

DEBRECENI EGYETEM
Agrártudományi Centrum
Mezőgazdaságtudományi Kar
Környezetgazdálkodási és Műszaki Tanszék

**INTERDISZCIPLINÁRIS AGRÁR- ÉS TERMÉSZETTUDOMÁNYOK DOKTORI
ISKOLA**

Doktori Iskola vezető:
Prof. Dr. Nagy János
az MTA doktora

Témavezetők:
Prof. Dr. Thyll Szilárd
professor emeritus, a mezőgazdasági tudomány kandidátusa

Dr. habil. Simon László
a mezőgazdasági tudomány kandidátusa

**TELEPÜLÉSI SZENYVÍZISZAPOK TERMESZTETT NÖVÉNYEKRE ÉS
TALAJRA GYAKOROLT HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA**

Készítette:
Uri Zsuzsanna Edit
doktorjelölt

Debrecen
2007

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS	4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	8
2.1. Települési szennyvíziszapok hasznosítási lehetőségei	8
2.2. A települési szennyvíztisztítás technológiái, eljárásai, műveletei	10
2.3. Települési szennyvíziszapok kezelése hasznosítás előtt	11
2.4. Települési szennyvíziszapok elhelyezése mezőgazdasági területen	16
2.4.1. Előnyök	16
2.4.1.1. Szerves anyag	16
2.4.1.2. Szervetlen anyagok	17
2.4.1.3. Hasznos mikroorganizmusok	19
2.4.2. Kockázatok	20
2.4.2.1. Potenciálisan toxikus nehézfémek	20
2.4.2.2. Szerves mikroszennyezők	27
2.4.2.3. Patogén mikroorganizmusok	28
2.5. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának hazai jogi szabályozása	29
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	31
3.1. Vizsgálati anyag	31
3.1.1. A települési szennyvíztisztítás és szennyvíziszap kezelés technológiái a vizsgált magyarországi nagyvárosok gyakorlatában	31
3.1.1.1. Nyíregyháza város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése	31
3.1.1.2. Debrecen város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése	32
3.1.1.3. Miskolc város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése	33
3.1.2. A kísérleti talaj és az alkalmazott szennyvíziszapok alapjellemzői	34
3.2. Települési szennyvíziszapok vizsgálata a talaj-növény rendszerben	36
3.2.1. Tenyészedényes kísérlet beállítása rozssal	37
3.2.2. Tenyészedényes kísérlet beállítása szudánifűvel	39
3.2.3. Tenyészedényes kísérlet beállítása őszi káposztarepcével	40
3.2.4. Tenyészedényes kísérlet beállítása takarmányborsóval	41
3.3. A talaj-, szennyvíziszap- és növényminták elemtartalmának meghatározása	42
3.3.1. A talaj- és szennyvíziszap minták előkészítése az elemanalízishez	42

3.3.2.	A növényminták előkészítése az elemanalízishez, szárazanyag-tartalom meghatározás.....	43
3.3.3.	Kivonatkészítés salétromsav – hidrogén-peroxid eleggyel az „összes” toxikuselem-tartalom meghatározásához.....	43
3.3.4.	Kalcium-kloridos kivonat készítése a „kicserélhető” toxikuselem-tartalom meghatározásához.....	44
3.3.5.	Lakanen-Erviö-féle talajkivonat készítése a „felvehető” nehézfém-tartalom meghatározásához.....	44
3.3.6.	Szekvens extrakció.....	45
3.3.7.	Talaj-, szennyvíziszap- és növényminták elemanalízise.....	45
3.4.	A szennyvíziszapok talajmikrobiológiai hatásainak vizsgálata.....	46
3.4.1.	A talaj-mikroorganizmusok számának meghatározása.....	47
3.4.2.	A talaj enzimaktivitásának vizsgálata.....	48
3.5.	Az eredmények statisztikai feldolgozása.....	52
4.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	53
4.1.	A kísérleti talaj és az alkalmazott települési szennyvíziszapok nehézfém-tartalma, valamint a nehézfémek jellemző kémiai formái	53
4.2.	Nehézfémek a talaj–növény rendszerben szennyvíziszap alkalmazások esetén.....	60
4.2.1.	A különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj elemösszetételére és „felvehető” elemtartalmára.....	60
4.2.1.1.	<i>A rozs jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma.....</i>	<i>60</i>
4.2.1.2.	<i>A szudánifű jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma.....</i>	<i>62</i>
4.2.1.3.	<i>Az őszi káposztarepce jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma.....</i>	<i>63</i>
4.2.1.4.	<i>A takarmányborsó jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma.....</i>	<i>65</i>
4.2.1.5.	<i>Települési szennyvíziszapok hatása a talaj „felvehető” elemtartalmára.....</i>	<i>67</i>
4.2.2.	Települési szennyvíziszapok hatása a jelzőnövények nehézfém-akkumulációjára.....	72
4.2.2.1.	<i>A rozs jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége.....</i>	<i>72</i>
4.2.2.2.	<i>A szudánifű jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége.....</i>	<i>74</i>
4.2.2.3.	<i>Az őszi káposztarepce jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége..</i>	<i>77</i>
4.2.2.4.	<i>A takarmányborsó jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége.....</i>	<i>79</i>
4.2.2.5.	<i>A talaj „felvehető” elemtartalma és a növényi nehézfém-felvétel közötti kapcsolat értékelése.....</i>	<i>82</i>
4.3.	A takarmánynövények szárazanyag-hozama szennyvíziszapokkal kezelt talajon.....	86

4.3.1. Települési szennyvíziszapok hatása a rozs jelzőnövény szárazanyag-hozamára.....	86
4.3.2. Települési szennyvíziszapok hatása a szudánifű jelzőnövény szárazanyag-hozamára.....	87
4.3.3. Települési szennyvíziszapok hatása az őszi káposztarepce jelzőnövény szárazanyag-hozamára.....	89
4.3.4. Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó jelzőnövény szárazanyag-hozamára.....	90
4.4. A települési szennyvíziszapok talajmikrobiológiai folyamatokra gyakorolt hatása.....	91
4.4.1. A mikroorganizmusok számának alakulása szennyvíziszapokkal kezelt talajban.....	91
4.4.2. Szennyvíziszapokkal kezelt talaj biológiai aktivitása.....	93
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK.....	96
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	100
7. SUMMARY.....	102
8. IRODALOMJEGYZÉK.....	104
9. PUBLIKÁCIÓSJEGYZÉK.....	119
MELLÉKLETEK.....	122
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

A víziközmű-ellátás és -szolgáltatás kérdései hazánk Európai Unióhoz történő csatlakozása után az elmúlt években fokozottan előtérbe kerültek (GAZDAG, 2003). A szennyvízelvezetés, szennyvíztisztítás fejlett európai országokhoz viszonyított elmaradásának felszámolása környezetvédelmi szempontból is egyre sürgetőbb feladat. Magyarország települési szennyvizeinek ártalommentes kezelése és elhelyezése – a települési szennyvíztisztításról szóló 91/271/EGK irányelv, illetve a 2000/60/EK Vízkerektirányelv szerint – alapvető követelmény. Az EU csatlakozással vállalt kötelezettségünk a 2000 lakosegyenérték (LEÉ) feletti települések szennyvíz-kibocsátásaira, a közműves szennyvíz-elvezetés kiépítésére és a szennyvizek megfelelő mértékű tisztítására vonatkozik (RESS és MÁTYÁS, 2004). A Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és -tisztítási Megvalósítási Program előrehaladásával a települési szennyvíziszapok jelenlegi mennyisége (évi mintegy 1 millió t 25-30%-os átlagos szárazanyag-tartalommal) várhatóan több mint kétszeresére növekszik (25/2002. (II.27.) Kormányrendelet; 163/2004. (V. 21.) Kormányrendelet; KvVM, 2002), amelynek ártalommentes elhelyezéséről, hasznosításáról feltétlenül gondoskodni kell (THYLL, 1998). Az Európai Unióban régóta és egyre nagyobb mennyiségben használnak fel szennyvíziszapot a mezőgazdaságban talajjavítás és tápanyag utánpótlás céljából. Hazánkban az EU-direktívákkal megegyezően a mezőgazdasági elhelyezésben és hasznosításban rejlő lehetőségeket kell előtérbe helyezni (PÁLNÉ, 1996; JUHÁSZ, 2000; SZABÓ és RÉMAI, 2000).

A szennyvíziszapok körültekintő mezőgazdasági felhasználása fokozhatja a talajok termékenységét, és pozitív hatást gyakorolhat a termésátlagra (SZLÁVIK et al., 1984; SZILI-KOVÁCS, 1985; SIMON és SZENTE, 2000; HAIDEKKER, 2002). A települési szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása során nagy mennyiségű hasznos szerves anyag és a növények által közvetlenül felhasználható tápanyag (főleg nitrogén, foszfor és mikroelem) kerül a talajba (SOLEROVIRA et al., 1996; VERMES, 2003).

Számos vizsgálat (SZLÁVIK et al., 1984; TAMÁS és FILEP, 1995; BERTI és JACOBS, 1996; MORENOCASELLES et al., 1997; SIMON et al., 2000; SILVEIRA et al., 2003) bizonyítja azonban, hogy a hasznos anyagok mellett az iszapokban patogén mikroorganizmusok és toxikus szennyezőanyagok is előfordulhatnak, utóbbiak közül egyes szerves szennyezőanyagok, valamint a nehézfémek veszélyesek.

A potenciálisan toxikus nehézfémek a biogeokémiai körforgalomban jellemző kölcsönhatásaik révén jelentős környezeti kockázatot képviselhetnek. A hazai települési szennyvíziszapok viszonylag kis nehézfém-koncentrációja (HAIDEKKER, 2002) ellenére az iszapok nehézfém-tartalma és azok felvehetősége jelenti a mezőgazdasági felhasználás egyik legfontosabb korlátozó tényezőjét (TAMÁS, 1995b; SOLERROVIRA et al., 1996; VERMES, 2003; AMIR et al., 2005). A szennyvíziszapok szakszerűtlen kijuttatása megnövelheti a talaj nehézfém-tartalmát. A nehézfémek felvehetővé válhatnak a termesztett növények számára, bekerülhetnek azok vegetatív és generatív szerveibe és a talaj–növény rendszeren keresztül a táplálékláncba (KÁDÁR, 1995, 1999, SILVEIRA et al., 2003).

A szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése során tehát figyelemmel kell lenni arra, hogy humuszképző hatásuk és tápanyagértékük hasznosítása mellett elkerüljük, vagy minimálisra csökkentjük a talajra, a felszíni és felszín alatti vizekre, valamint a növényekre, az állatokra és az emberek egészségére gyakorolt káros hatást. Mindez csak abban az esetben lehetséges, ha a kezelt talajokban végbemenő kémiai és biológiai folyamatokat ismerjük és céljainknak megfelelően irányítani tudjuk.

A szennyvíziszap–talaj–növény kapcsolatának vizsgálatára irányuló kutatások a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karán több évre nyúlnak vissza. Kutatómunkám során a vizsgálandó szennyvíziszapok kiválasztásánál alapvetően az motivált, hogy három különböző módon előkezelt települési szennyvíziszap hatását vizsgáljam és hasonlítsam össze. A szennyvíztisztító telepeken keletkező iszapot sokféleképpen kezelik a jó hatásfokú és eredményes végső elhelyezés, illetve hasznosítás előkészítése érdekében. A három kiválasztott előkezelés, a nyíregyházi rothasztás után történő komposztálás, a debreceni anaerob módon történő rothasztás és víztelenítés, valamint a miskolci granulálás és ásványi anyagokkal való keverés a települési szennyvíziszapok kezelésének három olyan módját jelenti, amelyek valamelyikének gyakorlati alkalmazása széles körben várható. A szennyvíziszapok kiválasztásánál továbbá szempont volt, hogy három olyan nagyváros szennyvíziszapját hasonlítsam össze, amelynek eredete heterogén összetételt és nagyobb mennyiségű fémszennyeződést feltételez.

Célkitűzésem arra irányult, hogy összehasonlítsam a többszöri, kis dózisokban alkalmazott szennyvíziszap terhelések takarmánynövényekre és talajra gyakorolt hatását a két részletben alkalmazott, nagyobb dózisú terhelések hatásával, illetve utóhatásával.

Kutatásaim során a fentiek figyelembevételével az alábbi célkitűzéseket fogalmaztam meg:

1. A kísérleti talaj és az alkalmazott települési szennyvíziszapok kémiai vizsgálata:

A tenyészedényes kísérletekhez használt alaptalaj, valamint a nyíregyházi földmedencében rothasztott, búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott, majd víztelenített szennyvíziszap, és a miskolci riolittufa örleménnyel és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap „összes” nehézfém-tartalmának (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb és Zn) meghatározása.

A vizsgált nehézfémek jellemző kémiai formáinak elemzése a kísérleti talajban és a különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapokban: a kezeletlen talaj és az alkalmazott települési szennyvíziszapok potenciálisan „felvehető” és „kicserélhető” (potenciálisan kimosódó) elemtartalmának vizsgálata, valamint az iszapokban lévő nehézfémek kötésformáinak háromlépcsős frakcionált fémkivonási módszerrel való elemzése.

2. Nehézfémek vizsgálata a talaj–növény rendszerben szennyvíziszap alkalmazások esetén:

Iszapterheléses tenyészedényes kísérletsorozat beállítása 2001-2003 között a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének növénynevelő fényszobájában.

Az alkalmazott települési szennyvíziszapok talaj elemösszetételére gyakorolt hatásainak elemzése: a kezelt talaj nehézfém-tartalmában mutatkozó különbségek vizsgálata, a nehézfém-tartalom változásának nyomon követése a kísérletsorozat időtartama alatt, a kezelt talaj „felvehető” elemtartalmának elemzése.

A különbözőképpen előkezelt települési szennyvíziszapokkal kezelt talajon nevelt jelzőnövények (sorrendben: rozs, szudánifű, őszi káposztarepce, takarmányborsó) nehézfém-akkumulációjának vizsgálata, valamint a talaj „felvehető” elem tartalma és a növényi nehézfém-felvétel közötti kapcsolat értékelése.

3. A takarmánynövények szárazanyag-hozamának tanulmányozása szennyvíziszap alkalmazások esetén.

4. A települési szennyvíziszapok talajbiológiai hatásának tanulmányozása a takarmányborsó jelzőnövényes kísérletben: a talaj-mikroorganizmusok számának alakulására (összes baktérium- és mikroszkopikus gombaszám meghatározása), valamint néhány, a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása szempontjából fontos enzim aktivitására (foszfátáz-, ureáz-, dehidrogenáz- és cellulázaktivitás mérése).

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Települési szennyvíziszapok hasznosítási lehetőségei

A szennyvizek tisztítása során melléktermékként keletkezett szennyvíziszapok ártalommentes elhelyezése világszerte, így hazánkban is aktuális környezetvédelmi feladat (EPSTEIN, 2002, JUHÁSZ, 2002; VERMES, 2005). Tekintettel arra, hogy a szennyvíziszapokra a hulladékgazdálkodási politika prioritási csúcán álló megelőzés elve nem alkalmazható, csupán az ezt követő két lehetőség, a hasznosítás és az ártalmatlanítás közötti választás jöhet számításba. Az ártalmatlanítás azonban csak abban az esetben előzheti meg a hasznosítást, ha ez a megoldás környezetvédelmi szempontból kedvezőbb megítélés alá esik. A települési szennyvíziszapok tengerbe ömlesztésére, deponálására, elégetésére tehát csupán kényszermegoldásként lehet tekinteni, és semmiképpen sem jelenthetnek végleges megoldást.

Az Európai Unió tagországaiban az iszapok lerakásával kapcsolatos jogszabályok szigorodásával, azok tengerbe ömlesztése betiltásra került, valamint a települési hulladéklerakóban való elhelyezése töredékére esett vissza (PÁLNÉ, 1996). Ez a gyakorlat hazánkban sem folytatható tovább, mivel az uniós irányelvekkel összhangban a 2000. évi XLIII. hulladékgazdálkodásról szóló törvény X. fejezet 56. § 7. bekezdése a helyi hulladékgazdálkodási terv kapcsán a biológiailag lebomló szerves anyagok lerakóba történő fogadásának korlátozását írja elő.

A tagországok iszapgazdálkodását meghatározó tényező továbbá, hogy az iszapok elégetéséhez a meglévő égetőkapacitás nem elegendő, valamint részben a füstgázokra, a gázokkal szabadba jutó pernyére és a visszamaradó hamura vonatkozó emissziós határértékek betartásához szükséges járulékos beruházások miatt költséges is ez a kezelési mód (PÁLNÉ, 1996; HAIDEKKER, 2002). A fejlett országokban azonban – feltételezhetően a gépgyártó cégek nyomására – előrejelzésként igen jelentős tendenciát tulajdonítanak az iszap égetéssel történő megsemmisítésének (JUHÁSZ, 2002).

A felhasználás többféle lehetősége közül meghatározó az iszapok energetikai hasznosítása biogáz előállításal. Ez a megoldás a nagyobb szennyvíztisztító telepeknél terjedt el, ahol az iszap stabilizációja érdekében végzett anaerob iszaprothasztás során a szerves anyag energiatartalmának kinyerése a cél (2.3. fejezet).

A szennyvíziszapok folyamatos felvevő területe lehet továbbá a mezőgazdaság (2.4. fejezet), a tájrendezés és a környezet rekultiváció (JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

Rekultiválendő területnek azokat a területeket nevezzük, amelyeknek termékenysége, illetve művelhetősége az egyéb célú emberi beavatkozás (pl. bányászat, nagyarányú tereprendezés) következtében megromlott, (pl. meddőhányók, külszíni fejtések), és amelyek művelhetőségének helyreállítása, ismételt termővé tétele, növénytakaróval történő tájba illesztése szükséges. Ehhez olyan melioratív beavatkozásokra van szükség, amelyek körében első helyet kell kapnia a szerves anyagok nagyarányú bevitelének, valamint a növényi tápanyag-tartalom jelentős mértékű növelésének. Erre a célra kitűnően megfelelnek a települési szennyvíziszapok (VERMES és SZLÁVIK, 1983; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; VERMES, 2001). BENDFELDT et al. (2001) 16 éven át tartó kísérletükben azt tapasztalták, hogy a szennyvíziszap kezelés hatására nőtt a meddőhányó szervesanyag-tartalma, össznitrogén-tartalma és a talaj egyéb fizikai, kémiai paraméterei, mely pozitív hatás legkifejezettebben a kijuttatást követő 5. évben mutatkozott.

A mezőgazdasági elhelyezésnél a közeljövőben, talán a jelenleginél nagyobb súllyal jönnek majd számításba az energianövényt termelő területek (WHITTE, 2000; VERMES, 2003; JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004). Míg a meglévő erdőkben való iszapelhelyezést hazánkban a jelenleg hatályban lévő 1996. évi LIV. erdőtörvény és a törvény végrehajtásának szabályozásáról szóló 29/1997. (VI. 30.) FM rendelet nem engedélyezi, addig a speciálisan ilyen célra telepített faültetvények kiválóan alkalmasak az iszap rendszeres, folyamatos, egész éves fogadására. Különösen a gyors fejlődésű, nagy tápanyag- és vízigényű nyár- és fűzültetvények alkalmasak az iszapok elhelyezésére. A megtermelt biomassa részben energianyerésre (hőtermelés), részben a fafeldolgozó iparban (farostlemez, préselt termékek, stb.), illetve a papíriparban használható fel, tehát nem kerül be a táplálékláncba (SIMON, 2001b; VERMES, 2001).

Magyarországon az utóbbi évek szennyvízcsatornázási és szennyvíztisztítási fejlesztései, és a közműháló záródása következtében a szennyvíziszapok mennyisége folyamatosan nő (THYLL, 1998). Az évente összesen mintegy 70 millió tonna hulladékból közel 1 millió tonnát kitevő szennyvíziszapnak közel 40%-a hasznosításra, 50%-a lerakásra vagy tartós tárolásra kerül. A fennmaradó 10%-ot az égetés és az egyéb ártalmatlanítási eljárások adják. Hazánk hulladékgazdálkodási céljai között szerepel a szennyvíziszapok jelenlegi 40%-os hasznosítási arányának 2008-ra minimálisan 55%-ra növelése, valamint a hasznosításra nem alkalmas iszapok mennyiségének – a szennyvíz és az iszapok előkezelésével – a lehető legkisebbre csökkentése (KVVM, 2002). JUHÁSZ (2002) viszont arról számol be, hogy pontos adatszolgáltatások hiányában a hasznosított

és a lerakással elhelyezett iszapmennyiségek arányának megítélése igen eltérő, a mezőgazdasági területen történő iszapelhelyezés mértékének adatszórása 12 és 43% között változik.

