180	353	
		Csök. (%)	-	-	-	0	-	26	59	25	-	28	52	
		Befolyó	-	-	-	21	-	66	136	1,5	-	190	984	
	Joplin, Missouri	Elfolyó	-	-	-	15	-	41	47	0,8	-	65	484	
		Csök. (%)	-	-	-	29	-	38	65	47	-	66	51	
	Jefferson City, Missouri	Befolyó	-	-	-	16	-	135	97	2,5	-	120	289	
		Elfolyó	-	-	-	15	-	96	85	1,6	-	86	227	
Csök. (%)		-	-	-	6	-	29	12	34	-	28	22		

2. melléklet. A vizsgált nyers szennyvízminták elemtartalma

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>	<i>µg/l</i>
1	<1	355	7,6	94	39	<0,5	<1	5,9	60	5,6	7	1,8	5,2	<0,5	4,9	210	<0,2
2	<1	377	6,8	86	45	<0,5	<1	6,7	53	3,4	14	2,2	3,7	<0,5	5,4	194	<0,2
3	<1	239	7,8	86	44	<0,5	<1	5,1	63	4,7	20	1,8	2,5	<0,5	4,8	215	<0,2
4	<1	208	9,1	88	60	<0,5	<1	3,2	52	4	8	1	3,9	<0,5	6,2	171	<0,2
5	1	1 120	9	111	70	<0,5	<1	9,2	132	6	11	8	1,8	<0,5	8,1	401	<0,2
6	<1	233	9,2	83	50	<0,5	<1	2,9	49	3,7	6	1	3,3	<0,5	5,3	173	<0,2
7	<1	380	6,9	90	48	<0,5	<1	1,8	72	3,5	10	4	3,8	<0,5	5,3	187	<0,2
8	1	1 660	10,2	99	75	<0,5	1	7,7	115	5	16	9	5	<0,5	8,7	314	<0,2
9	<1	588	7,8	87	65	<0,5	<1	3,5	58	3,4	22	3	4,2	<0,5	6,4	198	<0,2
10	1	2 240	7,9	93	101	<0,5	1	12,4	120	6	15	13	6,3	<0,5	11,7	348	<0,2
11	<1	341	8,8	84	82	<0,5	<1	4,1	47	4	5	2	2,9	<0,5	5,3	198	<0,2
12	<1	504	6,1	79	54	<0,5	<1	1,9	39	4	7	2	4,1	<0,5	4	170	<0,2
13	<1	287	7	88	49	<0,5	<1	6,1	42	3	5	2	2,7	<0,5	3,5	151	<0,2
14	<1	224	7,7	87	58	<0,5	<1	2,3	59	3,2	22	2	2,8	<0,5	4,3	213	<0,2
15	<1	218	6,5	85	48	<0,5	<1	1	49	3	7	1	3,9	<0,5	4,9	205	<0,2
16	<1	637	8	100	50	<0,5	<1	2,8	71	4	9	6	4	<0,5	5,5	225	<0,2
17	<1	625	6,8	85	53	<0,5	<1	6,9	51	4	7	5	3	<0,5	5	232	<0,2
18	<1	1 360	10,4	85	68	<0,5	<1	7,4	109	5	12	13	4,5	<0,5	7	387	<0,2
19	<1	592	5	76	54	<0,5	<1	1,7	52	4	8	9	4	<0,5	3	212	<0,2
20	<1	503	6	84	50	<0,5	<1	2,3	54	3	8	3	2	<0,5	4,2	239	<0,2
21	<1	711	7	84	57	<0,5	<1	8,1	67	4	9	4	2,7	<0,5	5,4	242	<0,2
22	<1	1 780	9,5	95	70	<0,5	<1	7,4	129	4	11	3	4,2	<0,5	8,8	472	<0,2
23	<1	1 760	6	80	73	<0,5	1	7,8	122	4	10	8	5,1	<0,5	6,9	391	<0,2
24	<1	1 890	8,4	87	66	<0,5	<1	9,7	151	6	12	10	4,1	<0,5	8,5	497	<0,2
25	<1	1 400	9,7	89	61	<0,5	<1	7,7	92	4	9	6	2,7	<0,5	7,4	324	<0,2