2.2. A települési szennyvíztisztítás technológiai, eljárásai, műveletei

Közismert, hogy a társadalmi és ipari tevékenység egyre nagyobb mennyiségű szennyvizet produkál, amelynek megtisztítása a hidroszféra elszennyeződésének megakadályozása szempontjából elengedhetetlenül szükséges. A szennyvíz tisztítása során másodlagos anyagként szennyvíziszap keletkezik. Tekintettel arra, hogy a keletkező iszapok tulajdonságai, illetve környezetvédelmi, közegészségügyi problémái szorosan összefüggnek a szennyvízkezelés mikéntjével, szükségesnek tartom, hogy röviden foglalkozzak a települési szennyvizek tisztítási elveivel, technológiájával.

A települési szennyvíz a települések csatornahálózatain összegyűjtött lakossági és kellően előtisztított ipari szennyvíz keveréke. A tisztítás fokát a szennyvíz mennyisége és szennyezettsége, a gazdasági szempontok, a befogadó viszonyai, valamint a tisztítási határértékek határozzák meg (BENEDEK és VALLÓ, 1990; TAMÁS, 1998; HORVÁTH, 2000). A kommunális szennyvizek esetében a tisztítás során három fokozatot különítenek el, amelynek technológiai kivitelezése során számos alternatíva lehetséges (BENEDEK és VALLÓ, 1990; ÖLLÖS, 1991; DARIDA, 1996; TAMÁS, 1998; HORVÁTH, 2000; VERMES, 2001).

Az elsőfokú, mechanikai tisztítás célja a durva szennyeződések, illetve a lebegő anyagok eltávolítása. Önállóan csak ritkán felel meg az innen kikerülő tisztított szennyvíz a befogadó által támasztott minőségnek, ezért legtöbb esetben másodfokú tisztítási fokozatra is szükség van. A másodlagos tisztítás célja a kolloidok, a nem ülepíthető anyagok és az oldott szerves anyagok eltávolítása. Ezt a tisztítást biológiai tisztításnak is szokták nevezni, mivel a tisztítás lényegében a mikroorganizmusok élettevékenységén alapszik. A biológiai tisztítási rendszereket a közreműködő baktériumfajok szerint aerob és anaerob csoportra osztjuk. Ezen kívül megkülönböztetünk természetes (tavas, talajszűréses, öntözéses) és mesterséges (egy- és többlépcsős, csepegtetőtestes és eleveniszapos) biológiai szennyvíztisztítást. A harmadfokú tisztítási fokozat célja lehet az oldott ásványi anyagok egy részének, különösen a növényi tápanyagoknak (nitrogén- és/vagy foszfortartalmú vegyületeknek) az eltávolítása az eutrofizáció megakadályozása céljából (MUCSY, 1983; BENEDEK és

VALLÓ, 1990; ÖLLÖS, 1991; HELMECZI, 1994; DARIDA, 1996; TAMÁS, 1998; HORVÁTH, 2000; VERMES, 2001). A szennyvíztisztítási technológia módszereit és berendezéseit az 1. táblázat foglalja össze.

Az alkalmazásra kerülő szennyvíztisztítási eljárás kiválasztása egy többszemponútú döntés-előkészítő értékelés alapján történik. HORVÁTH (2000) szerint a döntést meghatározó fontosabb szempontok az alábbiak:

- a szennyvíz mennyisége és összetétele, azok ingadozása,
- a befogadó és annak terhelhetősége,
- a tisztítási rendszerrel elérhető hatékonyság,
- a szennyvíziszap mennyisége és összetétele,
- a tisztított szennyvíz és az iszap elhelyezési lehetősége,
- a települési viszonyok, helyi feltételek,
- a kivitelező felkészültsége (építési technológiák),
- az üzem egyszerűsége, biztonsága és hatékonysága,
- a beruházási és üzemeltetési költségek együttes vizsgálata,
- a környezeti és egészségügyi feltételek.

2.3. Települési szennyvíziszapok kezelése hasznosítás előtt

A szennyvíz-elvezetés és -tisztítás egyre szélesebb körű elterjedésével a kezelendő és elhelyezendő iszapmennyiség is egyre növekszik, ugyanakkor az elhelyezési lehetőségek egyre nehezednek. Az iszapkezelés legjobb megoldásának megtalálása igen összetett feladat. A mindenkori helyi adottságoknak legmegfelelőbb és leggazdaságosabb kezelési technológia kiválasztása az elhelyezés, illetve a hasznosítás módjától, valamint az érkező szennyvíz összetételétől függ. A szennyvíziszap-kezelés célja az anyag nedvességtartalmának csökkentése, bűz, szagártalom, fertőzőképesség mérséklése, illetve megszüntetése (MUCSY, 1983; VERMES és SZLÁVIK, 1983; TAMÁS, 1998; VERMES, 2001).

I. táblázat: A szennyvíztisztítási technológia áttekintése
(Forrás: DARIDA, 1996)

Technológiai tagozódás	Elsődleges (mechanikai) tisztítás					Másodlagos (biológiai) tisztítás				Harmadlagos (fizikai-kémiai) tisztítás									
Technológiai cél	Durva szennyezések eltávolítása	Ülepíthető és finom lebegőanyag eltávolítás				Szervesanyag-eltávolítás, nitrifikáció				Finom lebegőanyag eltávolítás	Kolloid és foszfor eltávolítás	Nitrogénkivonás		Oldott (rezisztens) szerves anyag-, baktérium-, víruseltávolítás		Sótalanítás			
Alkalmazott eljárások	Szűrés durva és finom rácson, szitán	Homokfogás	Ülepítés és centrifugálás	Olaj- és zsírfelölés	Derítés	Csepegtetőteszt rendszer	Eleveniszapos rendszer	Diszperz rendszer	Anaerob rothasztó	Homokszűrés Mikroszűrés	Derítés és kicsapás	Denitrifikáció	Ioncsere	Aktív szénadszorpció	Kémiai oxidáció	Fordított ozmózis	Elektrodialízis	Desztilláció	
Jellemző műveletek	Szűrés	Ülepítés gravitációs vagy más erőterben (ill. sűrűségcsökkentéssel)				Keverés, ülepítés	Keverés, áramlás darabos halmazon, adszorpció, adszorpció, ülepítés, kalorikus művelet, szivattyúzás				Szűrés	Keverés, ülepítés	Áramlás darabos halmazon, adszorpció		Adszorpció Keverés	Membrán folyamatok		Desztilláció	
Tisztító berendezés	Gépi, kézi tisztítású rácson (esetleg ívszűrők, ívszűrők)	Gravitációs és levegőztetett homokfogók	Előüleptető	Hidrociklon	Olajfogó Zsírfogó	Vegyszerbekeverők Flokulátorok	Csepegtetőtest + utóüleptető	Levegőztető medence + utóüleptető recirkulációval	Fakultatív stabilizációs tó	Fűtött rothasztó	Homokszűrő Mikroszűrő	Vegyszerbekeverő + ülepítő + vegyszerregeneráló	Anaerob csepegtetőtest	Ioncsereelő oszlopok	Por-szén adagolás vagy granulált szénoszlop	Klorgáz adagoló Ózonizáló berendezés	Sótalanító berendezés sókoncentráció elhelyezéssel		
Stabilizációs (levegőztetett, aerob, fakultatív, anaerob) tavak																			

Sűrítés

Az iszapkezelés technológiai rendszerének az ülepítést követő gyakorlatilag első művelete a sűrítés, amely az iszap víztartalmának meghatározott mértékű csökkentésével annak térfogatát a felére is képes redukálni (ÖLLÖS, 1993).

A sűrítés technológiai elemeit az alábbi csoportokra különíthetjük el (JUHÁSZ, 2000):

- gravitációs sűrítés (természetes (tölcséres sűrítőkkel) és mesterséges (keverő berendezéssel ellátott sűrítőkkel)),
- flotációs sűrítés (levegő befúvással és vegyszerrel),
- dinamikus sűrítés (vibrációs hatással és centrifugálással),
- szűréssel történő sűrítés (membránszűréssel).

Korábban a gravitációs és flotációs sűrítők alkalmazása volt a jellemző, míg a többi technológiai elem csupán speciális esetekben került előtérbe (TAMÁS, 1998). Az utóbbi időben azonban a membránszűrők szerepe is megnövekedett (JUHÁSZ, 2000).

Kondicionálás

A kondicionálás célja az iszap víztartalmának csökkentése mellett a benne fellelhető könnyen bomló szerves anyag stabilizálása, a különféle patogén mikroorganizmusok számának csökkentése, illetve elpusztítása. A kondicionálás a kezelés különböző fázisaiban lehetséges. Minden esetben energiaközléssel jár, amely történhet hőátadással fizikai úton (pasztörözés, termikus kondicionálás, mosatás (elutráció)), vegyszerek adagolásával kémiai úton (szerves vegyszerek (polielektrolitok), szervetlen vegyszerek (mész, vassók, alumíniumsók)) és biokémiai folyamatként (BENEDEK és VALLÓ, 1990).

Mezőgazdasági iszaphasznosításnál – elsősorban savanyú talajok esetében – a meszes kondicionáló szerek alkalmazása rendkívül előnyös. A mész beoltásával járó hőhatás fertőtlenít, gátolja az iszap további rothadókéességét, előnyös a víztelenítés szempontjából, a nagyobb pH kedvező a mezőgazdasági hasznosításnál (TAMÁS, 1998).

A szennyvíziszapok biokémiai kondicionálása, azaz az iszap stabilizálása alkotja a teljes kezelési folyamat meghatározó részét. Célja a szerves anyagok ásványosítása, a rothadókéesség jelentős mértékű csökkentése, az iszap vízteleníthetőségének biológiai úton történő előkészítése, a patogének számának csökkentése. A stabilizálás aerob úton (levegő jelenlétében) és anaerob úton (levegőtől elzárta) történhet.

A közepes és nagy telepeken nagyterhelésű eleveniszapos tisztítási eljárás kiegészítéseként leggyakrabban alkalmazott megoldás az anaerob iszapstabilizálás, a rothasztás (JUHÁSZ, 2000). A rothasztási folyamat során metángáz képződik, amely

megfelelő átalakítás után villamos- és/vagy hőenergiává alakítható. A szerves anyag jelentős (40-60%) lebontásával (az aerob stabilizálással ez kb. 30%) a szárazanyag-tartalom mintegy harmadrésszel csökken, amely megtakarítást eredményez a további kezelés során (ÖLLŐS, 1993, JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

Víztelenítés

Az iszapvíztelenítés célja a kellően kondicionált anyag nedvességtartalmának hatékony csökkentése legalább olyan mértékig, hogy az iszap szárazanyag-tartalma elérje a 28-30 %-ot (VERMES, 2001). Ez történhet természetes (iszapszikkasztó ágyakkal, szárító lagúnákkal vagy tavakkal, szolár szárítókkal) és mesterséges gépi víztelenítőkkel (dinamikus víztelenítő berendezésekkel (centrifuga, szeparátor); statikus erő hatására működő gépekkel (szalagszűrő, kamrás szűrőprések); szívóerő hatására működő gépekkel (vákuumszűrők, vákuumágy) és kombinált berendezésekkel (dinamikus-statikus, vákuumos-statikus stb.)) (JUHÁSZ, 2000).

A víztelenítés legismertebb és gyakori formája az iszapszikkasztó ágy volt, melyet napjainkban elsősorban a vákuumszűrés, a szűrőprés és a centrifuga váltott fel (TAMÁS, 1998).

Szárítás

Az iszapszárítás célja a patogén mikroorganizmusok elpusztítása, valamint a víztartalom nagymértékű csökkentése, hogy a termék könnyen kezelhető, szállítható és mezőgazdasági hasznosításra alkalmas legyen. A szárítás a sűrítéshez és víztelenítéshez képest jelentős energiafelhasználással jár. A szárított iszap, azaz a granulátum víztartalma mintegy 35%. A szárítás etage (emeletes) kemencében, forgó csökemencében, füstgáz szárítóban (örvény kemencében) vagy szalagos szárítóval történhet (JUHÁSZ, 2000).

Égetés

A szennyvíziszap égetésére általában akkor kerül sor, ha a mezőgazdaság nem fogadja, vagy olyan toxikus összetevőket tartalmaz, ami a hasznosítást nem teszi lehetővé. A szennyvíziszapok éghetőségét a hamutartalom, a szervesanyag-tartalom és a víztartalom határozza meg. Égetés előtt az iszapot elő kell kezelni, amely magában foglalja a kondicionálást, víztelenítést és számos esetben az előszárítást. A szennyvíziszap égetése póttüzelőanyaggal önállóan, települési hulladékkal, vagy ipari hulladékkal együtt történhet (PÁLNÉ, 1996). A gyakorlatban használt égetők főbb típusai

közé tartoznak a forgó-csökek, az etage kemencék, a fluidizációs kemencék és a vegyes kialakítású (etage + fluid) kemencék (ÖLLŐS, 1993).

Az égetés számos előnnyel jár, melyek közül a hulladék térfogatcsökkentése, az eljárás kis helyszükséglete, a végtermék fertőzésmentes volta, a biológiai bontásnak ellenálló anyagok megsemmisülése és a hőenergia nyerése emelhető ki. Az előnyök mellett azonban számos hátránnyal is kell számolnunk az égetés során. Az égetés légszennyezést okoz, amely kiküszöböléséről gondoskodni kell. Az iszap 40-50 tömegszázalékát hamuként kell elszállítani, amely koncentrált potenciális veszélyforrásként jelentkezik. Emellett az égéstermékek gyakran korrozív hatásúak, illetve kis telepen a fajlagos költségek nagyok (JUHÁSZ, 2000).

Komposztálás

A komposztálás a szennyvíziszap biológiai úton történő feldolgozása, ahol a cél az anyag térfogatának és tömegének (nedvességtartalmának) csökkentése, a levegőszennyezés csökkentése, a fertőző hatás megszüntetése és az iszapban jelenlévő N-, P-, K-, Ca-, stb. tartalom hasznosítása (EPSTEIN, 1997). A folyamat többnyire aerob körülmények között zajlik, amikor is oxigén jelenlétében a mikroorganizmusok a szerves anyagokat lebontják, illetve szervesen ásványi anyaggá alakítják át (nitrifikáció, humifikáció), miközben hő fejlődik, mely a patogének nagy részét elpusztítja (MÉSZÁROS, 1996; ALEXA és DÉR, 1998, ANTON et al., 2002). SIMON (2001b) rámutatott arra, hogy a komposztálás sebessége a hulladékrészecskék felületén kialakuló aktív biofilmréteg vastagságától függ, amit az oxigén behatolási mélysége szabályoz. Megállapította, hogy az oxigénkoncentráció növekedésével (1-19 %) növekszik az aktív biomassza tömeg, ami magasabb aktivitás értékekben tükröződik, és eredményeként a lebontási folyamat felgyorsul. A biohulladékok kezelésének fejlesztési lehetőségeit vizsgálva igazolta, hogy megvalósítható a szilárd szerves települési hulladékok egy reaktoron belüli, száraz, szakaszos, szekvenciális aerob–anaerob kezelése, amely az egylépcsős anaerob kezeléshez viszonyítva nagyobb folyamatstabilitást és reaktorkapacitást eredményez.

A komposztálási eljárás végterméke a komposzt, amely földszerű, kb. 40-50 % nedvességtartalmú szagtalan, higiénikus anyag (SIMON, 1996). Bár az iszap önálló komposztálására számos eljárás ismert, a gyakorlatban azonban általános különféle töltőanyagok adagolása szerkezetjavítás, energiapótlás és biológiai aktivitás növelése céljából, mely lehet mezőgazdasági hulladék (tőzeg, szalma, kukoricaszár, fufurol, venyige, forgács, ágnyesedék, aprított nád, sás, stb.), települési szilárd hulladék és ipari

hulladék (szerves, nem mérgező anyagok, pl. barna szénpor, egyes élelmiszeripari hulladékok, stb.) (JUHÁSZ, 2000). Az adalékanyagok fajtájának és mennyiségének optimalizálása mellett fontos a bekeverés technológiájának és az azt befolyásoló iszap szárazanyag-tartalomnak az optimalizálása (SIMON, 2001b).

A komposzt-rendszerek kialakítása történhet prizmás, nyílt rendszerként, komposzt depóniákban és tartályos, zárt komposzt készítési technológiák segítségével (TAMÁS, 1998).

Szállítás

A szennyvíziszap szállítási módjának megválasztása alapvetően a nedvességtartalom és a szállítási hossz függvénye, de számításba kell venni a szállítási időt (fordulók), a hőmérsékleti viszonyokat, és természetesen a napi szállítási mennyiséget. Az iszapkihordás általában alkalmazott megoldásai a csővezetéken történő szállítás, tengelyen történő szállítás (közúti járművel) és a különböző eszközök kombinációja (csővezeték-tengely, csővezeték-uszály, vasút-konténer).

A legoptimálisabb iszapkihordási mód kiválasztásának szempontjai közül a költségek, a szállítandó anyag minőségi jellemzői, a helyi körülmények, az egészségügyi és környezeti feltételek és egyéb tényezők emelhetők ki (JUHÁSZ, 2000).

2.4. Települési szennyvíziszapok elhelyezése mezőgazdasági területen

2.4.1. Előnyök

A fenntartható mezőgazdasági szemlélet és a talajok tápanyagszegénysége indokoltá teszi az alternatív szerves anyagokkal (pl. szennyvíziszapokkal) történő tápanyagvisszapótlás elterjedését (VÁRALLYAY és NÉMETH, 1996). Települési szennyvíziszap kijuttatás hatására ugyanis nő a termőtalajok szervesanyag-tartalma, humusztartalma megemelkedik, javul a talaj termékenysége, tápanyag szolgáltató képessége és mikrobiológiai aktivitása (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2005).

2.4.1.1. Szerves anyag

A talaj szerves komponense a humusz, mely biztosítja a talaj termékenységét (GYŐRI, 1984; STEFANOVITS, 1992; NÉMETH, 1996). A hazai és külföldi kísérletek eredményeinek értékelése során bebizonyosodott, hogy a települési szennyvíziszappal talajba jutó nagy mennyiségű szerves anyag hatására a talaj termékenysége fenntartható,

sőt sok esetben fokozható (SZEGLI, 1984; CALA et al., 2005). Rendszeres szennyvíziszap kihelyezéssel néhány év alatt akár 1-2 %-os humusztartalom növekedést is elérhetünk (SZLÁVIK, 1984). A talaj humusztartalma az iszapadagok nagyságával arányosan gyarapodik (FERENCZ és ZVADA, 1991; HATALYÁK és SZALAI, 1994; MORVAI et al., 1999; PETRÓCZKI, 2005). A települési szennyvíziszapok jelentős mennyiségű szerves anyagot tartalmaznak, melyek aránya szárazanyagban eléri az 50 %-ot is (SZABÓNÉ KELE, 1998; VERMES, 2005). Az iszap szerves anyagai a különféle fizikai-kémiai, vagy biológiai előkezelést követően a talajban tovább stabilizálódnak saját, valamint a talaj mikroorganizmusai révén, melynek során részben szén-dioxiddá, részben biológiailag stabilabb, humuszszerű szerves anyaggá, talajkomponenssé alakulnak. A tartós és körültekintő iszapkiuttatás – az istállótrágyához hasonlóan – az értékesebb humuszanyagok arányának növelésével a humusz minőségének javulásához is hozzájárul (JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

A talaj fizikai tulajdonságaira az iszapok elsősorban száraz- és szervesanyag-tartalmuk, valamint víztartalmuk révén hatnak. A talajba juttatott szerves anyag növeli a talaj víztartókéességét, ezáltal csökkenhet a vízhiány okozta kár a tenyészidőben, valamint mérséklődik a szél általi talajelhordás, a defláció. A szerves anyag adagolása csökkenti a térfogatsűrűséget és a talaj tömörségét, növelve ezáltal a porozitást. Az iszapokkal talajba vitt szerves anyagokkal növekszik a talaj kationcserélő képessége (CEC-érték, S-érték), csökken a tápanyagok talajból való kimosódása. A szerves anyag granulátumképzőként is szerepel a talajban és alkalmazása révén könnyen művelhető talajt kapunk (RAVASZ, 1983; VERMES, 1984; FERENCZ és ZVADA, 1984, 1991; CSATHÓ, 1994a; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; VERMES, 2001; HAIDEKKER, 2002). Az iszap szerves anyagai befolyásolják a talaj hőmérsékletét, stabilizálódásuk során a biológiai folyamatok révén ugyanis hő termelődik, melynek egy része a talaj hőmérsékletét emeli. A talaj hőmérséklete megszabja a magasabb rendű növények magvainak csírázását, majd növekedését és fejlődését, befolyásolja a talajban élő mikroszervezetek életét, és ezen keresztül a tápanyag-forgalmat is. A hőmérséklettől függ továbbá a talaj ásványi részének a mállása is, a hőmérséklet emelkedése ugyanis a legtöbb kémiai reakciót gyorsítja (STEFANOVITS, 1992).