26	<1	1 840	8	78	76	<0,5	1	11,2	134	5	12	10	4,3	<0,5	11	570	<0,2
27	<1	295	8,4	81	43	<0,5	<1	1,1	34	3	4	2	4	<0,5	3	165	<0,2
28	<1	237	5,8	79	43	<0,5	<1	1,3	41	3,3	4	3	3,4	<0,5	4,4	145	<0,2
29	<1	1 590	6	90	66	<0,5	<1	7,6	125	4	9	10	4	<0,5	8,5	420	<0,2
30	<1	1 140	6,2	91	55	<0,5	<1	6,2	91	5	8	5	3	<0,5	6,9	282	<0,2
31	<1	1 030	4,8	83	54	<0,5	<1	5,8	93	11	10	6	4	<0,5	7	320	<0,2

3. melléklet. A vizsgált tisztított szennyvízminták elemtartalma

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1	<1	<10	5,2	83	25	<0,5	<1	<1	8	4,1	2	<1	3,3	<0,5	<1	34	<0,2
2	<1	<10	5,4	81	27	<0,5	<1	<1	11	2,3	5	<1	1,4	<0,5	1	71	<0,2
3	<1	<10	6,1	78	25	<0,5	<1	<1	10	2,7	6	<1	1,2	<0,5	<0,5	39	<0,2
4	<1	<10	7	86	44	<0,5	<1	<1	5	2	<2	<1	3	<0,5	3,7	24	<0,2
5	<1	<10	8	90	44	<0,5	<1	<1	19	3	2	<1	<1	<0,5	1,2	52	<0,2
6	<1	<10	7,1	80	40	<0,5	<1	<1	6	2	2	<1	<1	<0,5	1	4	<0,2
7	<1	<10	5,4	78	31	<0,5	<1	<1	22	2	3	<1	3	<0,5	<1	5	<0,2
8	<1	<10	8	92	49	<0,5	<1	<1	11	3	7	1	4,1	<0,5	2,2	55	<0,2
9	<1	<10	6	80	45	<0,5	<1	<1	8	1,7	6	<1	3,3	<0,5	2	14	<0,2
10	<1	11	6,9	81	74	<0,5	<1	<1	13	3,2	4	<1	4	<0,5	4,4	63	<0,2
11	<1	<10	7	75	48	<0,5	<1	<1	5	2	<2	<1	2	<0,5	<1	15	<0,2
12	<1	<10	5	68	37	<0,5	<1	<1	6	2	2	<1	2,3	<0,5	1	24	<0,2
13	<1	<10	5,9	74	38	<0,5	<1	<1	7	2	<2	<1	<1	<0,5	1,1	11	<0,2
14	<1	<10	6,1	68	32	<0,5	<1	<1	<5	2	8	<1	1	<0,5	1	11	<0,2
15	<1	<10	4,9	51	31	<0,5	<1	<1	<5	2	2	<1	2,1	<0,5	<1	2	<0,2
16	<1	<10	6,1	85	23	<0,5	<1	<1	5	2	2	<1	3,2	<0,5	<1	22	<0,2
17	<1	<10	4,1	78	28	<0,5	<1	<1	<5	2	<2	<1	2	<0,5	<1	24	<0,2
18	<1	<10	7,2	81	41	<0,5	<1	<1	14	2	3	<1	3	<0,5	1	62	<0,2
19	<1	21	4	73	41	<0,5	<1	<1	<5	3	<2	<1	3,8	<0,5	<1	23	<0,2
20	<1	<10	5	75	40	<0,5	<1	<1	6	2	2	<1	<1	<0,5	<1	21	<0,2
21	<1	<10	5	75	35	<0,5	<1	<1	8	2	2	<1	1,3	<0,5	1	27	<0,2
22	<1	<10	6,6	83	40	<0,5	<1	<1	31	2	2	<1	3,9	<0,5	2,3	68	<0,2
23	<1	<10	4	74	41	<0,5	<1	<1	19	2	<2	<1	3,6	<0,5	1	43	<0,2
24	<1	<10	7	78	38	<0,5	<1	<1	18	3	<2	<1	3,2	<0,5	<1	28	<0,2
25	<1	<10	6	82	51	<0,5	<1	<1	19	2	2	<1	1,6	<0,5	2,4	41	<0,2
26	<1	<10	6	71	47	<0,5	<1	<1	25	3	<2	<1	4	<0,5	3,2	47	<0,2