2.4.1.2. Szervetlen anyagok

A szennyvíziszapok a növények által közvetlenül felhasználható tápanyagokban gazdagok. A nitrogén- és foszfortartalom együttesen a szárazanyag-tartalom 4-5 %-át

teszi ki. A kálium relatív minimumban van az iszapokban, jelentős mennyiségben tartalmaznak viszont kalciumot és magnéziumot. Mindemellett előfordul benne minden olyan ásványianyag, amit a szennyvíz tartalmazott (SZABÓNÉ KELE, 1998; VERMES, 2001).

A szennyvíziszapokkal kijuttatott növényi tápanyagok (nitrogénformák, valamint egyéb makro- és mikrotápanyagok) a humifikáció során időszakosan tározódnak a talajban, így a növények számára hosszabb távon és egyenletesebb ütemben állnak rendelkezésre (HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004). A nitrogén felhalmozódásáról viszont csak a stabilizálódott szerves anyagban erősen kötött nitrogént illetően beszélhetünk, ennek feltáródása ugyanis 1-3 évnél hosszabb ideig is eltarthat (NÉMETH, 1996; CARTRON és WEIL, 1998). A szerves anyag stabilizálódásakor nitrogéntartalmának egyik része kémiaiilag is beépül a keletkező termékbe, másik része ionosan kötődik ahhoz (NÉMETH, 1996; EPSTEIN, 1997). Ez utóbbi rész a nitrifikáció során nitráttá oxidálódik és lemosódik a talaj mélyebb rétegeibe, miközben egy része denitrifikálódik, nitrogénné alakul. A negatív töltésű nitrit- és nitrátion nem tud adszorbeálódni az általában szintén negatív töltésű talajkolloidok felületén. Így nagyobb iszapterhelések esetén nitrogénkimosódás veszélyével kell számolnunk, melynek tartós fennmaradása súlyos környezetvédelmi kockázat is lehet. Ez elsősorban a felszín alatti vizek első, felszínhez legközelebbi vízadórétegében a nitrát veszélyes mértékű koncentráció-növekedéséhez vezethet, tartósan rontva annak minőségét. Fontos, hogy az iszapokat a növények nitrogénigényéhez és a környezeti feltételekhez igazodva juttassuk ki. A NO_2^- , NO_3^- -nitrogénnel ellentétben az iszapokkal talajba vitt NH_4^+ -nitrogén könnyen adszorbeálódik a talaj részecskéihez és a növények által közvetlen felvehető (SZLÁVIK, 1984; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; NÉMETH, 1996).

A különböző nitrogénformák jelenléte és mennyisége az iszapokban alapvetően az iszapkezelés függvénye. Az anaerob és/vagy aerob módon stabilizált szennyvíziszap kijuttatása a stabilabb szerves anyaga és a lassúbb nitrogén mobilizáció következtében lényegesen kisebb környezeti kockázattal jár (JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

A szennyvíziszap kezelésekre hatására a talaj összes és oldható foszfortartalma egyaránt növekszik. A foszfor a szennyvíziszap szerves anyagához kevésbé kötött, mint a nitrogén. Az iszapokban foszfát-ion formájában jelenlévő foszfor a talaj fémkomponenseivel könnyen képez stabil csapadékot, csökkentve ezáltal a növényi felvehetőségét (JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004). Az iszappal kijuttatott foszfor szinte teljes mennyisége a felső művelt talajrétegből mutatható ki, tehát ott halmozódik fel, és

kimosódásával még a rendszeresen végzett nagy terhelések esetén sem kell számolnunk (SZLÁVIK, 1984; FERENCZ és ZVADA, 1991). Megemlítendő továbbá, hogy az iszapkihelyezés eredményeként a foszforral jól ellátott talajokon cinkhiány alakulhat ki, melynek következtében a növények cinkfelvétele lecsökkenhet (PAIS, 1980; SZABÓ et al., 1987; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

A talajok növényi tápanyag-tartalmának felvehetősége jelentősen növekszik a szennyvíziszap kijuttatások hatására. Számos hazai és külföldi kísérletben szereplő jelzőnövény igazolta a települési szennyvíziszapok trágyázó hatását, amelyek az iszapkezelés hatására a kontrollkezelésekhez képest jelentős terméstöbbletet produkáltak. A szántóföldi növények terméseredményei rámutattak arra, hogy az iszapok elsősorban a növények vegetatív fejlődését serkentik (HERNÁNDEZ et al., 1991; SIMS és KLINE, 1991; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; BERTI és JACOBS, 1996; SIMON, 1996; SIMON et al., 2000; SIMON és SZENTE, 2000; TOMÓCSIK, 2004; CALA et al., 2005; PETRÓCZKI, 2005; TOMÓCSIK et al., 2005). Több kutató a zöldtömegben jelentkező terméstöbblet mellett kedvező hatást tapasztalt a különböző tesztnövények termésében is (CSATHÓ, 1994a; HATALYÁK és SZALAI, 1994; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; BERTI és JACOBS, 1996; ABDEL-SABOUR, 1997; PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; SIMON és SZENTE, 2000; COOPER, 2005a; PETRÓCZKI, 2005).

2.4.1.3. Hasznos mikroorganizmusok

Az iszapokban a fertőző mikroorganizmusok mellett jelentős mennyiségben található olyan hasznos mikrobacsoportok (mint például aerob fehérjebontók, aerob nitrogénkötők, nitrifikálók és aerob cellulózbontók), amelyek a talaj termékenységének fenntartásához és fokozásához, továbbá a hulladékanyagok lebontásához nélkülözhetetlenek, és a patogének antagonistáiként működnek (SZEKI, 1984; VERMES, 2003).

A mikroorganizmusok elterjedése és tevékenysége a talajban függ annak típusától, nedvességtartalmától, valamint hőmérsékleti állapotától. Talajbiológiai vizsgálatok igazolták, hogy a mikrobák tevékenységét a talajban nemcsak a víz és a hőmérséklet, hanem a természetett növény és a talajok kémhatása is befolyásolja. HELMECZI (1994) vizsgálatai szerint az agrár-ökoszisztémákban a hőmérséklet és nedvesség mellett vagy azok előtt a tápanyag az elsődleges limitáló ökológiai tényező.

A szennyvíziszapokkal kezelt talajokban az összmikroorganizmus szám általában növekszik. Ez összefüggésben van az iszapok mineralizálható szervesanyag-tartalmával

(GULYÁS et al., 1985; BIRÓ, 1999; JEDIDI et al., 2004). A szennyvíziszapokkal talajba kerülő szerves anyag teljes stabilizálódása a baktériumok és gombák együttes tevékenységének az eredménye, attól függetlenül, hogy a lebontási folyamatokat a fent tárgyalt környezeti feltételek szabályozásával az ember hogyan alakítja (JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

A szennyvíziszapok jelentős mennyiségű szerves és szervesetlen anyaga általában kedvezően befolyásolja a lebontó folyamatok intenzitását, amennyiben az iszapokban lévő toxikus anyagok mennyisége nem számottevő. Ez a mikrobiális anyagcsere enzimeinek megnövekedett aktivitásában nyilvánul meg (BREZOVCSEKNÉ et al., 1985; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995).

2.4.2. Kockázatok

A hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. törvény 1. melléklete értelmében a szennyvíziszapok a Q9-es, a „szennyezéscsökkentő eljárások maradékai” hulladék kategóriába tartoznak. A hulladékoknak az Európai Hulladék Katalógus alapján készült listáját a hulladékok jegyzékéről szóló 16/2001. (VII. 18.) KöM rendelet tartalmazza. A szennyvíziszapok hulladékjegyzékben szereplő egyes típusai közül a 19 08 05-ös kódszámot viselő, „települési szennyvíz tisztításából származó iszapok” kategóriája bír számunkra alapvető jelentőséggel.

A települési szerves hulladékok körébe tartozó, a szennyvíztisztítás melléktermékeként keletkező szennyvíziszap a környezeti elemekre kockázatot jelentő hatótényezőként jelenik meg. A szennyvíziszapok fontos sajátossága, hogy a szennyvíztisztítás során – főleg iparosodott területeken – az iszapokban különböző szennyező anyagok dúsulhatnak fel, amelyek határt szabnak az iszaphasznosítási lehetőségeknek.

2.4.2.1. Potenciálisan toxikus nehézfémek

A szennyvíziszapokban található toxikus mikroelemek (nehézfémek) közül a legveszélyesebbek a Cd, a Cr, a Cu, a Hg, a Mn, a Ni, a Pb és a Zn (ADRIANO, 1986, 2001, ALLOWAY, 1990, KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001). A 2. táblázatban tüntettük fel azokat a koncentrációtartományokat, melyekben a fenti fémek a települési szennyvíziszapokban világszerte előfordultak.

2. táblázat: Néhány toxikus elem mennyisége a mezőgazdaságban felhasznált szennyvíziszapokban
(Forrás: ALLOWAY, 1990; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992)

Elemek	Szennyvíziszap mg/kg sz.a.
Cd	<1-3410
Co	1-260
Cr	8-40600
Cu	50-8000
Hg	0,1-55
Mn	60-3900
Ni	6-5300
Pb	29-3600
Zn	91-49000

Nagyságrendileg hasonló értékeket találunk THYLL (1996) közleményében is.

Hazánkban ez a tartomány általában kedvezőbb egy-két kivételtől eltekintve, a Cd: 1-74, a Cr: 9-1200; a Cu: 60-3127; a Hg: 1-20; a Mn: 99-1062; a Ni: 7-359; a Pb: 36-540 és a Zn: 285-4915 mg/kg sz.a. értékkel jellemezhető (VERMES, 1987; CSATHÓ, 1994b; KÁDÁR, 2004).

Az elmúlt évek környezetvédelmi erőfeszítéseinek köszönhetően a fenti szélsőségesen nagy értékek a fejlett országokban, így hazánkban is, lecsökkentek. A települési szennyvíziszapok fémtartalma attól is függ, hogy az adott településen milyen fémszennyezést kibocsátó ipari egység üzemel, és milyen más forrásból (pl. közlekedés, háztartások) kerülnek fémek a szennyvizekbe. Általában a metropoliszok, nagyvárosok szennyvíziszapjaiban több fém található, mint a kisebb településekében (EPSTEIN, 2002; VERMES, 2005).

Az iszapokkal kikerülő nehézfémek közül több nem kívánt mértékben felhalmozódhat a talajban, ezért nem minden települési szennyvíziszap használható fel a mezőgazdaságban (JUSTE és MENCH, 1992; HE et al., 2005). A talaj elemforgalmában az iszapok nehézfém-összetételén kívül döntő a bevitel gyakorisága is (TAMÁS, 1995b). A nehézfémekkel nagymértékben szennyezett iszapok tartós, többszöri alkalommal megismételt vagy nagy adagú kihelyezése a toxikus elemek feldúsulását eredményezheti a talaj kijuttatási mélységében (HATALYÁK és SZALAI, 1994; HANGYEL és KRISZTIÁN, 1995; SILVEIRA et al., 2003; WEI és LIU, 2005). Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében 1992-1994 között a Cd, Cr, Ni, Pb és Zn elmozdulását vizsgálták az e fémekkel dúsított szennyvíziszappal kezelt, nagyméretű, bolygatlan

talajoszlopokon. Megállapították, hogy a kijuttatott fémek túlnyomó hányada a talajoszlopok felső 10 cm-es rétegében maradt (CSILLAG et al., 1994; PÁRTAY et al., 1994). MCGRATH és LANE (1989) szintén arról számoltak be, hogy a mikroelemek lefelé irányuló elmozdulása a talaj felső 10 cm-es szintjére korlátozódott. Mindezt megerősítik JUSTE és MENCH (1992) megfigyelései, akik 10 évnél hosszabb szennyvíziszap elhelyezési kísérletek eredményeit értékelve azt tapasztalták, hogy az iszapokból származó nehézfémek elsősorban a termőtalajok felső rétegében akkumulálódnak és a mélyebb rétegekbe történő lemosódásukkal gyakorlatilag nem kell számolnunk. SIMON et al. (2000) szabadföldi kísérletükben szintén azt találták, hogy a szennyvíziszappal talajba kerülő nehézfémek a tenyésztő alatt nem mosódtak le a talaj felső 0-20 cm-es rétegeből a mélyebb (20-40 cm, illetve 40-60 cm) rétegekbe. BERTI és JACOBS (1998) tartós szennyvíziszap kihelyezés esetén vizsgálták a nehézfémek horizontális és vertikális elmozdulását a talajban és arról számoltak be, hogy a nehézfémek a talaj felső 15-30 cm-es rétegében maradtak, valamint az elemek oldalirányú elmozdulása valószínűleg az agrotechnikai műveletek következtében kialakult talajszemcsék mozgásának az eredménye. A nehézfémekkel kismértékben szennyezett szennyvíziszapokkal végzett, kis dózisoskat alkalmazó félüzemi és üzemi kísérletekben azonban nehézfém-felhalmozódást a talaj felső rétegében általában nem tudtak kimutatni (SZLÁVIK, 1984; TOMÓCSIK, 2004; TOMÓCSIK et al., 2005).

Nhézfémekkel erősen szennyezett iszapok rendszeres, nagy adagú elhelyezése során a fémfelhalmozódás elérheti, vagy meghaladhatja a kritikus szintet a talajokban. Ez a természetű növényekben is nehézfém-feldúsulást eredményezhet, mely toxikus lehet a növényzetre, a növények közvetítésével a táplálékláncon keresztül pedig másodlagos mérgezéseket okozhat a növényi termékeket fogyasztó állatokban és emberekben is (JUSTE és MENCH, 1992; LOCH et al., 1993a,b; DEBRECZENINÉ és SÁRDI, 1999; VERMES, 2003, 2005). A szennyvíziszapokból általában kevesebb nehézfém kerül át a mezőgazdasági növényekbe, mint az az iszapok nehézfém-tartalmából, illetve a területeket ért terhelések nagyságából következett volna (SZLÁVIK, 1984; HENRY és HARRISON, 1992; JUSTE és MENCH, 1992; TAMÁS, 1995b; TAMÁS és FILEP, 1995; COOPER, 2005b). Mindezt többen a szennyvíziszapokból talajba került nehézfémek kötésformáinak megváltozásával, illetve a pH megemelkedésével magyarázták.

A jelzőnövényekben a nehézfém-felhalmozódás mértéke nem egyforma, illetve az egyes növényfajok nehézfém-toxicitás iránti érzékenysége is igen különböző lehet. Az ellenállóbb fajok hajlamosabbak lehetnek a nehézfém-akkumulációra. Egy-egy

növényfajon belül az egyes fajták is eltérő károselem-felhalmozást, toxicitást mutathatnak (SZEGLI, 1984; JUSTE és MENCH, 1992; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; CSATHÓ, 1994a,b; HATALYÁK és SZALAI, 1994; BERTI és JACOBS, 1996; MORVAI et al., 1999). A szennyvíziszapokkal kijuttatott nehézfémek növények általi felvétele általában gyökér > levél > szár > szem sorrendben erőteljesen csökken. A szár nehézfém-tartalma esetenként meghaladja a levélét. A szem genetikailag védett a káros elem-dúsulásokkal szemben, kivéve az esszenciális mikroelemek egy részét (CSATHÓ, 1994b; HATALYÁK és SZALAI, 1994; SIMON et al., 2000; KÁDÁR, 2004). Az esszenciális Zn-t helyettesíteni képes Cd növényen belül könnyen szállítódik, és mivel erősen toxikus, a cink helyébe beépülve fogyasztásra alkalmatlan termékeket eredményez.

A talajba bevitt és ott jelenlévő összes toxikus anyag nem mind vehető fel a növények számára. A szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának megítéléséhez éppen ezért az úgynevezett „összes” fémtartalom mellett, a növények által „felvehető” fémtartalom mérése is fontos. Ez utóbbi meghatározása azonban nem egyszerű és nem egyértelmű, mert függ a növényfajtól és -fajtatól, az iszap és a talaj pH-jától, a talaj nedvességtartalmától, szervesanyag-tartalmától és kationcserélő-kapacitásától (CSANÁDY, 1984; KÁDÁR, 1999; SILVEIRA et al., 2003; HE et al., 2005). A talajban mért mobilis nehézfém-készlet az összes elemtartalomtól, a feltáródás viszonyaitól és az alkalmazott extraháló szertől is függ (FILEP, 1988b; AMIR et al., 2005).

Környezetvédelmi szempontból a talajok legfontosabb tulajdonsága pufferkapacitásuk, a toxikus anyagokat többé-kevésbé felvehetetlen formában való megkötőképességük (VÁRALLYAY, 1990). A talajok nehézfémekkel való terhelhetőségének mértékét tehát azok pufferolóképeségének figyelembevételével kell megválasztani. STEFANOVITS (1988) a talajok környezetvédelmi pufferolóképeségét eredetileg a savas esők hatásainak elemzésére dolgozta ki, mely szerint a talaj környezeti pufferkapacitását a karbonát-, humusz- és agyagtartalom pufferkapacitása összegeként értelmezi. TAMÁS (1992, 1995a), valamint TAMÁS és FILEP (1994a,b) annak igazolására, hogy a Stefanovits által javasolt mutató alkalmas a nehézfémek káros hatásainak elemzésére is, egy szennyvíziszap-elhelyezési kísérlet kapcsán végeztek vizsgálatokat. Rámutattak, hogy a szennyvíziszap-kihelyezési vizsgálatokban a talaj nehézfémekkel való terhelhetőségének mértékét azok pufferolóképeségének figyelembevételével kell megállapítani. Felhívták a figyelmet arra, hogy a gyenge tompítóképességű homoktalajok fokozottan érzékenyek az iszap-elhelyezésre, mely eljárás ezen területeken nagy környezeti kockázattal jár. Hasonló megállapításra jutott

KÁDÁR (1999), aki szerint szintén a savanyú, kolloidszegény homoktalajok a legérzékenyebbek a környezeti terheléssel szemben. A Nyírségben ehhez még az is hozzájárul, hogy a talajvíz általában közel helyezkedik el a felszínhez.

FÜLE (1996) a szennyvíziszapból származó nehézfém mobilizálódását gátló talajjellemzők osztályozásával egy olyan értékelő rendszer kidolgozását kísérelte meg, melynek alkalmazásával a rendelkezésre álló talajtani térképek alapján térinformatikai műveletekkel a szennyvíziszap kihelyezésére alkalmas területeket jelöl ki.

Az iszapok mezőgazdasági elhelyezésénél fontos felmérni a talajban lejátszódó, mobilitást befolyásoló folyamatokat. A talajban lévő szervesetlen (ásványi), szerves, valamint az ezek kapcsolódásával keletkezett szerves-ásványi kolloidok meghatározó fontosságúak a különböző toxikus elemek adszorbeálásában. A nehézfémek a talajkolloidokhoz kötődnek, ezáltal a talajban való vándorlásuk, illetve kimosódásuk általában jelentéktelen. A szerves anyag bomlásával azonban a korábban megkötött fémek újra felvehetővé válnak. Minden iszapelhelyező helyen ezért nagy gondot kell fordítani a talaj szervesanyag-tartalmának, humusztartalmának fenntartására. HARGITAI (1981) szerint a humuszanyagok mennyisége mellett fontos a humusz minősége is. A jó minőségű, nagy stabilitási koefficiensű humuszanyagok ugyanis kelátképző tulajdonságaik révén kötik meg a nehézfémeket (TAMÁS, 1995a). A talaj savanyodása következtében szintén fokozódhat a legtöbb nehézfém mozgékonyasága, hiszen azok oldhatósága a pH csökkenésével ($\text{pH} < 6,5$) jelentősen nő. A kémhatás mellett a talajok kötöttsége, illetve az agyagásványok mennyisége és összetétele (főleg a 2:1 típusú agyagásványoké) is meghatározó a nehézfémek viselkedése szempontjából. Az agyagfrakció nagyobb fajlagos felülettel és nagyobb kémiai aktivitással rendelkezik, mint a homok vagy a por frakció. A talajok szemcseösszetétele tehát igen nagymértékben módosíthatja ugyanazon nehézfémkoncentráció toxikusságának mértékét. A kötöttséggel, illetve az agyagtartalom növekedésével a nehézfémek felvehetősége csökken (HARGITAI, 1981; ADRIANO, 1986, 2001; SANDERS et al., 1986; FILEP, 1988b; STEFANOVITS, 1988; BECKETT, 1989; ALLOWAY, 1990, FERENCZ és ZVADA, 1991; KÁDÁR, 1992, 1995, 1999, 2005; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001; CSATHÓ, 1994b, HATALYÁK és SZALAI, 1994; SZABÓ et al., 1994; MORVAI et al., 1999; FÜLEKY et al., 2005; KANDPAL et al., 2005). Ezek mellett az oxidációs-redukciós viszonyok az aktuális formák arányát befolyásolják, elsősorban a változó vegyértékű fémeknél (pl. Cr, Cu, Mn). Ezt a kritikus pE értékkel (a szabad elektron aktivitás negatív logaritmus) lehet jellemezni (TAMÁS, 1995a; LOCH, 1999).