27	<1	<10	6,3	71	31	<0,5	<1	<1	<5	2	<2	<1	2	<0,5	<1	8	<0,2
28	<1	<10	5	74	30	<0,5	<1	<1	5	2	<2	<1	2,3	<0,5	1	5	<0,2
29	<1	<10	4,1	80	47	<0,5	<1	<1	13	2	2	<1	3	<0,5	2,2	30	<0,2
30	<1	<10	5	79	36	<0,5	<1	<1	18	2,3	<2	<1	2	<0,5	2,1	23	<0,2
31	<1	<10	3,7	65	33	<0,5	<1	<1	13	4	2	<1	2	<0,5	1	19	<0,2

4. melléklet. A vizsgált víztelenített szennyvíziszap minták elemtartalma

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	mg/kg sz.a.			mg/kg sz.a.			mg/kg sz.a.			mg/kg sz.a.			mg/kg sz.a.				
1	4,01	2 442	9,12	35,9	80,1	0,472	3,83	29,1	233	8,92	21,1	20,1	6,22	2,88	20,1	866	0,355
2	3,44	2 710	7,24	34,8	100,8	0,468	3,48	29,8	239	6,7	38,7	18,1	10,1	3,74	23,7	762	0,434
3	2,23	2 580	6,3	29,1	92,4	0,439	2,8	24,1	188	7,62	34,8	19,1	5,15	2,32	20,1	712	0,343
4	<0,2	3 740	10,4	39,7	133	0,722	3,26	27,4	230	7,77	33,1	20,2	4,18	<1	20,1	711	<0,1
5	<0,2	2 447	6,87	38,8	125	0,65	2,9	27,6	341	9,11	40,5	17,5	2,69	<1	29,4	1 170	0,222
6	<0,2	4 010	11,8	41	101	0,776	3,59	33	188	7,11	21,1	22,8	4,99	<1	19,5	750	<0,1
7	<0,2	2 530	8,2	33,7	102	0,639	2,63	23,3	235	7,29	31,3	17,8	2,24	<1	24,2	870	0,44
8	<0,2	3 240	11,1	37,4	132	0,708	3,12	27,5	417	8,38	38,1	24,4	2,19	<1	29,4	1 110	0,321
9	<0,2	3 500	9,8	35,3	111	0,679	3,48	27,3	231	7,99	46,2	18,4	2,18	<1	19,4	867	0,418
10	2,23	2 580	6,3	39,6	86,2	0,472	3,12	27,5	402	11,1	43,1	18,1	10,1	<1	27,7	1 144	0,12
11	<0,2	3 480	9,55	34,6	131	0,681	3,01	28,6	206	7,25	19	18,9	4,1	<1	19,4	840	0,129
12	<0,2	3 940	7,11	39,1	104	0,445	3,02	26	169	7,87	23	22,3	5,77	<1	13,6	740	0,27
13	1,85	2 920	6,1	28,4	72,2	0,41	2,4	21,9	180	6,1	18,5	19,5	7,1	<1	11,1	706	0,298
14	<0,2	4 530	10,1	46,2	144	0,807	3,66	32,3	301	6,21	46,8	21,7	7,22	<1	14,5	934	0,325
15	<0,2	3 010	9,88	37,6	108	0,727	3,18	27,8	249	5,44	21,4	23,4	8,23	<1	22,5	960	<0,1
16	<0,2	3 310	9	36,5	127	0,718	3,06	26,4	286	7,63	34,7	19,2	3,61	<1	22,2	975	0,22
17	<0,2	3 920	12,3	39	122	0,776	3,59	32,8	292	7,82	28,1	22,7	4,51	<1	21,1	988	<0,1
18	<0,2	3 860	9,9	42,3	132	0,855	3,48	28,8	343	10,49	36,3	23,8	3,26	<1	27,1	1 210	0,162