A nehézfémek kémiai formái a talajmikrobák tevékenységétől is függenek. INABA és TAKENAKA (2005) a Cu különböző frakcióit vizsgálta szekvens extrakcióval barna erdőtalajon. Megállapították, hogy a Cu karbonátokhoz kötött frakciója nagymértékben növekedett, amit a mikrobiológiai aktivitásnak tulajdonítottak. Az iszapokkal kijuttatott és a talajban feldúsuló nehézfémek negatív hatást fejthetnek ki a talajok hasznos mikrobapopulációjának faji sokféleségére és működőképességére (SZILI-KOVÁCS, 1985; BROOKES és MCGRATH, 1984; MCGRATH et al., 1995; BIRÓ, 1999; KÖDÖBÖCZ et al., 2003; HE et al., 2005). A talajban élő mikroorganizmusok mennyiségi és minőségi összetétele, valamint az általuk kiváltott anyagcsere-folyamatok intenzitása elsősorban tartós szennyvíziszap kihelyezés esetén szignifikánsan és irreverzibilisen károsodhat (BIRÓ, 1999; MORVAI et al., 1999). MCGRATH et al. (1995) vizsgálataik során azonban azt tapasztalták, hogy a nehézfémek meglepően kis mennyiségei is kedvezőtlenül hatottak a talaj mikrobiológiai paramétereire. DEL VAL et al. (1999) nehézfémeket tartalmazó szennyvíziszapnak az arbuskuláris mikorrhiza gombákra gyakorolt hatását vizsgálták tartamkísérletben. Megállapították, hogy az arbuskuláris mikorrhiza gombák száma és diverzitása is csökkent a nehézfémekkel szennyezett talajokban. A nehézfémek talajba kerülése károsan befolyásolja a mikroorganizmusok sejtjeinek anyagcseréjét, valamint blokkolhatja a talajenzimek aktivitását, amely mint ismeretes a talaj biológiai aktivitásának legfontosabb indikátora (SZEGLI, 1984; KIZILKAYA és BAYRAKLI, 2005).

A fémeknek a baktériumokra gyakorolt csökkenő toxicitási sora az alábbi: $\text{Ag} > \text{Hg}^{2+} > \text{Cd} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zr} > \text{Te} > \text{Pb} > \text{Be} > \text{Cr}^{3+} > \text{Ba} > \text{Sr} > \text{Li}$. Megállapításra került, hogy a gombák általában 10-50-szer ellenállóbbak a nehézfémekkel szemben, mint a baktériumok. A talaj szervesanyag- és agyagtartalma azonban a talajmikrobákra leginkább mérgező fémek toxicitását a fémszorpció útján mérsékelheti. A mikrobiális aktivitás révén ugyanis a talajban folyamatosan termelődnek olyan szerves vegyületek, amelyek kelátokat képeznek a fémionokkal, jóllehet ezek azonban le is bomlanak. A talaj aktuális oldható fémtartalma tehát a kelátképző szerves anyagok szintézisének és lebontásának arányától függ (CSATHÓ, 1994a,b). USMAN et al. (2005a) arról számoltak be, hogy a szennyvíziszappal kezelt talajban csökkent a Zn, Cd, Cu és Ni mobilitása különböző agyagásványok, különösen a Na- és Ca-bentonit talajba vitelével, mely egyúttal pozitív hatást gyakorolt a talaj biológiai paramétereire is. A bentonitok alkalmazása bizonyult a legígéretesebb megoldásnak a növényi nehézfém-felvétel

csökkentésében is. A talaj pH-jának növelésével azonban a bentonitok hatékonysága csökkent, növelve ezáltal a nehézfémek felvehetőségét (USMAN et al., 2005b).

A szennyvíziszapok nehézfém-tartalma a talajban maradandó veszélyforrást jelent, ezért a fejlett országokban szabályozzák a mezőgazdasági termelésben felhasználható iszapok megengedhető toxikuselem-tartalmát, maximálják ezen elemek évente kiadható mennyiségét, és a talajban a szennyvíziszap-kijuttatás után megengedhető nehézfém-tartalmakat. A hazai szennyvíziszapokban megengedett nehézfém-tartalom mezőgazdasági felhasználás esetén kadmiumra 10, összes krómra és rézre is 1000, nikkelle 200, ólomra 750, cinkre pedig 2500 mg/kg sz.a.. A mezőgazdasági területre évente kijuttatható nehézfémek mennyisége kadmium esetén 0,15, összes króm és réz esetén 10, nikkelle esetén 2, ólom esetén 10, cink esetén pedig 30 kg/ha sz.a. (50/2001. (IV.3.) KORMÁNYRENDELET).

Mezőgazdasági területen csak biológiailag, kémiaiilag, hőkezeléssel, tartós tárolással vagy más kezeléssel stabilizált szennyvíziszap helyezhető el. A nehézfémek döntő hányada kicsapódik a szennyvízből, és az iszapban akkumulálódik. A szennyvíziszapok nehézfém-tartalma általában változatlan marad a komposztálás, vagy bármilyen egyéb kezelés, víztelenítés, szárítás során. A szervesanyag- és víztartalom csökkenésével ugyanakkor a nehézfémek aránya nő a szennyvíziszapokban. A különböző szennyvíziszap-kezelési eljárások megváltoztathatják a nehézfémek kémiai kötési formáit és növények általi felvehetőségét, mely más, pl. az aerob komposztálás vagy az anaerob rothasztás után (DEBERTOLDI, 1987; HENRY és HARRISON, 1992). Érelt iszapban a nehézfémek nagy hányada kapcsolódik a szerves anyaghoz, és kis mennyiség van jelen szulfidok, foszfátok és oxidok formájában. A szennyvíziszap komposzt stabilitása, talajban történő lassúbb lebonthatósága ezért mindenképpen kedvezőbb a nehézfémek felvétele szempontjából (FERENCZ és ZVADA, 1984; HENRY és HARRISON, 1992; EPSTEIN, 2002). AMIR et al. (2005) azt vizsgálták, hogy a szennyvíziszap komposztálása során hogyan változik az iszapban a Cu, Zn, Pb és Ni megoszlása, és növények általi felvehetősége. Szekvens extrakcióval végzett elemzésük során megállapították, hogy a vízdoldható frakció elemtartalma a Ni kivételével csökkent a komposztálás folyamata során. A Zn, és főleg a Cu a szerves anyaghoz és karbonátokhoz kötött frakcióban mutatott gyarapodást. Szignifikáns korrelációt tapasztaltak a nehézfémek különböző frakciói és a szennyvíziszap különböző tulajdonságai (pl. hamu-, szervesanyag-, humusztartalom) között. LAVADO et al. (2005) arról számoltak be, hogy a nem rothasztott szennyvíziszappal kezelt talajban szignifikánsan nagyobb volt az „összes”

Cr, Cu, Ni és Zn, valamint az EDTA -val kivont Cu és Zn mennyisége, mint a rothasztott iszappal végzett kezelések talajában. Ennek megfelelően a jelzőnövények is több Cd-t, Cr-t, Cu-t és Zn-t vettek fel, mint a nem rothasztott iszapkezelések esetén. SIMS és KLINE (1991) komposztált szennyvíziszapnak a talaj nehézfémek megoszlására gyakorolt hatását vizsgálták. Eredményeik szerint a kezelt talaj EDTA-oldható frakciójában mért nehézfémek koncentrációja jóval nagyobb volt, mint a kezeletlen, kontroll talajában. A szennyvíziszap komposzt kezelés hatására a talaj vízdoldható és kicserélhető (H₂O, KNO₃) frakciójában a Cu, Ni, Pb és Zn csak kissé, a Cd és Cr pedig egyáltalán nem emelkedett. A meszezés csupán kismértékű (<5%) változást idézett elő a Cd, Cr, Ni és Pb kötésformáiban, növelte viszont a Cu és Zn szerves anyaghoz és karbonátokhoz kötött mennyiségét.

Egyre nagyobb figyelmet érdemelnek azok a biológiai módszerek, amelyek a mikroorganizmusok (baktériumok, gombák) használatával a nehézfémek kilúgzását, szorpcióval és/vagy akkumulációval történő eltávolítását valósítják meg. TAMÁS (1994) tanulmányában a biológiai kivonás jelentőségéről ír, mely eljárás az utóbbi időben egyre nagyobb figyelmet kap, mint a szennyezett üledékek, talajok és szennyvíziszapok tisztításának egyik lehetséges módszere. A tanulmányban négy különböző fizikai, kémiai és környezetvédelmi tulajdonságokkal rendelkező fémet (a Cd-t, Pb-t, Ni-t és a Zn-t) választottak reprezentatív elemnek. Megállapították, hogy a Cd (80-90%) és Ni (70-95%) biológiai extrakciójának határfoka csak kicsivel kevesebb, mint a szerves és savas extrahálószerké. A Zn kioldása (85-100%) hatékonyabb, az ólomé (max. 60%) kevésbé. A maximális kioldást pH=4-nél 4-5 napos extrakciódőnél kapták. Az eljárás levegőztetést és enyhén megemelt hőmérsékletet (25°C) igényel.

2.4.2.2. Szerves mikroszennyezők

A szennyvíziszapok káros szerves anyagokat is tartalmazhatnak a háztartásokból és az ipari üzemekből származó kibocsátások révén (EPSTEIN, 2002). A legújabb tudományos eredmények alapján főleg rákkeltő és mutagén hatásuk következtében az alábbi szerves szennyező anyagok jelenthetnek potenciális veszélyt a bioszférára a szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésekor (HAIDEKKER, 2002):

- poliklórozott bifenilek (28, 52, 101, 118, 138, 153 és 180) (PCB),
- policiklikus aromás szénhidrogének (PAH),
- poliklórozott dibenzodioxin (PCDD),
- poliklórozott dibenzofurán (PCDF),

- lineáris alkil-benzol-szulfonátok,
- di(2-etil-hexil)-ftalát (DEHP),
- 1 vagy 2 etoxicsoprotot tartalmazó nonil- fenol és nonil- fenol-etoxilátok.

Ezek a káros anyagok a kezelt települési szennyvíziszapokban általában csak kis koncentrációban találhatók meg, az iszapok hasznosítását nem korlátozzák, alkalmazásuk csupán kis mértékű terhelést okozhat, így a mezőgazdasági elhelyezésüknek hosszú távon sincs akadály (PÁLNÉ, 1996).

A hazánkban jelenleg érvényben lévő 50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása előtt az iszap vizsgálandó komponensei közé csupán az összes alifás szénhidrogént C5-C40 (TPH), a policiklikus aromás szénhidrogéneket és a poliklórozott bifenileket sorolja, melyek meghatározása előzetes hatósági egyeztetés alapján mellőzhető. A hazai szennyvíziszapokban megengedett károsanyag-tartalom mezőgazdasági felhasználás esetén Σ PAH -ra 10, Σ PCB -re 1, TPH-ra pedig 4000 mg/kg sz.a.. A mezőgazdasági területre évente kijuttatható károsanyagok mennyisége Σ PAH esetén 0,1, Σ PCB esetén 0,05, TPH esetén pedig 40 kg/ha (50/2001. (IV.3.) KORMÁNYRENDELET).

2.4.2.3. Patogén mikroorganizmusok

A toxikus elemek és a káros szerves anyagok mellett az iszap fertőzőképessége is kockázatot jelent. A szennyvíziszapok koncentráltan tartalmazzák mindazokat a kórokozókat (baktériumokat, vírusokat, gombákat, protozoákat, bélférgek petéit), amelyeket a szennyvíz is tartalmazott, tehát potenciálisan fertőzési forrást jelentenek mind állat-, mind közegészségügyi szempontból (SZEGI, 1984; TAMÁS, 1998). A települési szennyvíziszapokban általában grammonként 10^6 - 10^7 nagyságrendű a kimutatott összcsíraszám, 10^4 - 10^5 nagyságrendet ér el a coli-szám, 10^3 - 10^4 értékben találhatók streptococcusok és clostridiumok, és mindig előfordulnak salmonellák, protozoák és más patogén szervezetek vagy azok szaporító képletei (VERMES, 2003).

A fertőzőképesség kiküszöbölésére szolgálnak a különböző iszapkezelési eljárások, a megfelelő időtartamú tárolás, stabilizálás, termikus kezelés, amelyek a szükséges mértékű fertőtlenítést biztosítják (SZABÓ, 1983, CSANÁDY, 1984; KELEMEN, 1984; JUHÁSZ és KÁRPÁTI, 2004).

SZEGI (1984), valamint HANGYEL és KRISZTIÁN (1995) megfigyelései szerint a mikrobiális életközösségek önszabályozó mechanizmusa következtében az iszapok fekáliás eredetű patogén mikrobáinak többsége a talajba kerülve nem jelent korlátozó

tényezőt, mert a trágyaként használt anyag bedolgozását követően – néhány kivételtől eltekintve (spórások, féregpeték, stb.) – fertőzőképességüket gyorsan elveszítik. E mikroorganizmusok számára a talaj ugyanis nem természetes élőhely, így nincs lehetőségük a szaporodásra, és fokozatosan elpusztulnak.

2.5. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának hazai jogi szabályozása

Hazánkban a települési szennyvíziszapok elhelyezésének és hasznosításának szabályozása már az 1960-as években elkezdődött. Ekkor még csak ideiglenes irányelvek formájában, később szabályzatban (9003/83. MÉM-EüM-OVM Szennyvízelhelyezési szabályzat), valamint ágazati műszaki irányelvekben (MI-10-420-82 Szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása, MI-08-1735-1990 Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése) jelentek meg a vonatkozó követelmények (VERMES, 2003).

2001-ben a magyar kormány a 2000. évi XLIII. hulladékgazdálkodásról szóló törvény alapján megalkotta az európai uniós jogszabállyal (a Tanács 86/278/EGK irányelve a környezet, és különösen a talaj védelméről a szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználásával kapcsolatban) is harmonizáló, ma is érvényben lévő 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól (a továbbiakban: Rendelet). A szabályozás célja, hogy egyes szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági területen való szakszerű felhasználásával elkerülhetővé váljanak a környezet elemeire, valamint az emberek egészségére, a növényekre és az állatokra gyakorolt káros hatások. A Rendelet szabályozza a szennyvízelvezető művel összegyűjtött és szennyvíztisztító műben tisztított szennyvíz, illetve kezelt szennyvíziszap mezőgazdasági területre történő kijuttatását, illetve felhasználásának szakmai feltételeit, ideértve a gyűjtött és kezelt települési folyékony hulladékok mezőgazdasági felhasználásának feltételeit is. A szabályokon túlmenően tartalmazza a szükséges vizsgálatokat, a káros anyagok és toxikus elemek megengedhető koncentrációit a talajban, szennyvízben és szennyvíziszapban. A reprezentatív vizsgálati eredmény érdekében előírásokat tartalmaz a mintavételre vonatkozóan. Mezőgazdasági területen csak a kezelt szennyvíziszap és tisztított szennyvíz felhasználását engedélyezi, és részletes eljárási szabályokat állapít meg ennek engedélyezésére. A Rendelet alkalmazásában kezelt iszapoknak tekintjük a biológiai, kémiai, illetve hőkezeléssel, tartós (legalább 6 hónapig tartó) tárolással vagy

más kezeléssel nyert olyan iszapokat, melyek szennyezőanyag-tartalma a Rendelet előírásainak megfelel, és amelyekben a kezelés hatására a fekál coli és a fekál streptococcus szám ml-ben mért mennyisége az eredeti érték 10 %-a alá csökken; valamint mezőgazdasági felhasználás alatt értünk minden olyan tevékenységet, ami a szennyvíznek, szennyvíziszapnak a mezőgazdasági terület talajára történő kijuttatását, illetve bedolgozását célozza (50/2001. (IV. 3.) KORMÁNYRENDELET). A Rendelet több esetben szigorúbb előírásokat, határértékeket tartalmaz tekintettel arra, hogy a hazai termőterületek – ellentétben az iparilag fejlett országokban tapasztalható helyzettel – nem szennyezettek olyan mértékben és ezt igyekszünk fenntartani.

A Rendeletet azonban a szakemberek részéről számos esetben jogos bírálat érte (JUHÁSZ, 2002; SÜTŐ, 2003; VERMES, 2003, HORVÁTH, 2004). Hiányossága például, hogy a vizsgálandó komponensek között az összes nehézfém-tartalom meghatározása mellett nem írja elő a toxikus elemek mobilis, oldható, illetve felvehető mennyiségének mérését. VERMES (2003) felhívta a figyelmet arra, hogy a Rendelet nem jelent teljes körű szabályozást, mert csak a termőföldön történő iszapelhelyezés szabályait foglalja össze, és nem tér ki az egyéb elhelyezési lehetőségekre. A Környezetvédelmi Szolgáltatók és Gyártók Szövetsége által 2001-ben szervezett konferencián mások arra mutattak rá, hogy felül kell vizsgálni a Rendeletnek a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítását korlátozó, illetve ellehetetlenítő előírásait (VÖRÖS, 2001). A konferencián elhangzott megállapításokkal összhangban, a Rendeletben található ellentmondások kijavítására és a jogszabály módosítására 2003-ban elkészült a 208/2003. (XII. 10.) Kormányrendelet, mely több fontos változást tartalmaz a Rendelethez képest. A módosításban már nem szerepel az erdők esetében a 300 méteres védőtávolság betartása. A szennyvízzel és szennyvíziszappal kijuttatható összes nitrogén-hatóanyag mennyiségére vonatkozó 170 kg/ha-os korlát betartása csak a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletben meghatározott nitrátérzékeny területeken kötelező.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Vizsgálati anyag

3.1.1. A települési szennyvíztisztítás és szennyvíziszap-kezelés technológiái a vizsgált magyarországi nagyvárosok gyakorlatában

A vizsgálat tárgyát képező három település szennyvíztisztítási és iszapkezelési technológiáját az iszapok mintavételi időpontjában (2001-ben) fennálló állapotoknak megfelelően ismertetem, és röviden kitérek az azóta végrehajtott korszerűsítési, fejlesztési programok eredményeire.

3.1.1.1. Nyíregyháza város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése

Nyíregyháza szennyvizét a Nyírségvíz Nyíregyháza és Térsége Vízforgalmi Rt. üzemeltetésében működő I. számú szennyvíztisztító telepen kezelik. 2001-ben a szennyvíz kezelése négy technológiai sorban történt. Az 1. technológiai sor a szennyvíz fogadását, a tisztító telep megkerülését biztosító zsilipaknát, a gépi és kézi tisztítású rácsot, az átemelő szivattyúkat, a homokfogót és az osztóaknát tartalmazta. A fogadóaknába érkező szennyvíz a rácsműtárgyon keresztül átfolyva a kétrekeszes, vízszintes átfolyású homokfogóba került. A homokfogóból távozó szennyvíz a műtárggyal egybeépített osztóműbe jutott. Az osztómű az órás átlagvízhozam 20%-át a 3. technológiai sor, 40-40%-át a 2. és 4. technológiai sor műtárgysorába, az átlag vízhozam feletti mennyiséget pedig a 6000 m³ térfogatú puffertárolóba irányította. A műtárgysorok közül a 2. technológiai sor egy 400 m³-es Dorr-típusú előülepítőből, egy 2000 m³ térfogatú levegőztető medencéből és egy 1250 m³-es ugyancsak Dorr-típusú utóülepítőből állt. A levegőztetés mélylégbefúvással történt. A 3. technológiai sor egy 250 m³-es Dorr-típusú előülepítőt és egy tömbösített hat rekeszes levegőztető-utóülepítő műtárgyat tartalmazott. A Kessner-kefés levegőztető medence egy-egy rekeszének térfogata 184 m³, a hosszanti átfolyású Uniflow típusú utóülepítőé 138 m³. A 4. technológiai sor előülepítője Dorr-típusú, térfogata 400 m³, a sor levegőztető medencéje két párhuzamosan kapcsolt 1000-1000 m³-es térfogatú, a levegőztetést két-két 2400 mm-es rotor biztosította. A két darab Dorr-típusú utóülepítő egyenként 1000 m³-es. A három technológiai sor előülepítőjén, levegőztető és utóülepítő medencéjén átfolyó szennyvíz a befogadóba, a VIII. számú vízfolyásba (az Ér patakba) került.

A 2002-ben megvalósult korszerűsítés során a meglévő biológiai tisztító sor kiegészült egy nitrifikáló-denitrifikáló egységgel, valamint kiépült a foszfor eltávolításának lehetősége is.

Az elő- és utóülepítőkből eltávolított szennyvíziszap iszapsűrítőbe, majd iszapszikkasztó ágyra került. Az anaerob rendszerű hideg rothasztás földmedencés műtárgyakban (12 darab) történt, amelyek egyenként 10000 m³ térfogatúak voltak. Ezt követően a stabilizált, átlagosan 8% szárazanyag-tartalmú iszap a szennyvíztisztító telep komposztáló telepére került, ahol a kirothasztott iszapot búzaszalmával történő víztelenítés után komposztálták. A 15% szárazanyag-tartalmú szennyvíziszap-szalma keveréket a prizmákban 20-25 hétig érlelték. Az elkészült prizma 100 m hosszú, 5 m talpszélességű, 2,4 m magas, keresztmetszete 45° esetén 6 m², térfogata 600 m³ volt. A komposztálás ideje alatt a prizmákat havonta egyszer átforgatták, szükség esetén szennyvízzel nedvesítették, és mésszel kezelték. A kész szennyvíziszap komposztot, melynek szárazanyag-tartalma 50-55%, átrostálást követően az értékesítésig a késztermék-tárolóban tárolták.

A korszerűsítésnek köszönhetően a szennyvíziszap kezelés jelenleg zárt, fűtött rothasztó tornyokban történik, valamint megvalósult a rothasztott iszap gépi víztelenítése.

3.1.1.2. Debrecen város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése

A Debrecen DNy-i részén lévő szennyvíztisztító telepet a Debreceni Vízmű Rt. üzemelteti. 2001-ben a telepre érkező szennyvíz először egy osztó műtárgyba került, majd innen egy durva rácson és kőfogó zsompon át a finomrácshoz jutott. A finom rácstról a szennyvíz az ikermedencés, légbefúvós homokfogóba került. A homoktól mentesített szennyvíz a két darab 40 m átmérőjű Dorr-típusú ülepítőbe került. Az ülepítéssel megtisztított szennyvizet ezután a tömbösített kialakítású eleveniszapos biológiai tisztítóra, majd a négy darab Dorr-típusú utóülepítőbe vezették. A tisztított szennyvíz befogadója a Tóó patak.

Az elő- és utóülepítőből származó szennyvíziszapot először két darab egyenként 16 m átmérőjű pálcás kotróval ellátott vasbeton műtárgyban elősűrítették. Ezt követően a két, egyenként 4500 m³ hasznos térfogatú +35 °C-ra felfűtött utófeszített vasbeton rothasztó toronyban az iszap anaerob rothasztását végezték el. Az iszap tartózkodási ideje a tornyokban átlagosan 20 nap volt. A technológia célja az iszap szervesanyag-

tartalma legalább 40%-ának kirohasztása volt. A folyamat során biogáz keletkezett, melyet kéntelenítés után három darab gázmotorban égettek el. A gázmotorok együttesen 1190 kWh villamos, és 800 kWh hőenergia előállítását tették lehetővé. A villamos energiát az üzem technológiai berendezéseinek működtetéséhez használták fel, amellyel a szennyvíztisztító telep átlagos napi villamos energiaszükségletének mintegy 60%-át fedezték. A keletkezett hőenergia is hasznosításra került. A gázmotorok hűtővizével a rohasztók fűtését oldották meg. A stabilizált iszap ezután a két darab 16 m átmérőjű 960 m³ osztóterefogatú peremhajtású pálcás kotróval ellátott vasbeton utósűrítőbe, majd a négy darab HUMBOLD CP 3.01 típusú centrifugába került víztelenítés céljából. A centrifugák hatásfokának növelésére az iszaphoz kationaktív polielektrolit adagolása történt.

3.1.1.3. Miskolc város szennyvíztisztításának technológiája, a szennyvíztisztítás során keletkezett szennyvíziszap kezelése

A MIVÍZ Rt. üzemeltetésében működő, mechanikus és biológiai egységből álló tisztítómű Miskolc város és a környező agglomerációk szennyvizeinek előmechanikai, mechanikai és biológiai tisztítását, valamint a keletkezett szennyvíziszap kezelését végzi. 2001-ben a szennyvíz gravitációsan érkezett a tisztítótelepre. Az átemelő előtt iker kivitelű előmechanikai tisztító műtárgyak (kőfogó, gereb) működtek. A következő technológiai elem a finomrács volt, melyet a hosszanti átfolyású homokfogó követett. Ezután a szennyvíz a négy darab előülepítőre került, amelyek 32 m átmérőjű, egyenként 1800 m³ hasznos térfogatú Dorr-típusú vasbeton műtárgyak voltak, majd a szennyvizet a biológiai tisztító egységre vezették. A levegőztetett medence három részre osztott mikrobuborékos mélylevegőztető rendszerű, amelyben a vízmélység 4,7 m volt. A levegőztetett medencéből a szennyvíz a négy darab 40 m átmérőjű Dorr-típusú utóülepítőbe került. Az ülepített szennyvíz nyitott betoncsatornán folyt a fertőtlenítő felé. A fertőtlenítő medencéje megkerülhető volt. A fertőtlenítés klórgázzal történt, 2001-ben azonban az üzemeltetési engedélynek megfelelően nem végeztek fertőtlenítést. A tisztított szennyvizet 170 cm-es előfeszített vasbeton csatornán vezették a befogadóba, a Sajóba.

Az elő- és utóülepítőből származó nyers-, illetve fölösiszap 2001-ben sűrítendő volt gravitációsan és gépi úton is. A négy darab gravitációs iszapsűrítő 640 m³ térfogatú, pálcás keverésű vasbeton műtárgy volt, mely elő- és utóülepítőként is működött. A gravitációs sűrítés intenzifikálása mésztejadagolással történt mésztej előkészítő rendszer

alkalmazásával. A sűrített iszap ezután a centrifuga gépházba került. Az iszap sűrítésére és víztelenítésére ugyanazon KHD-SB-S2-11H típusú centrifugák szolgáltak. A beépített centrifugák tehát kétféle üzemmódban voltak működtethetők, sűrítési üzemmódban (maximum 8-12%-os szárazanyag-tartalomig) és víztelenítési üzemmódban (maximum 24%-os szárazanyag-tartalomig). Víztelenítés előtt nem volt alkalmazható a gépi sűrítés. A víztelenített iszapot az A/TCW-DDS30 típusú iszapszárító berendezésben szárították, melynek vízpárolgató képessége 2000 kg/h volt. A szárító előtt, azzal egy épületben három darab KHD CP-3-01HM típusú centrifuga üzemelt. A víztelenítés után nyert 20-28 %-os szárazanyag-tartalmú iszaptól az iszap szárítása után 90-92% szárazanyag-tartalmú, szilárd halmazállapotú, 1-4 mm-es granulátumot állítottak elő. Az iszap szárítása során a térfogatcsökkenés mellett a rothadóképeség, fertőzőképeség és bűzhatás is csökkent. A kész granulátum a késztermék-silóban került tárolásra.

A miskolci iszapgranulátumból karbidmész és riolittufa hozzákeverésével, majd érlelésével az EDIAFILT Kft. Erdőbényén talajjavító- és tápanyagkeveréket állít elő. A Köhler Mihály féle keverék az FVM 35766/2001. szám alatti forgalmazási engedéllyel rendelkezik, melyben a karbidmész 50, a riolittufa 25 és a granulált szennyvíziszap 25 m/m %-ban van jelen.

3.1.2. A kísérleti talaj és az alkalmazott szennyvíziszapok alapjellemezői

A tenyészedényes kísérletekhez használt Ramann-féle rozsdabarna erdőtalaj a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből (Nyíregyháza, Rákóczi út 69.), a felső 30 cm-es rétegből származott. A talajmintát 5x10 m-es területről vettem kétátlós párhuzamos módszerrel (cikk-cakk vonalban), 10-10 azonos tömegű részmintát összekeverésével. A kísérletekben használt talaj alapjellemezőit, a talajtípus jellemző összetételét (BARANYAI et al., 1987) és a mérések során alkalmazott vizsgálati szabványokat a 3. táblázat tartalmazza.

Munkám során Magyarország három megyei jogú városának – Nyíregyháza, Debrecen, Miskolc – szennyvíztisztítása során keletkezett települési szennyvíziszapjait tanulmányoztam (3.1.1. fejezet, 1. melléklet). A vizsgálatokhoz az iszapokból térbeli átlagmintát vettem, azaz egy hely különböző pontjaiban, közel azonos időpontokban vett részmintáit kevertem össze. A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt a Nyírségvíz Rt. komposztáló telepének egyik prizmájából származott. Tíz-tíz leszúrásból kevertem

össze a prizma szélétől 1 m-re 3 különböző helyről 0-60 cm-es mélységből vett részmintákat. A debreceni szennyvíziszapot az egyik szállító konténer különböző mélységeiből mintáztam meg és az 5 részmintából homogenizált reprezentatív átlagmintát képeztem. A miskolci szennyvíziszap mintákat az előírásoknak megfelelően az iszapkezelő eljárásokat és az iszapvizsgálatokat egyaránt ismerő, gyakorlott szakember vette (MSZ 318/2-85:1985; MSZ-10-509:1992). A kísérletekben alkalmazott szennyvíziszapok alapjellemzőit és a vizsgálati szabványokat a 4. táblázat foglalja össze.

3. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott talaj alapadatai az SGS Hungária Kft. Nyíregyházi Kirendeltség Laboratóriumának mérései (2002) alapján, valamint az előírt vizsgálati szabványok

Tulajdonságok	Mérték- egység	alaptalaj*	átlagérték**	Vizsgálati szabvány
pH (H ₂ O)	(-)	7,66	6,03	MSZ-08-0206-2:1978
Humusztartalom	(m/m%)	1,30	1,61	MSZ-08-0210:1977
Összes karbonáttartalom (CaCO ₃)	(m/m%)	5,90	1,87	MSZ-08-0206-2:1978
Összes vízdoldható só tartalom	(m/m%)	0,030	0,023	MSZ-08-0206-2:1978
Arany-féle kötöttségi szám	(K _A)	38,3	36,9	MSZ-0205:1978
Leiszapolható rész	(m/m%)	24,9		MSZ-0205:1978
Felvehető tápanyagtartalom	(mg/kg)			MSZ-20135:1999
- NO ₃ +NO ₂	(mg/kg)	46,2		
- P ₂ O ₅	(mg/kg)	139	144	
- K ₂ O	(mg/kg)	725	206	
- Mg	(mg/kg)	295	176	
- Na	(mg/kg)	40,8	40,3	
- Zn	(mg/kg)	16,70	2,18	
- Cu	(mg/kg)	2,82	3,11	
- Mn	(mg/kg)	40,6	81,5	

* Az adatok 3 ismétlés átlagai.

**A Ramann-féle barna erdőtalaj jellemző összetétele (BARANYAI et al., 1987)

4. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott települési szennyvíziszapok alapadatai a Hajdú-Bihar megyei Növényegészségügyi és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumának mérései (2006) alapján, valamint az előírt vizsgálati szabványok

Tulajdonságok	Mérték-egység	Nyíregyházi sz.i.*	Debreceni sz.i.*	Miskolci sz.i.*	Vizsgálati szabvány
pH (H ₂ O)	(-)	6,35	6,51	12,5	MSZ-08-0012-8:1987
pH (KCl)	(-)	6,34	6,22	12,1	MSZ-08-0206-2:1978
Összes vízdoldható sótartalom	(m/m%)	3,21	7,40	2,80	É MSZ-08-0012-9:1987
Összes szervesanyag-tartalom	(m/m%)	21,9	55,2	9,12	MSZ EN 13039:2001
Összes (Kjeldahl) N ± szórás	(mg/kg sz.a.)	0,99±0,05	3,68±03	0,34±0,02	MSZ-08-0012-10:1987 3.4. FIAN 2000
Összes P ± szórás	(P ₂ O ₅ mg/kg sz.a.)	6827±225	20400±265	1307±175	MSZ-08-0012-11:1987 3.6.3.
Összes K ± szórás	(K ₂ O mg/kg sz.a.)	2707±15	1833±38	1427±110	MSZ-08-0012-12:1987 3.6.2.

*Az adatok 3 ismétlés átlagai. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

3.2. Települési szennyvíziszapok vizsgálata a talaj-növény rendszerben

Tenyészedényes kísérletet állítottam be Ramann-féle rozsdabarna erdőtalajon 2001-2003 között a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének növénynevelő fényszobájában. Az iszapterheléses kísérletsorozatban a jelzőnövények rozs, szudánifű, őszi káposztarepce, takarmányborsó sorrendben követték egymást. A jelzőnövényeket kezeletlen talajon (kontroll), illetve talaj–iszap keverékeken neveltem.

Az első kísérletben az alkalmazott települési szennyvíziszapok, azaz a nyíregyházi, a debreceni és a miskolci iszap tömegszázalékos aránya a keverékekben kezelésként 2,5%, illetve 10% (m/m %) volt, amely szabadföldi körülmények között 75, illetve 300 t/ha/sz.a. iszapadagoknak felel meg. A kísérlet folytatásaként az iszapok kis dózist a kísérletsorozat végéig folyamatosan 2,5%-kal emeltem (amely évi 75 t/ha iszapfelhasználást jelent szabadföldi körülmények között), míg a nagy dózis esetében a második kísérletben az arányt 5%-kal (150 t/ha/sz.a./év) növeltem, majd a későbbi kísérletek során az iszapok mennyiségét nem változtattam, csupán utóhatásukat vizsgáltam. Így az iszapterheléses kísérletsorozat végén az iszapok tömegszázalékos aránya a keverékekben kezelésként a kis dózis esetén 10%, a nagy dózisonál pedig

15% lett. A kezeléseket, illetve az alkalmazott települési szennyvíziszapok kijuttatási arányait az 5. táblázat ismerteti.

5. táblázat: A tenyészedényes iszapterheléses kísérletsorozat kezelései (Nyíregyháza, 2001-2003)

Kezelések	Szennyvíziszapok aránya (m/m%)			
	1. kísérlet rozs jelzőnövénnel	2. kísérlet szudánifű jelzőnövénnel	3. kísérlet ősz káposztarepce jelzőnövénnel	4. kísérlet takarmányborsó jelzőnövénnel
Kontroll	0	0	0	0
Nyíregyházi sz.i. kis dózis	2,5	5	7,5	10
Nyíregyházi sz.i. nagy dózis	10	15	15	15
Debreceni sz.i. kis dózis	2,5	5	7,5	10
Debreceni sz.i. nagy dózis	10	15	15	15
Miskolci sz.i. kis dózis	2,5	5	7,5	10
Miskolci sz.i. nagy dózis	10	15	15	15

Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

A kísérletek megkezdése előtt a szükséges mennyiségű talajt és a szennyvíziszapokat a 3.3.1. és a 3.3.7. fejezetekben leírtak szerint készítettük elő és dolgoztuk fel. A talaj- és szennyvíziszap minták „összes” toxikuselem-tartalmát a 3.3.3. fejezet alapján készített cc. HNO₃ – H₂O₂ eleggyel való roncsolatokból mértük (3.3.7. fejezet). A talaj és szennyvíziszapok „kicserélhető” elemtartalmát 0,01 M-os CaCl₂-oldattal a 3.3.4. fejezet alapján készített kivonatokból, valamint a „felvehető” elemtartalmát a 3.3.5. fejezet szerint készített Lakanen-Erviö kivonatokból határoztuk meg (3.3.7. fejezet). A szennyvíziszapokban lévő nehézfémek kötésformáit háromlépcsős frakcionált fémkivonási módszerrel (3.3.6. fejezet) is megvizsgáltuk (3.3.7. fejezet).

3.2.1. Tenyészedényes kísérlet beállítása rozssal

A kísérletsorozat első kísérletében egy kontrollt és három különböző kezelést állítottam be rozs jelzőnövénnel 2001 telén. A kezeléseket négyszeres ismétlésben végeztem.

A kontrollként alkalmazott talaj kezelésként csupán desztillált vizet kapott. A légszáraz állapotig szárított, 2 mm átmérőjű szitán átszitált talajt a szabadföldi vízkapacitás 75%-ának megfelelő vízmennyiséggel nedvesítettem vissza, majd homogenizáltam.

Az első kezelésben nyíregyházi búzaszalmával komposztált szennyvíziszapot adtam az előkészített talajhoz úgy, hogy a talaj-iszap keverékben az iszap tömegszázalékos aránya 2,5% és 10% volt. A második kezelésben debreceni anaerob módon rothasztott szennyvíziszapot alkalmaztam az előző kezeléssel megegyező dózisokban. A harmadik kezelésben miskolci riolittufával és karbidmésszel érlelt granulált szennyvíziszapot juttattam ki a talajra szintén 2,5% és 10%-os arányban. Az iszapok bekeverését követően mintákat vettem, majd a kezeléseket talajait a szabadföldi vízkapacitás 75%-ának megfelelő desztillált vízzel nedvesítettem be és homogenizáltam.

Két héttel a szennyvíziszapok kijuttatását követően az 5250 g talajt tartalmazó műanyag cserepekbe rozs (*Secale cereale* L.) tesztnövényt vettem. Az alkalmazott fajta, a Kisvárdai legelő úgynevezett kettős hasznosítású magyar fajta, korai vetés mellett ősszel vagy tavasszal, esetleg mindkét időszakban juhokkal legeltethető. Az őszi legeltetése a vetéstől számított 40 nap múlva kezdhető el. Télállósága kiváló. Szármagassága 170-200 cm. Szárazságtűrése jobb, mint a középmagas fajtáké, állóképessége viszont gyengébb. A fajtát államilag 1988-ban ismerték el. A fajtabejelentő és fajtafenntartó a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Nyíregyházi Kutató Központja (Nyíregyháza).

Vetés után két héttel kiritkítottam az állományt, 12 átlagos fejlettségű növényt hagyva minden tenyészedenyben. A kísérlet során az edények elhelyezése a tenyészasztalokon véletlenszerű volt.

A fényszobában a kísérlet időtartama alatt a megvilágítás 12-16000 lux volt naponta 8 órán át, a hőmérséklet nappal $22 \pm 2^\circ\text{C}$, éjszaka $16 \pm 2^\circ\text{C}$ között változott. A páratartalmat ($\varphi = 40-50\%$) Bionaire CR2 típusú (Bionaire Ltd., Quebec, Kanada) mozgatható párasító berendezéssel szabályoztam.

A növényeket 2-3 naponta desztillált vízzel konstans tömeg eléréséig (a talaj szabadföldi vízkapacitásának eléréséig) öntöztem. Mind a kontrolltalajra, mind az iszapokkal kezelt talajra a vegetatív tömeg kiteljesedése érdekében egyszeri alkalommal 40 mg/kg nitrogént juttattam ki NH_4NO_3 oldat formájában. A tenyészidő alatt vegyszeres védekezésre nem volt szükség.

A növényeket kétszer mintáztam meg, először az őszi legeltetést modellezve 40 napon, majd a kísérlet bontásakor 65 napon. A gyökerek és hajtások szárazanyag-tartalmának meghatározását és az elemanalízishez szükséges előkészítést a 3.3.2. fejezetben ismertetett módon végeztük. A kísérlet végén minden tenyészedenyből talajmintákat is vettem. A talajokból és a növényi szervekből az „összes” nehézfém-

tartalmat a 3.3.3. fejezet szerint készített tömény HNO_3 – H_2O_2 eleggyel való roncsolatokból mértük meg (3.3.7. fejezet). A talajok könnyen oldható elemtartalmát a 3.3.5. fejezet szerint készített Lakanen-Erviö kivonatokból határoztuk meg ICP-OES technikával (3.3.7. fejezet).

3.2.2. Tenyészedényes kísérlet beállítása szudánifűvel

A 3.2.1. pontban ismertetett kísérlet folytatásaként az inkubációs idő eltelte után (3 hónap) 2002 tavaszán a visszamaradt kezeletlen talajt és talaj-iszap keverékeket légszáraz állapotig szárítottam, 2 mm átmérőjű szitán átszitáltam, majd homogenizáltam. További iszap kijuttatással a talaj-iszap keverékekben a nyíregyházi, a debreceni és a miskolci iszap tömegszázalékos arányát kezelésként a kis dózis esetén 2,5%-ról 5%-ra, a nagy dózisonál 10%-ról 15%-ra emeltem. A bekeveréseket követően a tenyészedényekből talajmintákat vettem, majd a talajokat a szabadföldi vízkapacitás 75%-ának megfelelő desztillált vízzel nedvesítettem vissza.

Két héttel a szennyvíziszap kezeléseket követően, a 4750 g talajt tartalmazó tenyészedényekbe cirok x szudánifű háromvonalas hibridet (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf.) vettem. Az alkalmazott magyar hibrid a Gardavan (2004 előtt a fajta neve Avangard) a bugahányás kezdetéig betakarítva nagy tömegű, jó minőségű zöldtakarmányt ad, amely a kérődző állatok takarmányozására sokoldalúan felhasználható. Elsősorban zöldtetetésre és szilázs-készítésre ajánlott, de nyári aszályos időszakban a szarvasmarhák legelőjéül is szolgálhat (BOCZ, 1992). Állóképessége kiváló, 170-220 cm magas. Kezdeti fejlődése gyors, sarjadóképessége jó. A vetéstől a bugahányásig eltelt napok száma általában 72-74 nap. Már 60 cm-es növénymagasságtól érdemes a betakarítást megkezdeni, és legkésőbb bugahányás végéig be kell fejezni, mert utána elvénül. Államilag elismerésének éve 1992. A fajtabejelentő és fajtafenntartó a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Karcagi Kutatóintézete (Karcag), valamint a DUDU és Társa Mezőgazdasági és Kereskedelmi Bt. (Debrecen).