19	<0,2	3 220	4,55	24,7	73	0,7	3,14	25,5	177	6,4	32	18,5	1,55	<1	14,2	871	0,133
20	<0,2	3 650	4,8	35,4	71	0,54	3	25,1	203	5,5	27	17,8	1,64	<1	14,8	899	<0,1
21	<0,2	4 110	8,89	39,5	133	0,847	3,23	27	273	7,69	31,6	20,9	2,04	<1	21,8	987	0,135
22	<0,2	2 880	8,94	36,7	125	0,72	3,03	27,6	311	8,63	38,6	18,9	2,43	<1	26,2	1 136	0,215
23	<0,2	3 170	7,61	35,5	117	0,674	2,83	26,8	288	7,3	31,9	19,1	2,03	<1	23,2	1 192	0,164
24	<0,2	3 760	6,69	35,8	117	0,62	2,86	27	295	8,97	34,1	18,8	2,61	<1	23,6	1 335	0,332
25	<0,2	3 170	8,78	38,6	105	0,691	2,83	24,4	271	7,61	31,9	18,6	2,36	<1	21,6	1 108	0,166
26	1,55	2 440	8,55	33	117	0,511	3,11	27,7	322	6,88	29,7	15,6	2,11	<1	27,8	1 542	0,366
27	<0,2	3 210	7,12	42,3	82	0,74	3,13	27,1	161	5,33	17,1	23,1	7,01	<1	13,5	701	0,125
28	<0,2	4 190	6,23	40,3	115	0,684	3,3	25,5	162	6,66	18,6	18,4	2,46	<1	17,3	655	<0,1
29	<0,2	3 320	7,88	40,6	114	0,64	3,16	28,9	340	7,34	34	21	2,25	<1	25	1 410	0,465
30	<0,2	3 770	7,55	41,3	120	0,654	3,14	26	261	8,22	34	20,1	2,85	<1	21,7	994	0,282
31	1,98	3 110	5,71	40,5	88,3	0,211	2,88	27,5	355	13,1	34,8	18,1	10,1	<1	27,7	1 210	0,44

5. melléklet. A nyers szennyvízzel érkező elem mennyiségek

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>
1	-	1808,7	38,7	478,9	198,7	-	-	30,1	305,7	28,5	35,7	9,2	26,5	-	25,0	1070,0	-
2	-	1892,2	34,1	431,6	225,9	-	-	33,6	266,0	17,1	70,3	11,0	18,6	-	27,1	973,7	-
3	-	1173,5	38,3	422,3	216,0	-	-	25,0	309,3	23,1	98,2	8,8	12,3	-	23,6	1055,7	-
4	-	1271,1	55,6	537,8	366,7	-	-	19,6	317,8	24,4	48,9	6,1	23,8	-	37,9	1045,0	-
5	5,4	6048,0	48,6	599,4	378,0	-	-	49,7	712,8	32,4	59,4	43,2	9,7	-	43,7	2165,4	-
6	-	1737,0	68,6	618,8	372,8	-	-	21,6	365,3	27,6	44,7	7,5	24,6	-	39,5	1289,7	-
7	-	2793,8	50,7	661,7	352,9	-	-	13,2	529,3	25,7	73,5	29,4	27,9	-	39,0	1374,8	-
8	5,7	9518,4	58,5	567,7	430,1	-	5,7	44,2	659,4	28,7	91,7	51,6	28,7	-	49,9	1800,5	-
9	-	3364,5	44,6	497,8	371,9	-	-	20,0	331,9	19,5	125,9	17,2	24,0	-	36,6	1133,0	-
10	5,6	12508,2	44,1	519,3	564,0	-	5,6	69,2	670,1	33,5	83,8	72,6	35,2	-	65,3	1943,2	-