Vetés után két héttel kiritkítottam az állományt, minden edényben maximum 6 átlagos fejlettségű növényt hagyva meg. A kísérlet során az edényeket véletlenszerűen helyeztem el a tenyészasztalokon.

A kísérlet időtartama alatt a fényszobában a megvilágítás 12-18000 lux volt naponta 10 órán át, a hőmérséklet nappal $24\pm 2^{\circ}\text{C}$, éjszaka $16\pm 2^{\circ}\text{C}$ között változott. A páratartalmat ($\varphi = 40\text{-}50\%$) mozgatható párasító berendezéssel szabályoztam.

A növényeket 2-3 naponta desztillált vízzel konstans tömeg eléréséig (a talaj szabadföldi vízkapacitásának 75%-áig) öntöztem. A talajba a szennyvíziszap kezeléseken kívül egyéb formában tápanyagot nem juttattam ki a kísérlet során. A tenyészidő alatt vegyszeres védekezésre nem volt szükség.

A szudánifüvet bugahányás előtt kell betakarítani, mert ekkor a legkedvezőbbek a beltartalmi értékek és azok hasznosulása. Ennek megfelelően 65 napos növénynevelést követően került sor a jelzőnövények feldolgozására, valamint a növények és talajok újbóli megmintázására. A talaj- és növényminták előkészítését és a növények szárazanyag-tartalmának meghatározását a 3.3.1. és 3.3.2. fejezetek szerint végeztük el. A talajokból és a növényekből az „összes” elemtartalmat a 3.3.3. fejezet szerint készített tömény $\text{HNO}_3 - \text{H}_2\text{O}_2$ eleggyel való roncsolatokból mértük meg (3.3.7. fejezet).

3.2.3. Tenyészédéyes kísérlet beállítása őszi káposztarepcével

A kísérletsorozat harmadik kísérletében a rozzsal és szudánifüvel végzett kísérletek folytatásaként az inkubációs időt (közel 5 hónap) követően 2003 tavaszán a visszamaradt kontrolltalajt, illetve a talaj-iszap keverékeket átszitáltam, homogenizáltam. Ezután a talaj-iszap keverékekben az iszapok arányát a kis dózis estén további iszapkijuttatással 5%-ról 7,5%-ra emeltem, míg a nagy dózisinál a korábbi 15%-os arányt nem változtattam meg, az iszapok utóhatását vizsgáltam. A bekeverést követően talajmintákat vettem, majd a termesztőközegeket a szabadföldi vízkapacitásnak megfelelő desztillált vízzel nedvesítettem be.

Tesztnövényként őszi káposztarepcét (takarmányrepcét) (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera* Metzg. Ap. Sinsk. cv. Emerald) alkalmaztam, melyet két héttel az iszapok kijuttatását követően 3725 g talajt tartalmazó műanyag cserepekbe vettem. Az Emerald takarmányrepcét a kérődző haszonállataink félmonodiétás zöld etetésénél kiválóan lehet alkalmazni. A kitűnő beltartalmi mutatókkal rendelkező takarmánynövény fehérjeértéke a lucernáéhoz, energia értéke a jó minőségű silókukoricáéhoz hasonló. Az Emerald nagyon jó hatású zöldtrágyanövény is (NAGY, 2002). Az államilag elismerés éve 1980. A fajtabejelentő és fajtafenntartó a P.H. Petersen Saatzucht Lundsgaard GmbH & Co. (Grundhof, Németország), a

magyarországi fajtaképviselő az Alisca-Mag Kft. (Szekszárd). A kísérlethez szükséges vetőmagmennyiséget a Redivius Kft. (Győr) szolgáltatta.

A kísérlet során az edények elhelyezése véletlenszerű volt a tenyészasztalokon. A növénynevelés körülményei megegyeztek az első tenyészedenyes kísérletnél (3.2.1. pont) leírtakkal. A növényeket 2-3 naponta desztillált vízzel konstans tömeg eléréséig (a talaj szabadföldi vízkapacitásának eléréséig) öntöztem. A talajba a szennyvíziszapok bekeverésén kívül egyéb formában tápanyagot nem juttattam ki a kísérlet során. A tenyészidő alatt vegyszeres védekezésre itt sem volt szükség.

A tenyészedenyeket 65 nappal a vetőmagok elvetése után bontottam. Talajmintákat a kísérlet végén minden tenyészedenyből vettem. A talaj- és növényminták előkészítését és a növények szárazanyag-tartalmának meghatározását a 3.3.1. és 3.3.2. fejezetekben leírtak szerint végeztük. A talajokból és a növényekből az „összes” nehézfém-tartalmat a 3.3.3. fejezet szerint készített roncsolatokból mértük meg (3.3.7. fejezet).

3.2.4. Tenyészedenyes kísérlet beállítása takarmányborsóval

A kísérletsorozat utolsó évében az előző kísérleteket folytatva az inkubációs idő (közel 6 hónap) eltelte után 2003 őszén a visszamaradt kontrolltalajt és a talaj-iszap keverékeket az előzőekben leírtak szerint (3.2.2. pont) előkészítettem. Majd a talaj-iszap keverékekben az iszapok kis dózist 7,5%-ról 10%-ra emeltem, míg a nagy dózis 15%-os arányát megtartottam, az iszapok utóhatását vizsgáltam. Az iszapok bekeverését követően talajmintákat vettem, majd a természetközlegeket a szabadföldi vízkapacitás 75%-ának megfelelő desztillált vízzel nedvesítettem vissza és homogenizáltam.

A talajok előkészítését követő 12. napon a vetőmagokat 2425 g talajt tartalmazó műanyag cserepekbe vettem el. A kísérletben takarmányborsó (*Pisum sativum* L. (partim) cv. IP 5) jelzőnövényt alkalmaztam. Az IP 5 (szinonim neve Susan) tavaszi, zöldtakarmányozási célra termesztett takarmánynövény. Barnás-zöld márványozott magvú, lila virágú borsó. Igen gyors fejlődésű, nagy vegetatív tömeget adó magyar fajta. Szára 80-100 cm-re megnő, állóképessége jó. Fehérjetartalma 18-21% szárazanyagra számolva. Államilag elismerésének éve 1970. A fajtabejelentő és fajtafenntartó a Kaposvári Egyetem Iregszemcsei Takarmánytermesztési Kutató Intézete (Iregszemcse).

A növénynevelés körülményei megegyeznek a 3.2.2. pontban leírtakkal. A növényeket 2-3 naponta desztillált vízzel a talaj szabadföldi vízkapacitásának 75%-áig

öntöztem. A talajba a szennyvíziszapok bekeverésén kívül egyéb formában tápanyagot nem juttattam ki a kísérlet során. A tenyésztés alatt vegyszeres védekezést sem alkalmaztam.

Az IP 5 takarmányborsó javasolt betakarítási időpontja a vetéstől számított 65-70. nap (virágzásig). Esetemben a tenyészedenyeket a 60 napig tartó növénynevelést követően bontottam. Talajmintákat a kísérlet végén minden tenyészedenyből vettem. A talaj- és növényminták előkészítését, valamint a gyökerek és hajtások szárazanyag-tartalmának meghatározását a 3.3.1. és 3.3.2. fejezetekben leírtak szerint végeztük. A talajokból és a növényekből az „összes” nehézfém-tartalmat a 3.3.3. fejezet szerint készített roncsolatokból 3.3.7. fejezet alapján mértük meg. A talajok „felvehető” elemtartalmát a 3.3.5. fejezet szerint készített Lakanen-Erviö kivonatokból határoztuk meg (3.3.7. fejezet).

3.3. A talaj-, szennyvíziszap- és növényminták elemtartalmának meghatározása

3.3.1. A talaj- és szennyvíziszap minták előkészítése az elemanalízishez

A talaj- és szennyvíziszap mintákból a feldolgozás előtt a mechanikai szennyeződések és gyökérmaradványokat csipesszel, illetve szitálással eltávolítottam. A mintákat laboratóriumban szobahőmérsékleten (20 ± 2 °C) Petri-csészékben vékony rétegben szétterítve 2 héten át előszárítottam. A kivonatkészítés és roncsolás előtt a mintákat légszáraz állapot eléréséig 40 ± 2 °C hőmérsékleten, 14 órán keresztül (tömegállandóságig) szárítószekrényben (Mytron, Bio- und Solartechnik GmbH, Heilbad Heiligenstadt, Németország) szárítottam. A megszáritott mintákat 2 mm lyukbőségű szitán átszitáltam. A szitán fennmaradt szemcséket kalapácsos malommal (IKA MFC típusú kalapácsos malom, IKA Labortechnik Janke & Kunkel GmbH, Staufen, Németország) < 2 mm szemcseátmérőjűre őröltem és újraszitáltam addig, amíg a minta teljes mennyisége a szitán áthullott, majd az átszitált részleteket egyesítettem, és összerázással homogenizáltam. A vizsgálatra előkészített mintákat szobahőmérsékleten tároltam, majd műanyag tasakokban, felcímkézve szállítottam az elemanalízist végző laboratóriumba.

3.3.2. A növényminták előkészítése az elemanalízishez, szárazanyag-tartalom meghatározás

A kísérletek befejezésekor a növényeket gyökér és hajtás részekre bontottam. A növénymintákat először folyó csapvízzel gondosan lemostam, majd desztillált vízzel, háromszor váltva leöblítettem. A megmosott növénymintákról ezután papírtörölközővel alaposan leittattam a desztillált vizet, és automata mérleggel (AND EK-120A típus, A&D Co. Ltd., Japán) egy tizedes pontossággal megmértem a zöldtömeget.

A gyökér- és hajtásminták szárazanyag-tartalmát 70 ± 2 °C-on 12-24 órán át szárítószekrényben tömegállandóságig történt szárítás után határoztam meg automata mérleggel (AND EK-1200A típus, A&D Co. Ltd., Japán) két tizedes pontossággal.

A növénymintákat kalapácsos malommal 1 mm-nél kisebb átmérőjű részekre aprítottam. A vizsgálatra előkészített mintákat papírtasakokba tettem és szállításig exsziátorban tároltam.

3.3.3. Kivonat készítés salétromsav–hidrogén-peroxid eleggyel az „összes” toxikuselem-tartalom meghatározásához

Az elemanalízist megelőzően a vizsgált talaj- és szennyvíziszap mintákat KOVÁCS et al. (2000) módszerét követve a MSZ 21470-50:1998 szabványban leírtakat is figyelembe véve roncsoltuk el a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában, Debrecenben. Az előkészített mintákból 1 g-ot mértünk be két tizedes pontossággal a roncsoló csövekbe és 5 cm^3 cc. HNO_3 -at (65%, m/m, sűrűség $1,41\text{ g/cm}^3$) rétegeztünk rá. A csöveket ezután a Labor MIM OE 718/A típusú elektromos blokkroncsoló alumínium fűtőegységébe helyeztük, ahol 30 percen át 60 °C-on tartottuk, vagy a mintákat egy éjszakán (12 órán) át szobahőmérsékleten (20 ± 2 °C) állni hagytuk. Ezután a mintákhoz 5 cm^3 cc. H_2O_2 -ot (30%, m/m) adtunk, és blokkroncsolóban a hőmérsékletet 270 percig 120 °C-on tartottuk. A lehűtött roncsolatot mérőlombikban ionmentes vízzel 50 cm^3 -re jelre töltöttük, majd az elemanalízis előtt MN 640W típusú szűrőpapíron leszűrtük.

A porított növényi anyagból mintánként 1 g-ot cc. HNO_3 és cc. H_2O_2 (3:1 v/v, 3 M-os HNO_3 végkoncentráció) eleggyel roncsoltuk el KOVÁCS et al. (1996) módszere szerint az elemanalízist megelőzően a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában. A feltárás a talaj- és szennyvíziszap mintákhoz hasonlóan Labor MIM OE 718/A elektromos

blokkroncsolóval történt. A feltáráshoz a roncsoló csövekbe helyezett növénymintához 5 cm³ cc. HNO₃-at (65%, m/m, sűrűség 1,41 g/cm³) adtunk. A csöveket ezután az elektromos blokkroncsoló alumínium fűtőegységébe helyeztük, ahol 30 percen át 60 °C-on tartottuk, vagy a mintákat egy éjszakán (12 órán) át szobahőmérsékleten (20±2°C) állni hagytuk. Ezután a mintákhoz 3 cm³ cc. H₂O₂-ot (30%, m/m) adtunk, és blokkroncsolóban a hőmérsékletet 120 percig 90 °C-on tartottuk. A lehűtött roncsolatot mérőlombikban ioncserélt vízzel 50 cm³-re jelre töltöttük, majd az elemanalízis előtt MN 640W típusú szűrőpapíron leszűrtük.

A mikrohullámú roncsolás Ethos Plus típusú (Milestone Microwave Laboratory System, Olaszország) mikrohullámú roncsolóval történt, a roncsolóhoz ajánlott módszer (Grass–Application Note 076) alapján. A roncsolást nagynyomású rotorban végeztük. A mintákból 0,5 g-ot bemértünk a teflonedényekbe, majd 8 cm³ tömény (65%) HNO₃-at és 2 cm³ 30%-os H₂O₂-ot mértünk rá. Ezután az edényeket lezártuk. A felfűtési, illetve roncsolási lépések az alábbiak voltak: 3 perc 85 °C, 9 perc 145 °C, 4 perc, 200 °C, 14 perc 200 °C. A felfűtés minden lépését 1000 W teljesítményig végeztük. Ezt követte a 20 perces lehűtési szakasz.

3.3.4. Kalcium-kloridos kivonat készítése a „kicserélhető” toxikuselem-tartalom meghatározásához

A „kicserélhető” nehézfém-tartalom kivonása HOUBA et al. (1986) módszere alapján történt a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában, Debrecenben. A légszáraz talajminták két tizedes pontossággal bemért 5 g-nyi mennyiségéhez műanyag, zárható Erlenmeyer-lombikokba 50 cm³ semleges kémhatású (pH=7,00) 0,01 M koncentrációjú CaCl₂-oldatot adtunk, majd síkrázógéppel (IKA KS 501 típus, IKA Labortechnik Janke & Kunkel GmbH, Staufen, Németország) 2 órán át (200 ford./perc) rázattuk. Ezt követően a szuszpenziót MN 619 G ¼ típusú redős szűrőpapíron leszűrtük.

3.3.5. Lakanen-Erviö-féle talajkivonat készítése a „felvehető” nehézfém-tartalom meghatározásához

A Lakanen-Erviö kivonatot (LAKANEN és ERVIÖ, 1971) az MSZ 21470-50:1998 szabvány előírásainak megfelelően készítettük el a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában. A kivonat a híg pufferoldatban

(0,5 M ammónium-acetát + 0,5 M ecetsav + 0,02 M etilén-diamin-tetraecetsav, pH 4,65) oldható elemek mennyiségének meghatározására alkalmas. A talajkivonat 1 óráig tartó rázatással (50 ford./perc) történt 5,00 g előkészített mintából 50 cm³ hígított kivonóoldattal. A talajszuszpenziót az elemanalízis előtt MN 619 G ¼ típusú redős szűrőpapíron szűrtük le.

3.3.6. Szekvens extrakció

A háromlépcsős frakcionált fémkivonást (szekvens extrakciót) PETRUZZELLI et al. (1994) szerint különböző erősségű kivonószerekkel, egymást követő kivonat készítésével és elemzésével végeztem. Az eljárás a következő lépésekben történt: 5 g légszáraz 2 mm-re darált mintához 25 cm³ desztillált víz került adagolásra. 12 órán át való rázatás (130 ford./perc), 10 órás állás, majd 30 perces centrifugálást (6000 ford./perc) követően az extraktum szűréssel elválasztásra, majd elemzésre került (3.3.7. fejezet). (PETRUZZELLI et al. (1994) 12000 ford./perccel centrifugáltak 10 percen keresztül, számomra azonban nem állt rendelkezésre ilyen fordulatszámú működő centrifuga.) Az előző lépésben elválasztott szilárd maradékhoz 25 cm³ 1 M KNO₃ oldat került hozzáadásra, majd a 16 órán át való rázatást (130 ford./perc) 30 perces centrifugálás (6000 ford./perc) követte. Ezt követően az extraktum szűréssel elválasztásra, majd elemzésre került (3.3.7. fejezet). Az előző lépésben elválasztott szilárd maradékhoz 25 cm³ kivonószert (0,005 M EDTA + 0,01 M CaCl₂, melynek pH-ját 5,3-ra állítottuk be ecetsavval és ammónium-acetáttal, amely acetátra nézve 0,1 M lett) került hozzáadásra, majd 8 órán át való rázatást (130 ford./perc) és 30 perces centrifugálást (6000 ford./perc) (Hettich Rotanta 460R típusú centrifuga, Németország) követően az extraktum szűréssel elválasztásra és elemzésre került (3.3.7. fejezet). Az elválasztás után minden esetben 1 csepp cc. HNO₃-t adtam az extraktumokhoz, majd az elemzésig hűtőszekrényben tároltam.

3.3.7. Talaj-, szennyvíziszap- és növényminták elemanalízise

A roncsolatok, valamint az extraktumok elemanalízisét induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrometria technika alkalmazásával végeztük el. A mérésekre a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának Regionális Agrár-Műszerközpontjában került sor Debrecenben ICP-OES (Labtam 8840 M típus,

Ausztrália vagy Perkin-Elmer Optima 3300 DV típus, Perkin-Elmer Ltd., Wellesley, USA) készülékekkel.

A talajminták validálásához BCR-CRM 142R"t" jelű homoktalajt, illetve BCR-CRM 143R"t" jelű szennyvíziszappal szennyezett talajt (előállító Institute for Reference Materials and Measurements, Management of Reference Materials Unit, Geel, Belgium) használtunk fel. A növényminták validálásához referenciaként CRM 281 jelű angolperje (Commission of the European Communities, Community Bureau of Reference, Brüsszel) szolgált.

A szekvens extrakció során nyert extraktumok elemanalízise a Nyírségvíz Nyíregyháza és Térsége Víz- és Csatornamű Rt. Kémiai Laboratóriumában Varian Vista típusú (Varian Analytical Spectroscopy Osi, Palo Alto, USA) ICP készülékkel történt Nyíregyházán.

A szennyvíziszap minták elemtartalmának analitikai elemzése a Hajdú-Bihar megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumában, Debrecenben történt Thermo Jarrell Ash Polyscan 61E típusú (Thermo Jarrell Ash Corporation, Franklin, USA) ICP-OES készülékkel és szintén itt végezték a szennyvíziszapok alapjellemezőinek meghatározását is.

A kísérleti talaj alapparamétereinek meghatározása az SGS Hungária Kft. Nyíregyházi Kirendeltségének Laboratóriumában, Nyíregyházán történt.

A talajminták nehézfém-tartalmának meghatározása az MSZ-21470-50:1998 (Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása) szabvány szerint történt.

A szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának meghatározásához alkalmazott vizsgálati szabványokat a 2. melléklet tartalmazza. A jelzőnövények nehézfém-tartalmának meghatározásához alkalmazott magyar szabványokat a 3. melléklet foglalja össze.

3.4. A szennyvíziszapok talajmikrobiológiai hatásainak vizsgálata

A kísérletsorozat negyedik kísérletében (3.2.4. fejezet) az alkalmazott szennyvíziszapok talajmikrobiológiai hatásait is tanulmányoztam. E tenyészedényes kísérletben a kezeletlen talajon (kontroll 0%), valamint a nyíregyházi, debreceni és a miskolci szennyvíziszapokat kezelésenként 10, illetve 15%-ban tartalmazó talajkultúrákban takarmányborsó (*Pisum sativum* L. cv. IP 5) jelzőnövényt neveltem.

A kísérlet célja a települési szennyvíziszapok hatásának tanulmányozása volt a talaj-mikroorganizmusok számának alakulására (összbaktérium- és mikroszkopikus gombaszám meghatározása), valamint néhány, a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása szempontjából fontos talajenzim aktivitására (foszfatáz-, ureáz-, dehidrogenáz- és cellulázaktivitás mérése).

A kísérlet során három alkalommal vettem talajmintákat, az elővetemény, azaz a takarmányrepce lekerülésekor (1), a talaj tenyészedényes inkubálását majd a szennyvíziszapok újabb kijuttatását követő második héten a takarmányborsó vetésével egy időben (2), valamint a takarmányborsó „betakarításakor” 60 napig tartó növénynevelést követően (3).

A talajmintákat műanyag tasakokban felcímkézve hűtőszekrényben tároltam a szállításig és a vizsgálatok elvégzéséig. A vizsgálatokat a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Talajtani Tanszékének Mikrobiológiai laboratóriumában végeztük el, Debrecenben.