11	-	1887,4	48,7	464,9	453,9	-	-	22,7	260,1	22,1	27,7	11,1	16,1	-	29,3	1095,9	-
12	-	2820,4	34,1	442,1	302,2	-	-	10,6	218,2	22,4	39,2	11,2	22,9	-	22,4	951,3	-
13	-	1761,9	43,0	540,2	300,8	-	-	37,4	257,8	18,4	30,7	12,3	16,6	-	21,5	927,0	-
14	-	1347,1	46,3	523,2	348,8	-	-	13,8	354,8	19,2	132,3	12,0	16,8	-	25,9	1281,0	-
15	-	1225,8	36,5	478,0	269,9	-	-	5,6	275,5	16,9	39,4	5,6	21,9	-	27,6	1152,7	-
16	-	3358,3	42,2	527,2	263,6	-	-	14,8	374,3	21,1	47,4	31,6	21,1	-	29,0	1186,2	-
17	-	3398,8	37,0	462,2	288,2	-	-	37,5	277,3	21,8	38,1	27,2	16,3	-	27,2	1261,6	-
18	-	7584,7	58,0	474,0	379,2	-	-	41,3	607,9	27,9	66,9	72,5	25,1	-	39,0	2158,3	-
19	-	3508,2	29,6	450,4	320,0	-	-	10,1	308,2	23,7	47,4	53,3	23,7	-	17,8	1256,3	-
20	-	3040,1	36,3	507,7	302,2	-	-	13,9	326,4	18,1	48,4	18,1	12,1	-	25,4	1444,5	-
21	-	4421,7	43,5	522,4	354,5	-	-	50,4	416,7	24,9	56,0	24,9	16,8	-	33,6	1505,0	-
22	-	9361,0	50,0	499,6	368,1	-	-	38,9	678,4	21,0	57,8	15,8	22,1	-	46,3	2482,2	-
23	-	9321,0	31,8	423,7	386,6	-	5,3	41,3	646,1	21,2	53,0	42,4	27,0	-	36,5	2070,7	-
24	-	9896,0	44,0	455,5	345,6	-	-	50,8	790,6	31,4	62,8	52,4	21,5	-	44,5	2602,3	-
25	-	7509,6	52,0	477,4	327,2	-	-	41,3	493,5	21,5	48,3	32,2	14,5	-	39,7	1737,9	-
26	-	10134,7	44,1	429,6	418,6	-	5,5	61,7	738,1	27,5	66,1	55,1	23,7	-	60,6	3139,6	-
27	-	1786,2	50,9	490,5	260,4	-	-	6,7	205,9	18,2	24,2	12,1	24,2	-	18,2	999,1	-
28	-	1344,7	32,9	448,2	244,0	-	-	7,4	232,6	18,7	22,7	17,0	19,3	-	25,0	822,7	-
29	-	8749,8	33,0	495,3	363,2	-	-	41,8	687,9	22,0	49,5	55,0	22,0	-	46,8	2311,3	-
30	-	6239,2	33,9	498,0	301,0	-	-	33,9	498,0	27,4	43,8	27,4	16,4	-	37,8	1543,4	-
31	-	5779,3	26,9	465,7	303,0	-	-	32,5	521,8	61,7	56,1	33,7	22,4	-	39,3	1795,5	-

6. melléklet. A tisztított szennyvízzel távozó elem mennyiségek

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>
1	-	-	26,5	422,9	127,4	-	-	-	40,8	20,9	10,2	-	16,8	-	-	173,2	-
2	-	-	27,1	406,5	135,5	-	-	-	55,2	11,5	25,1	-	7,0	-	5,0	356,3	-
3	-	-	30,0	383,0	122,8	-	-	-	49,1	13,3	29,5	-	5,9	-	-	191,5	-
4	-	-	42,8	525,5	268,9	-	-	-	30,6	12,2	-	-	18,3	-	22,6	146,7	-
5	-	-	43,2	486,0	237,6	-	-	-	102,6	16,2	10,8	-	-	-	6,5	280,8	-
6	-	-	52,9	596,4	298,2	-	-	-	44,7	14,9	14,9	-	-	-	7,5	29,8	-
7	-	-	39,7	573,5	227,9	-	-	-	161,7	14,7	22,1	-	22,1	-	-	36,8	-
8	-	-	45,9	527,5	281,0	-	-	-	63,1	17,2	40,1	5,7	23,5	-	12,6	315,4	-
9	-	-	34,3	457,8	257,5	-	-	-	45,8	9,7	34,3	-	18,9	-	11,4	80,1	-
10	-	61,4	38,5	452,3	413,2	-	-	-	72,6	17,9	22,3	-	22,3	-	24,6	351,8	-
11	-	-	38,7	415,1	265,7	-	-	-	27,7	11,1	-	-	11,1	-	-	83,0	-
12	-	-	28,0	380,5	207,1	-	-	-	33,6	11,2	11,2	-	12,9	-	5,6	134,3	-
13	-	-	36,2	454,3	233,3	-	-	-	43,0	12,3	-	-	-	-	6,8	67,5	-
14	-	-	36,7	409,0	192,4	-	-	-	-	12,0	48,1	-	6,0	-	6,0	66,2	-
15	-	-	27,6	286,8	174,3	-	-	-	-	11,2	11,2	-	11,8	-	-	11,2	-
16	-	-	32,2	448,1	121,3	-	-	-	26,4	10,5	10,5	-	16,9	-	-	116,0	-
17	-	-	22,3	424,2	152,3	-	-	-	-	10,9	-	-	10,9	-	-	130,5	-
18	-	-	40,2	451,7	228,7	-	-	-	78,1	11,2	16,7	-	16,7	-	5,6	345,8	-
19	-	124,4	23,7	432,6	243,0	-	-	-	-	17,8	-	-	22,5	-	-	136,3	-
20	-	-	30,2	453,3	241,8	-	-	-	36,3	12,1	12,1	-	-	-	-	126,9	-
21	-	-	31,1	466,4	217,7	-	-	-	49,8	12,4	12,4	-	8,1	-	6,2	167,9	-
22	-	-	34,7	436,5	210,4	-	-	-	163,0	10,5	10,5	-	20,5	-	12,1	357,6	-
23	-	-	21,2	391,9	217,1	-	-	-	100,6	10,6	-	-	19,1	-	5,3	227,7	-
24	-	-	36,7	408,4	199,0	-	-	-	94,2	15,7	-	-	16,8	-	-	146,6	-
25	-	-	32,2	439,8	273,6	-	-	-	101,9	10,7	10,7	-	8,6	-	12,9	219,9	-
26	-	-	33,0	391,1	258,9	-	-	-	137,7	16,5	-	-	22,0	-	17,6	258,9	-
27	-	-	38,1	429,9	187,7	-	-	-	-	12,1	-	-	12,1	-	-	48,4	-
28	-	-	28,4	419,9	170,2	-	-	-	28,4	11,3	-	-	13,1	-	5,7	28,4	-
29	-	-	22,6	440,2	258,6	-	-	-	71,5	11,0	11,0	-	16,5	-	12,1	165,1	-
30	-	-	27,4	432,4	197,0	-	-	-	98,5	12,6	-	-	10,9	-	11,5	125,9	-
31	-	-	20,8	364,7	185,2	-	-	-	72,9	22,4	11,2	-	11,2	-	5,6	106,6	-

7. melléklet. A víztelenített iszappal távozó elem mennyiségek

Minta	Ag	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sb	Sn	Zn	Hg
	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>	<i>g/nap</i>
1	4,57	2781,3	10,39	40,9	91,2	0,54	4,36	33,1	265,4	10,16	24,0	22,9	7,08	3,28	22,9	986,3	0,40
2	3,69	2905,5	7,76	37,3	108,1	0,50	3,73	31,9	256,2	7,18	41,5	19,4	10,83	4,01	25,4	817,0	0,47
3	2,89	3348,4	8,18	37,8	119,9	0,57	3,63	31,3	244,0	9,89	45,2	24,8	6,68	3,01	26,1	924,0	0,45
4	-	4825,5	13,42	51,2	171,6	0,93	4,21	35,4	296,8	10,03	42,7	26,1	5,39	-	25,9	917,4	-
5	-	2738,6	7,69	43,4	139,9	0,73	3,25	30,9	381,6	10,20	45,3	19,6	3,01	-	32,9	1309,4	0,25
6	-	6805,2	20,03	69,6	171,4	1,32	6,09	56,0	319,0	12,07	35,8	38,7	8,47	-	33,1	1272,8	-
7	-	3927,2	12,73	52,3	158,3	0,99	4,08	36,2	364,8	11,32	48,6	27,6	3,48	-	37,6	1350,5	0,68
8	-	3824,3	13,10	44,1	155,8	0,84	3,68	32,5	492,2	9,89	45,0	28,8	2,58	-	34,7	1310,2	0,38
9	-	4403,4	12,33	44,4	139,7	0,85	4,38	34,3	290,6	10,05	58,1	23,1	2,74	-	24,4	1090,8	0,53
10	2,84	3281,1	8,01	50,4	109,6	0,60	3,97	35,0	511,2	14,12	54,8	23,0	12,84	-	35,2	1454,9	0,15
11	-	4297,5	11,79	42,7	161,8	0,84	3,72	35,3	254,4	8,95	23,5	23,3	5,06	-	24,0	1037,3	0,16
12	-	4828,8	8,71	47,9	127,5	0,55	3,70	31,9	207,1	9,65	28,2	27,3	7,07	-	16,7	906,9	0,33
13	2,30	3635,8	7,60	35,4	89,9	0,51	2,99	27,3	224,1	7,60	23,0	24,3	8,84	-	13,8	879,1	0,37
14	-	6025,4	13,43	61,5	191,5	1,07	4,87	43,0	400,4	8,26	62,2	28,9	9,60	-	19,3	1242,3	0,43
15	-	3516,9	11,54	43,9	126,2	0,85	3,72	32,5	290,9	6,36	25,0	27,3	9,62	-	26,3	1121,7	-
16	-	3669,3	9,98	40,5	140,8	0,80	3,39	29,3	317,0	8,46	38,5	21,3	4,00	-	24,6	1080,8	0,24
17	-	4733,0	14,85	47,1	147,3	0,94	4,33	39,6	352,6	9,44	33,9	27,4	5,45	-	25,5	1192,9	-
18	-	4682,2	12,01	51,3	160,1	1,04	4,22	34,9	416,1	12,72	44,0	28,9	3,95	-	32,9	1467,7	0,20
19	-	3932,0	5,56	30,2	89,1	0,85	3,83	31,1	216,1	7,82	39,1	22,6	1,89	-	17,3	1063,6	0,16
20	-	4902,9	6,45	47,6	95,4	0,73	4,03	33,7	272,7	7,39	36,3	23,9	2,20	-	19,9	1207,6	-
21	-	5443,5	11,77	52,3	176,2	1,12	4,28	35,8	361,6	10,19	41,9	27,7	2,70	-	28,9	1307,2	0,18
22	-	3199,5	9,93	40,8	138,9	0,80	3,37	30,7	345,5	9,59	42,9	21,0	2,70	-	29,1	1262,0	0,24
23	-	3711,2	8,91	41,6	137,0	0,79	3,31	31,4	337,2	8,55	37,3	22,4	2,38	-	27,2	1395,5	0,19
24	-	4405,2	7,84	41,9	137,1	0,73	3,35	31,6	345,6	10,51	40,0	22,0	3,06	-	27,6	1564,1	0,39
25	-	3689,2	10,22	44,9	122,2	0,80	3,29	28,4	315,4	8,86	37,1	21,6	2,75	-	25,1	1289,5	0,19
26	1,92	3015,9	10,57	40,8	144,6	0,63	3,84	34,2	398,0	8,50	36,7	19,3	2,61	-	34,4	1905,9	0,45
27	-	4466,5	9,91	58,9	114,1	1,03	4,36	37,7	224,0	7,42	23,8	32,1	9,75	-	18,8	975,4	0,17
28	-	5193,9	7,72	50,0	142,6	0,85	4,09	31,6	200,8	8,26	23,1	22,8	3,05	-	21,4	811,9	-
29	-	3794,3	9,01	46,4	130,3	0,73	3,61	33,0	388,6	8,39	38,9	24,0	2,57	-	28,6	1611,4	0,53
30	-	4173,8	8,36	45,7	132,9	0,72	3,48	28,8	289,0	9,10	37,6	22,3	3,16	-	24,0	1100,5	0,31
31	2,45	3850,0	7,07	50,1	109,3	0,26	3,57	34,0	439,5	16,22	43,1	22,4	12,50	-	34,3	1497,9	0,54

8. melléklet. A vizsgált víztelenített szennyvíziszap minták tápanyagtartalma

Minta	N	P	Ca	K	Mg	Mn
	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>mg/kg sz.a.</i>	<i>mg/kg sz.a.</i>
1	48 700	16 900	36 600	5 660	6 320	188
2	45 200	16 700	38 700	4 860	6 480	179
3	29 900	18 200	36 200	4 470	7 240	172
4	43 500	16 800	36 300	5 670	6 920	162
5	37 400	17 200	40 500	3 650	6 740	177
6	46 500	14 400	41 700	3 920	7 110	205
7	43 600	14 900	37 500	5 820	6 670	147
8	39 800	16 900	41 000	6 810	7 790	168
9	40 800	16 100	39 100	6 330	7 560	146
10	36 700	17 300	39 700	4 700	6 800	168
11	42 600	15 900	35 100	5 480	6 990	140
12	47 800	18 400	37 100	5 410	7 870	192
13	40 500	17 100	42 100	5 610	6 550	157
14	51 200	17 600	40 300	5 450	7 890	169
15	40 100	16 000	37 700	4 810	7 400	154
16	35 000	15 500	37 100	4 430	7 030	152
17	37 200	15 900	38 400	3 770	7 260	160
18	39 800	16 700	36 000	3 980	6 840	155
19	34 200	15 900	35 400	5 570	7 410	171
20	52 100	15 500	39 800	5 880	6 210	166
21	54 500	15 800	36 300	3 450	6 520	160
22	38 000	15 800	36 000	3 240	6 860	155
23	41 200	15 200	33 800	3 320	6 240	146
24	49 100	15 300	35 900	3 790	6 530	157
25	34 100	16 900	34 700	3 220	6 640	156
26	52 300	14 700	24 700	5 210	6 870	146
27	37 800	15 200	39 500	4 870	6 550	185
28	51 100	17 100	35 200	3 070	6 650	167
29	28 700	17 300	37 100	2 920	7 140	170
30	27 800	18 000	36 200	3 120	6 780	161
31	26 900	16 300	38 100	5 090	7 320	182