3.4.1. A talaj-mikroorganizmusok számának meghatározása

A begyűjtött talajmintákból lemezöntéses módszerrel határoztuk meg az összes baktériumszámot és a mikroszkopikus gombák számát (SZEGLI, 1979). A baktériumok tenyésztését húsleves-agaron végeztük, míg a mikroszkopikus gombák esetében pepton-glükóz-agar táptalajt használtunk.

Az eljárás lényege a következő öt lépésből állt:

A táptalajok előkészítése

Az alkalmazott táptalajok összetétele a következő volt:

Húsleves agar

Desztillált víz	1000 ml
Beef extract	10 g
Pepton	5 g
NaCl	3 g
K ₂ HPO ₄	1 g
Agar	20 g

Pepton-glükóz agar

Desztillált víz	1000 ml
Glükóz	10 g
Pepton	5 g
MgSO ₄	0,5 g
K ₂ HPO ₄	1 g
Agar	20 g
Rose bengal	3,3 mg
Stredipen	1 ampulla

A húsleves agar pH-ját 1 M NaOH-al 7,2-re állítottuk be.

A megfelelően összeállított sterilizált szilárd táptalajokat addig melegítettük, míg a táptalajok megolvadtak.

Hígítási sor elkészítése

A hígítási sor elkészítéséhez 10 g talajt a 90 ml sterilizált vizet tartalmazó Erlenmeyer-lombikba mértünk és 30 percig rázattuk. Az így kapott szuszpenzióból steril 10 ml-es pipettával 10 ml-t átvittünk egy másik 90 ml sterilizált vizet tartalmazó Erlenmeyer-lombikba. Ezzel elértük, hogy a kezdeti 10-szeres hígítást (10^1) 100-szorosára (10^2) hígítottuk. Ezt a műveletet – mindig újabb steril pipetta alkalmazásával – mindaddig folytattuk, míg azt a kísérlet szempontjából szükségesnek tartottuk. Ezt az összcsíraszám meghatározásánál a 10^6 , míg a gombaszám esetében a 10^3 hígítás jelentette.

Leoltás

A megfelelő hígításokból 1 ml-t a sterilitás szabályainak betartásával sterilizált Petri-csészébe mértünk, majd ráöntöttük a kellő hőmérsékletre lehűtött táptalajt. Ráöntés után a Petri-csészét körkörösén az asztal lapján csúsztatva mozgattuk, hogy a táptalaj a szuszpenzióval jól összekeveredjen, illetve egyenletesen szétterüljön a Petri-csészében.

Tenyésztés

A táptalaj megdermedése után a Petri-csészéket fordított helyzetben – nehogy a keletkezett kondenzvíz a kifejlődött telepeket összemossa a táptalajon – termosztátba raktuk. Az inkubáció az összcsíraszám meghatározásánál 30 ± 1 °C-on 48 órán keresztül, a mikroszkopikus gombák esetében pedig 25 ± 1 °C-on 5 napig tartott.

Kiértékelés

Az inkubálási (tenyésztési) idő eltelte után a Petri-csészéket kivettük a termosztátból és a lemezeken kifejlődött telepeket megszámloltuk. A számolásnál minden telepet leszámoltunk, és mérettől függetlenül minden telepet egynek vettünk.

Az agarlemezeken leolvasott telepszámokból a hígítás és a talajminták nedvességtartalmának ismeretében a mikroorganizmusok számát 1 gramm abszolút száraz talajra vonatkoztattuk.

3.4.2. A talaj enzimaktivitásának vizsgálata

Annak érdekében, hogy a szennyvíziszapok talaj-mikroszervezetekre gyakorolt hatása tekintetében további információkat szerezzek, enzimaktivitás vizsgálatokat végeztem.

Foszfátáz-aktivitás meghatározása

A foszfátáz-aktivitás meghatározását a talaj eredeti pH-ján KRÁMER és ERDEI (1959) módszere szerint végeztük. A módszer lényege, hogy az enzim a szubsztrátumként alkalmazott dinátrium-fenil-foszfátból fenolt szabadít fel, amely 2,6-dibróm-kinon-4-klórimiddel reagáltatva kék színű indofenol vegyületet képez, melynek mennyisége spektrofotometriásan mérhető. A hidrolizált foszforsavat P_2O_5 mg/100g/2h mértékegységben fejeztük ki, a két órás expozíciós időt figyelembe véve.

A foszfátáz-aktivitás mérését az alábbiak szerint végeztük el:

5 g talajt 150 ml-es Erlenmeyer-lombikban 2,5 g toluollal összeráztunk, majd 15 perc múlva 20 ml 0,5%-os dinátrium-fenil-foszfát oldatot adtunk hozzá. Az inkubálást 37 °C-on 2 órán át végeztük, ezután 100 ml 0,5%-os timsóoldattal összeráztuk és redős szűrőpapíron leszűrtük. A szűrletből 5 ml-t 25 ml-es mérőlombikba mértünk, majd 5 ml 9,4 pH-jú bórapuffert, valamint 4 csepp Gipps-reagenst adtunk hozzá. Ezt követően a mérőedényt desztillált vízzel jelig feltöltöttük, és az oldat színerősségét fél óra múlva 640 nm hullámhosszon kolorimetráltuk. Az extenziós értékből a standard görbe segítségével meghatároztuk a fenol mg/100g mennyiségét. Végül a foszfátáz-aktivitást az alábbi egyenlet alapján számoltuk ki:

$$\text{mg } P_2O_5/100g/2h = \text{standard görbéről leolvasott fenol mg} \times 43,4$$

Kontrollként 3 órán át 180 °C-on hőkezelt talajt és talajt nem tartalmazó oldatot alkalmaztunk.

Ureáz-aktivitás meghatározása

Az ureáz-aktivitás meghatározását Kuprevics és Scserbakova szerint kidolgozott és Kempers által módosított módszerrel (in FILEP, 1988a) végeztük. Az aktivitás kimutatása a karbamidból felszabadított ammónia mennyiségének spektrofotometriás mérésén alapszik. Az aktivitást NH_4^+ mg/100g/24h-ban adtuk meg.

Az ureáz-aktivitás meghatározását az alábbiak szerint végeztük el:

5 g légszáraz talajt 100 ml-es Erlenmeyer-lombikba mértünk és 10 ml 10%-os karbamidoldatot, 15 ml Sörensen-féle foszfátpuffert (5,7 pH) és 4-5 csepp toluolt adtunk hozzá. A lombikot parafadugóval zártuk és 30 percig rázattuk, majd 24 órára 38 °C-os termosztátba helyeztük és közben többször összeráztuk. Az inkubálást követően a talaj felszínéről a folyadékot leöntöttük és papírszűrőn átszűrtük. A visszamaradt talajhoz 15 ml 1 N KCl oldatot adtunk, 5 percig rázattuk és néhány perces ülepedés után

a folyadékot leszűrtük. Ezután 10 ml desztillált vizet adtunk a talajhoz, majd a rázatást és ülepitést megismételve a szuszpenziót a talajjal együtt szűrtük le. A szűrletből kivettünk 2 ml-t és 25 ml-es lombikba pipettáztuk, majd hozzáadtunk 1 ml EDTA-t, 1 perc múlva 2 ml fenol-nitroprusszidot és 4 ml hipoklorid reagenst és desztillált vízzel jelig feltöltöttük. Ezt követően 30 percre 40 °C-os vízfürdőbe tettük, majd 630 nm-en fotometráltuk. Az extinció értékéből a standard görbe segítségével meghatároztuk a N mg/l értékét. Végül az ureáz-aktivitást az alábbi egyenlet alapján számoltuk ki:

$$\text{NH}_4^+ \text{ mg/100g/24h} = \text{standard görbéről leolvasott N mg/l} \times 16,1 \times \text{hígítás}$$

Dehidrogenáz aktivitás meghatározása

A dehidrogenáz aktivitását MERSI és SCHINNER (1991) szerint a maradék jodo-nitro-tetrazolium-formazán spektrofotometriás mérésével határoztuk meg. Az adatokat az INTF µg-jában fejeztük ki 1 g száraz talajra és a 2 h-s inkubációs időre vonatkoztatva.

A meghatározás menete a következő volt:

1-1 g nedves talajt bemértünk 3 kémcsőbe és hozzáadtunk 1,5 ml Trisz puffert, valamint 2 ml szubsztrát oldatot, majd összeráztuk és 2 órán keresztül 40 °C-on inkubáltuk. A szubsztrát oldat elkészítéséhez bemértünk 500mg 2-(p-iodofenil)-3-(p-nitrofenil)-5-fenil-tetrazoliumkloridot (INT) 100 ml-es mérőlombikba és hozzáadtunk 2 ml N,N-dimetil-formamidot, majd összeráztuk és jelig töltöttük a mérőlombikot. Fontos volt, hogy a szubsztrát oldatot frissen kellett készíteni és felhasználásig sötétben tartottuk.

Sterilizált talajból (20 perc, 121 °C, 1,1 bar) kontrollt készítettünk és a nedves talajmintáknál leírtak szerint jártunk el.

Az inkubáció után minden kémcsőbe 10 ml extraháló oldatot tettünk, majd a kémcsöveket 1 órán át szobahőmérsékleten, sötétben tartottuk úgy, hogy 20 percenként összeráztuk azokat. Az extraháló oldatot 100 ml N,N-dimetil-formamid és 100 ml etanol (96% v/v) összekeverésével készítettük el. Ezután redős szűrőpapíron leszűrtük a mintákat és az INTF tartalmat fotometriásan mértük a vakkal szemben 464 nm hullámhosszon. A kalibrációs görbe segítségével az extinció értékekből meghatároztuk az INTF µg értékeket. Végül a dehidrogenáz aktivitást az alábbi egyenlet alapján számoltuk ki:

$$\frac{(S - c) \times 100}{dm \%} = \mu\text{g INTF} / \text{g száraz talaj} / 2 \text{ h}$$

S = a három ismétlésben mért INTF (µg) átlaga
 c = a sterilizált (kontroll) talajminta INTF (µg) tartalma
 100 = faktor
 dm% = száraz talaj %-ban kifejezve

Celluláz aktivitás meghatározása

A celluláz aktivitás mérése MERSI és SCHINNER (1996) által leírt módszerrel történt. Az eljárás alapelve, hogy a szubsztrátként karboxi-metil-cellulózt alkalmazva a talajmintákat 24 órán keresztül 50 °C-on 5,5 pH mellett inkubáljuk. Az inkubáció során a redukáló cukrok felszabadulnak, és lúgos oldatban redukálják a kálium-hexacianoferrátot (III). A redukált kálium-hexacianoferrát (II) savas közegben reakcióba lép a vas-ammónium-szulfáttal és vas-hexacianoferrát (II) komplexet képez, amit kolorimetriásan határozunk meg. A celluláz enzim hatására hidrolizálódó cellulóz végtermékeként keletkező glükózt μg glükóz egyenérték/g száraz talaj/24 h alakban számoltuk ki.

A celluláz aktivitás meghatározását az alábbiak szerint végeztük el:

10-10 g nedves talajt bemértünk 3 Erlenmeyer-lombikba, ebből egy a kontroll, kettő pedig a párhuzamos minta volt. A kontrollhoz 15 ml Na-acetát-puffert (2 M, 5,5 pH), a két párhuzamos mintához 15 ml acetát-puffert és 15 ml szubsztrát oldatot adtunk, majd a mintákat összeráztuk, a lombikokat gumidugóval bedugaszoltuk és 24 órán keresztül 50 °C-on inkubáltuk azokat. A szubsztrát oldat készítésekor 7 g karboximetil-nátrium só oldottunk fel 1000 ml acetát-pufferben. Az oldódás érdekében 2 órán keresztül vízfürdőn (>45 °C) tartottuk. Az inkubáció után a kontrollhoz 15 ml szubsztrát oldatot adtunk és összeráztuk. A mintákat kémcsövekbe szűrtük, a szűrletből 0,5 ml-t kivettünk és 20-szorosára hígítottuk. Ezt követően a hígított szűrletből 1 ml-t kémcsőbe tettünk, majd 1 ml A és 1 ml B reagenst adtunk hozzá. (Az A reagenst 1,6 g vízmentes nátrium-karbonát és 0,09 g kálium-cianid 100 ml-es mérőlombikban való összekeverésével, majd oldódást követően a lombik desztillált vízzel történő jelig töltésével készítettük el. A B reagens elkészítéséhez 0,05 g kálium-hexacianoferrátot (III) 100 ml-es mérőlombikba tettünk, majd oldódás után desztillált vízzel jelig töltöttük.) A kémcsöveket lezártuk, kémcsőrázóval összeráztuk és 15 percre 100 °C-os vízfürdőbe tettük. Majd vakpróbát készítettünk 1 ml A és 1 ml B reagens összekeverésével. Amikor mintáink lehültek 5 percig szobahőmérsékleten állni hagytuk, és 5 ml C reagenst adtunk hozzájuk. (A C reagens elkészítéséhez 2,71 g Fe-ammónium-szulfát dodekahidrátot és 1 g Na-dodecilszulfátot 1000 ml-es főzőpohárba tettünk, desztillált vízzel 800 ml-re felhígítottuk, majd 50 °C-ra történő felmelegítést követően 4,2 ml cc. H_2SO_4 -t adtunk hozzá. Lehülés után átöntöttük 1000 ml-es mérőlombikba és desztillált vízzel jelig töltöttük.) Ezután a mintákat összeráztuk és 60 percig szobahőmérsékleten állni hagytuk

az elemi szén megjelenéséig. Mindezt a vakkal is megcsináltuk. A fotometrást 690 nm hullámhosszon vakkal szemben végeztük 0,3 extincióig. Az extinciónak megfelelő μg glükóz egyenértéket (GE) a standard görbéről olvastuk le. Végül a celluláz aktivitást az alábbi egyenlet alapján számoltuk ki:

$$\frac{(S - c) \times 30 \times (20) \times 100}{10 \times dm \%} = \mu\text{g GE} / \text{g száraz talaj} / 24 \text{ h}$$

S = a minta eredménye (μg GE)

c = a kontroll eredménye (μg GE)

30 = az inkubált minta térfogata

(20) = a hígítás mértéke

10 = bemért talaj tömege

100 = faktor

dm% = száraz talaj %-ban kifejezve

3.5. Az eredmények statisztikai feldolgozása

A mérési adatok és kísérleti eredmények feldolgozásához, rendszerezéséhez és a korreláció-számításhoz a Microsoft Excel programot használtam. A tenyészedényes kísérletek eredményeinek statisztikai elemzését SPSS 12.0.1 programmal, varianciaanalízist alkalmazva, a Tukey-féle b-teszt alapján végeztem el.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. A kísérleti talaj és az alkalmazott települési szennyvíziszapok nehézfém-tartalma, valamint a nehézfémek jellemző kémiai formái

Munkám első szakaszában arra a kérdésre kerestem a választ, hogy a NYF Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből származó, szennyezetlen (kezeletlen) talaj mennyi nehézfémet tartalmaz. A kísérletekben felhasznált talaj „összes” cc. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ eleggyel kivont fémkoncentrációit a kísérletsorozat indításakor, valamint a talajban megengedett mérgező elemek határértékeit a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén a 6. táblázat tartalmazza.

6. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott Ramann-féle rozsdabarna erdőtalaj "összes" nehézfém-tartalma (mg/kg sz.a.) a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Regionális Agrár-Műszerközpontjának mérései (2001) alapján, és a toxikus elemek megengedhető koncentrációja talajokban

Elemek (mg/kg sz.a.)	talaj*	Határérték**
Cd	0,99	1
Cr	15,6	75
Cu	15,1	75
Ni	8,77	40
Pb	43,6	100
Zn	71,3	200

*Az adatok 3 ismétlés átlagai.

**Mérgező elemek megengedhető mennyisége talajokban a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén (50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet 3. melléklete)

A vizsgált nehézfémek közül egyedül a talaj Cd-tartalma közelítette meg a szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása esetén megengedett határértéket, a többi nehézfém-tartalom jóval az engedélyezett koncentráció alatt maradt. Az általam mért toxikus elem-tartalmakat a szennyezetlen mezőgazdasági talajokra általában jellemző nehézfém-tartalmakkal (Cd: 0,01-2,4; Cr: 5-1500; Cu: 2-250; Ni: 2-1000; Pb: 2-300 és Zn: 10-300 mg/kg sz.a. (ALLOWAY, 1990)) összevetve megállapítható, hogy a kezeletlen talaj mérgező elem-tartalma a termőtalajokra jellemző koncentráció-tartomány alsó értékeihez közelít.

A kísérleti talaj tulajdonságait értékelve megállapítható, hogy alapjellemzői (3.1.2. fejezet, 3. táblázat) megfelelnek az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet kritériumainak és a mérgező elemek mennyisége (6. táblázat) sem haladja meg az előírt határértékeket,

tehát a talaj vizsgált paraméterei a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása szempontjából kedvezők.

Ezt követően megvizsgáltam az alkalmazott szennyvíziszapok nehézfém-tartalmát is. A kísérletekben felhasznált különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok „összes” cc. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ eleggyel kivont fémtartalmát, valamint a szennyvíziszapokban megengedett mérgező elemek határértékeit a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén a 7. táblázat tartalmazza.

7. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott települési szennyvíziszapok „összes” nehézfém-tartalma (mg/kg sz.a.) a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Regionális Agrár-Műszerközpontjának mérései (2001) alapján, és a szennyvíziszapokban megengedett toxikus elemek határértékei

Elemek (mg/kg sz.a.)	Nyíregyházi szennyvíziszap*	Debreceni szennyvíziszap*	Miskolci szennyvíziszap*	Határérték**
Cd	2,54	2,42	1,29	10
Cr	29,3	166	14,7	1000
Cu	92,2	319	41,1	1000
Ni	11,8	22,3	3,38	200
Pb	93,1	84,4	25,5	750
Zn	792	1091	222	2500

*Az adatok 3 ismétlés átlagai.

**A szennyvíziszapokban megengedett mérgező elemek határértékei mezőgazdasági felhasználás esetén (50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet 5. melléklete)

A különbözőképpen előkezelt települési szennyvíziszapok nehézfém-tartalmát összehasonlítva láthatjuk, hogy a nyíregyházi szennyvíziszap kompozstban mértem a legtöbb Cd-t és Pb-t. A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap több Ni-t, Zn-t, Cu-t és Cr-t tartalmaz, elsősorban az utóbbi két elem nagyobb mennyisége szembetűnő. A riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált miskolci szennyvíziszap viszonylag alacsony nehézfém-tartalma a szennyvíziszap csupán 25 m/m %-os részarányának is tulajdonítható.

Korábbi kísérleteik során hasonló nehézfém-tartalmakat mértek a nyíregyházi szennyvíziszap kompozstban SIMON et al. (1996), SIMON (2001a), SIMON és SZENTE, (2000), a debreceni szennyvíziszapban JÉKELNÉ (1984) (kivéve a börgyári szennyvíznek a települési csatornahálózatba való bevezetése következtében kialakult 1500 mg/kg sz.a. Cr-tartalmat,) és a miskolci talajjavító- és tápanyagkeverékben TOMÓCSIK (2004).

Előnyös jelenség, hogy a mért értékeink a hazai települési szennyvíziszapokban előforduló nehézfémek koncentrációtartományainak (2.4.2.1. fejezet, VERMES, 1987) alsó határán vannak.

Összefoglalásul megállapítható, hogy az alkalmazott települési szennyvíziszapok viszonylag szennyezetlenek az általam vizsgált nehézfémekkel, mivel elemtartalmuk jóval az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendeletben megengedett határértékek alatt van. Vizsgálatom tehát igazolja azt a tényt, hogy a hazai települési szennyvíziszapokban nincs akkora mértékű nehézfém-szennyezettség, mely gátolná az iszapok talajban való elhelyezését (TAMÁS és FILEP, 1995).

A kísérleti talajban és az alkalmazott települési szennyvíziszapokban lévő nehézfémek kötésformáinak ismerete igen fontos, mivel megszabja, hogy az adott toxikus elem a talajban hogyan viselkedik, milyen hatást fejt ki, illetve milyen átalakuláson megy keresztül (INABA és TAKENAKA, 2005). Kutatómunkám kezdetén meghatároztam a talaj és a szennyvíziszapok „felvehető” (Lakanen-Erviö módszerrel oldható), és „kicszerűlhető” (potenciálisan kimosódó) (CaCl_2 által oldható) nehézfém-tartalmát, mely vizsgálatok eredményeit a 8. és 9. táblázatok foglalják össze.

8. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott talaj Lakanen-Erviö módszerrel oldható és CaCl_2 által oldható nehézfém-tartalma (mg/kg sz.a.) a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Regionális Agrár-Műszerközpontjának mérései (2001) alapján

Elemek (mg/kg sz.a.)	Ramann-féle rozsdabarna erdőtalaj	
	Lakanen-Erviö kivonás	CaCl_2 -os kivonás
Cd	0,47	0,01
Cr	0,27	<KH
Cu	6,39	0,27
Ni	1,65	0,02
Pb	12,9	<KH
Zn	20,4	<KH

Az adatok 4 ismétlés átlagai. <KH = kimutatási határ alatt

A kezeletlen talaj különféle kivonatokban mért nehézfém-tartalmát vizsgálva megállapítható, hogy a Lakanen-Erviö módszerrel oldható elemtartalom Cd-Cu-Pb-Zn-Ni-Cr sorrendben 47,5-42,3-29,6-28,6-18,8-1,73 %-a volt a cc. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ oldható „összes” (4.1. fejezet, 6. táblázat) nehézfém-tartalomnak. A kísérletsorozat kezdetén – az iszapok kijuttatása előtt – a talaj Cd- és Cu-tartalmának tehát jelentős része a növények által könnyen felvehető formában volt jelen. SZABÓ et al. (1987) és LOCH

(1999) korábbi megfigyeléseik során azt tapasztalták, hogy a réznek meglehetősen kicsi a talajban való mozgékonyasága, a réz ugyanis részben az agyagásványokon, részben a talaj szerves anyagain kötődik meg. A vizsgált nehézfémek közül a Cr talajbani megkötődése volt a legkifejezettebb (8. táblázat).

A talajban mért „kicserélhető” (potenciálisan kimosódó) nehézfém-készletet vizsgálva láthatjuk, hogy a Cd, Cu és Ni alig volt kimutatható, illetve a Cr, Pb és Zn a kimutatási határ alatt volt (8. táblázat).

9. táblázat: A tenyészedényes kísérletekben alkalmazott települési szennyvíziszapok Lakanen-Erviő módszerrel oldható és CaCl_2 által oldható nehézfém-tartalma (mg/kg sz.a.) a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Regionális Agrár-Műszerközpontjának mérései (2001) alapján

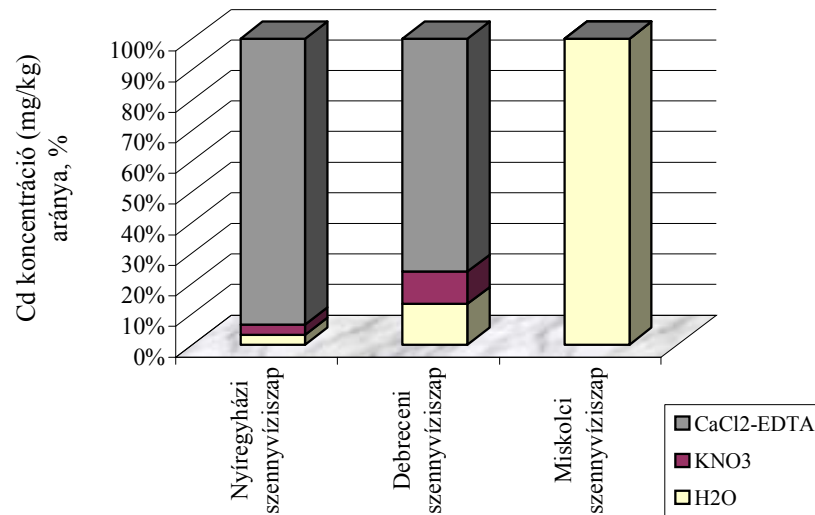
Elemek (mg/kg sz.a.)	Nyíregyházi szennyvíziszap		Debreceni szennyvíziszap		Miskolci szennyvíziszap	
	Lakanen- Erviő kivonás	CaCl_2 -os kivonás	Lakanen- Erviő kivonás	CaCl_2 -os kivonás	Lakanen- Erviő kivonás	CaCl_2 -os kivonás
Cd	1,48	0,13	1,15	0,12	0,47	0,01
Cr	1,41	0,05	4,08	0,75	1,20	<KH
Cu	51,1	1,55	65,0	2,47	19,2	0,32
Ni	2,72	0,13	7,31	3,08	1,04	0,03
Pb	29,0	<KH	19,7	<KH	1,52	<KH
Zn	501	4,64	564	24,7	80,1	<KH

Az adatok 4 ismétlés átlagai. <KH = kimutatási határ alatt

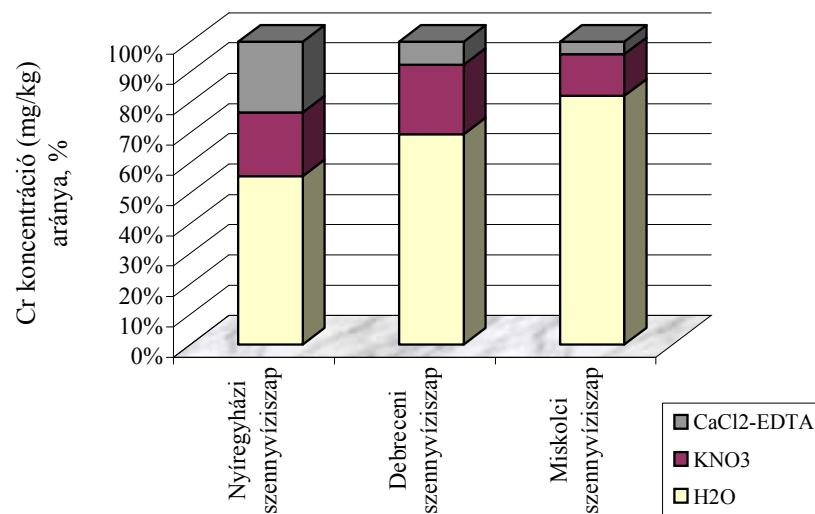
A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt esetében a nehézfémek Lakanen-Erviő kivonási módszer szerint meghatározott „felvehető” mennyiségét az iszap „összes” elemtartalmához (9. táblázat) viszonyítva a következő sorrendet kaptam: Zn (63%) > Cd (58%) > Cu (55%) > Pb (31%) > Ni (23%) > Cr (5%). A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszapnál ez a sorrend az alábbiak szerint alakult: Zn (52%) > Cd (48%) > Ni (33%) > Pb (23%) > Cu (20%) > Cr (2,5%). A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap toxikus elemeinek az iszap mérhető összetartalmából a növények számára felvehető mennyiség aránya az alábbi csökkenő sorrendet adta: Cu (47%) > Zn (36%) = Cd (36%) > Ni (31%) > Cr (8%) > Pb (6%). Az egyes szennyvíziszapok összes Zn-, Cd- és Cu-tartalmának tehát jelentős része a növények által könnyen felvehető formában volt jelen, és ez az arány a nyíregyházi komposzt esetében volt a legnagyobb (9. táblázat).

Az iszapok CaCl_2 -dal oldható nehézfém-tartalmát elemezve az „összes” elemtartalomhoz (4.1. fejezet, 7. táblázat) képest kis értékeket mértem, illetve több esetben a mért érték a kimutatási határ alatt maradt (9. táblázat).

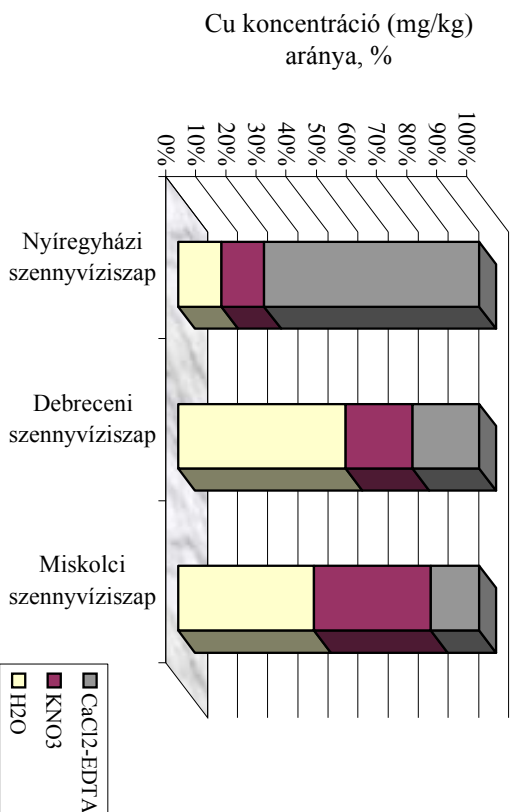
A kísérletekben alkalmazott települési szennyvíziszapokban lévő nehézfémek kötésformáit háromlépcsős fracionált fémkivonási módszerrel (szekvens extrakcióval) (PETRUZZELLI et al., 1994) is megvizsgáltam 2001-ben (3.3.6. fejezet). A vizsgálat során az iszapok oldható nehézfém-frakcióját vizes extrakcióval, majd kicserélhető frakcióját KNO_3 -os kivonással, és végül a szerves komplexben kötött és karbonát formában található frakcióját pedig CaCl_2 -os EDTA-oldattal végzett kivonással határoztam meg (3.3.7. fejezet). A szekvens extrakciós vizsgálat relatív százalékban kifejezett eredményeit (az „összes elemtartalmat 100 %-nak tekintve) a 1-6. ábrákon szemléltetem.



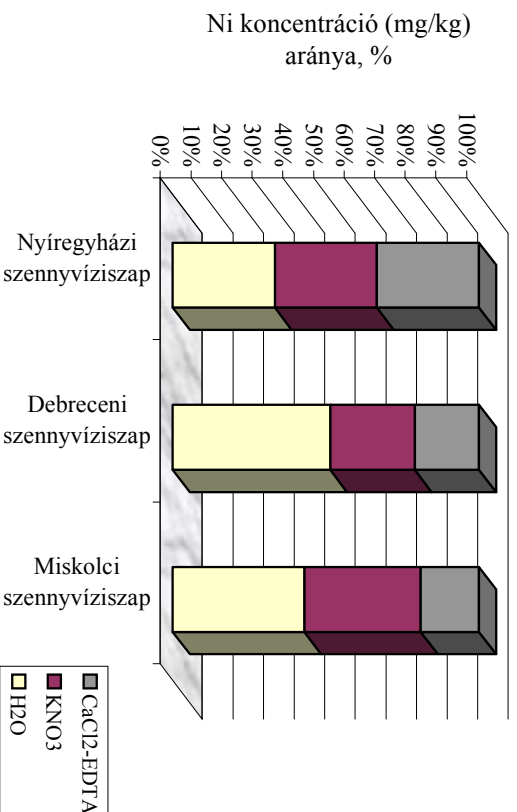
1. ábra: Cd-megoszlás szekvens extrakciós frakciókban



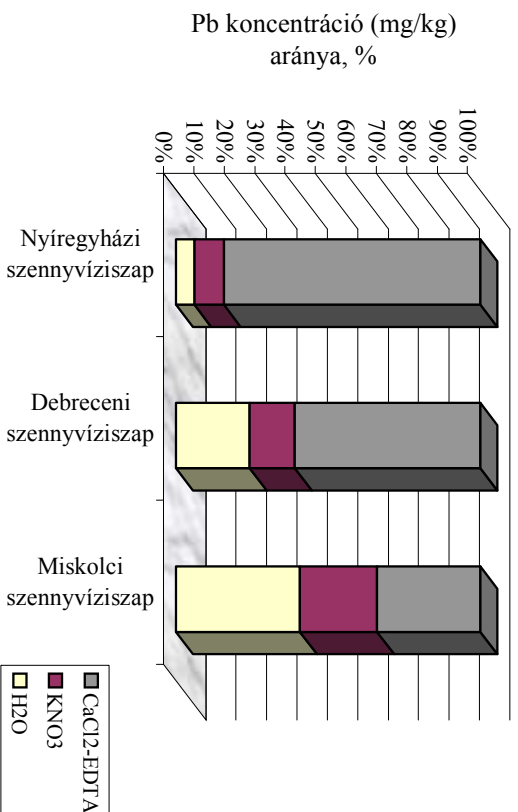
2. ábra: Cr-megoszlás szekvens extrakciós frakciókban



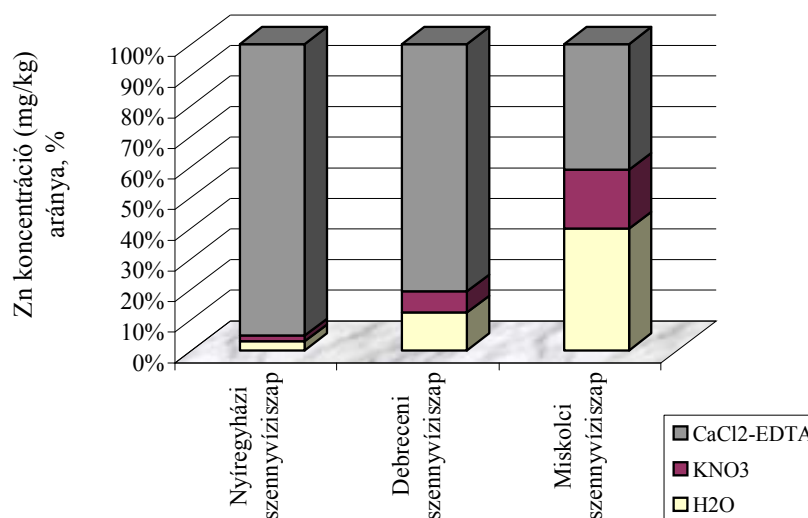
3. ábra: Cu-megosztás szekvens extrakciós frakciókban



4. ábra: Ni-megosztás szekvens extrakciós frakciókban



5. ábra: Pb-megosztás szekvens extrakciós frakciókban



6. ábra: Zn-megoszlás szekvens extrakciós frakciókban

A desztillált vizes kivonat a csapadékvízzel kioldható, a legmobilisabb és potenciálisan legveszélyesebb toxikus elemek meghatározására szolgál (PETRUZZELLI et al., 1989b). A miskolci riolittufával és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap esetében a Zn kivételével valamennyi vizsgált nehézfém a vízoldható frakcióban volt a legnagyobb koncentrációban mérhető. A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap esetében ebben a frakcióban a Cr-, Cu- és Ni-tartalom volt a legmagasabb, míg a nyíregyházi szennyvíziszap komposztnál a Cr mennyisége volt számottevő.

A KNO₃-os kivonással az iszapokban található nehézfémek kicserélhető frakcióját határozta meg (BECKETT, 1989; PETRUZZELLI et al., 1989b). Ebben a frakcióban a nyíregyházi szennyvíziszapnál a Ni-, a miskolci iszapnál a Cu- és Ni-kioldás mértéke volt jelentős.

A komplexképzővel végzett extrakciós lépés során a szerves komplexben kötött és karbonát formában található nehézfémeket vonhatjuk ki, és az így meghatározott mennyiségek általában korrelációban vannak a növényi felvétellel (LATTERELL et al., 1978; PETRUZZELLI et al., 1989b). A szennyvíziszapok szerves anyaga gyengén köti a Zn-t, közepesen köti a Cd-t és Ni-t, és nagyon erősen köti a Cr-t és a Pb-t (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992; CSATHÓ, 1994b). A szerves anyaghoz kötött frakció a szerves anyagban gazdag szennyvíziszapok esetében nagy koncentrációértékkel jellemezhető, aminek az általam kapott értékek is megfelelnek. A nyíregyházi szennyvíziszap esetében a vizsgált nehézfémek közül a Cd, Cu, Pb és Zn ebben a frakcióban jelent meg a legnagyobb részarányban. A debreceni iszap esetében a Cd-, Pb- és Zn-tartalom döntő hányada szintén ebben a frakcióban került oldatba. A miskolci

iszap esetében viszont a tápanyagkeverék 50 m/m %-os karbidmész és 25 m/m %-os riolittufa örlemény részarányának köszönhetően csupán a Zn koncentrációja volt kiugró a CaCl₂-os EDTA oldható frakcióban.

A háromlépcsős fracionált fémkivonási vizsgálat eredményeként megállapítható, hogy az alkalmazott szennyvíziszapok a nehézfémeket más-más kémiai kötési formában tartalmazták. A nyíregyházi szennyvíziszap komposztban a Cr az első, a Cd, Cu, Pb és Zn a harmadik kioldási frakcióban volt kiugróan magas, a Ni viszont a három kioldási frakcióban egyenlő részarányban volt kimutatható. A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszapban a Cr, Cu és Ni az első, a Cd, Pb és Zn a harmadik kioldási frakcióban volt nagy koncentrációban mérhető. A miskolci tápanyagkeverékben a vizsgált toxikus elemek főleg az első kioldási frakcióban voltak jelen.

Eredményeim alátámasztják PETRUZZELLI et al., (1989b) megfigyeléseit, mely szerint az általuk vizsgált komposzt Cu-, Zn- és Pb-tartalmának döntő hányada a harmadik kioldási frakcióban, a Cr-tartalmának nagyobb része pedig az első kioldási frakcióban került oldatba. Hasonló következtetésre jutottak későbbi munkájuk során is, ekkor azonban a vizsgált szennyvíziszap Cd- és Cr-tartalma is a CaCl₂ -os EDTA oldható frakcióban volt a legnagyobb koncentrációban jelen (PETRUZZELLI et al., 1994).

A nehézfémek jellemző kémiai formáinak meghatározására általam alkalmazott különböző módszerek mérési eredményei összhangban vannak egymással, melyek alapján a vizsgált települési szennyvíziszapok Cd-, Cu-, Zn- és Pb-tartalmának jelzőnövényekben való megjelenésére számíthatunk.

4.2. Nehézfémek a talaj–növény rendszerben szennyvíziszap alkalmazások esetén

4.2.1. A különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj elemösszetételére és „felvehető” elemtartalmára

4.2.1.1. A rozs jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma

A 3.2.1. pontban leírt tenyészedényes kísérletben a talaj kezelésenként 2,5, illetve 10 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat.

A 10. táblázat a rozs kultúra talajának szennyvíziszap kezelésekre hatására kialakult fémtartalmát mutatja be a teszt növény vetése előtt és betakarítása után.

10. táblázat: Települési szennyvíziszap kezelések hatása a rozs talajának nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

Kezelések		Elemek (mg/kg) *					
		Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kontroll (0%)	Vetés előtt	1,17 ^{ab}	16,3 ^{ab}	16,4 ^a	9,98 ^{cd}	15,4 ^a	68,2 ^a
	Betakarítás után	1,18 ^{ab}	16,2 ^{ab}	17,3 ^{ab}	9,78 ^{bcd}	16,6 ^{ab}	69,3 ^a
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	Vetés előtt	1,17 ^{ab}	16,2 ^{ab}	17,8 ^{ab}	9,32 ^{abc}	17,3 ^{abc}	85,8 ^b
	Betakarítás után	1,21 ^{ab}	16,9 ^{ab}	19,3 ^{bc}	9,77 ^{bcd}	19,9 ^{abcd}	88,2 ^b
Nyíregyházi sz.i. 10%	Vetés előtt	1,25 ^{ab}	17,2 ^{ab}	24,0 ^d	9,53 ^{abc}	23,5 ^{cde}	143 ^c
	Betakarítás után	1,30 ^b	17,9 ^b	26,0 ^d	9,45 ^{abc}	26,4 ^e	156 ^d
Debreceni sz.i. 2,5%	Vetés előtt	1,21 ^{ab}	19,7 ^c	23,7 ^d	9,84 ^{bcd}	17,6 ^{abc}	97,3 ^b
	Betakarítás után	1,17 ^{ab}	20,6 ^c	23,7 ^d	9,48 ^{abc}	18,8 ^{abcd}	96,3 ^b
Debreceni sz.i. 10%	Vetés előtt	1,25 ^{ab}	31,4 ^d	44,6 ^e	10,5 ^d	22,6 ^{bcde}	161 ^d
	Betakarítás után	1,29 ^{ab}	38,2 ^e	51,8 ^f	12,2 ^e	24,8 ^{de}	174 ^e
Miskolci sz.i. 2,5%	Vetés előtt	1,18 ^{ab}	15,8 ^a	17,5 ^{ab}	9,24 ^{abc}	16,9 ^{ab}	67,9 ^a
	Betakarítás után	1,15 ^a	16,3 ^{ab}	18,0 ^{ab}	9,08 ^{abc}	20,7 ^{abcde}	65,9 ^a
Miskolci sz.i. 10%	Vetés előtt	1,29 ^{ab}	16,3 ^{ab}	20,7 ^c	8,96 ^{ab}	17,6 ^{abc}	86,0 ^b
	Betakarítás után	1,22 ^{ab}	16,7 ^{ab}	21,2 ^c	8,80 ^a	19,0 ^{abcd}	87,7 ^b

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben különböző betűindexet kaptak. *A táblázatban szereplő értékeket 3-mal szorozva megkapjuk az adott fém mennyiségét kg/ha-ban kifejezve 0-20 cm szántott réteg és 1,5 g/cm³ térfogattömeg esetén. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

A 10. táblázatban közölt adatokból kitűnik, hogy az alkalmazott szennyvíziszapok a kontrollhoz viszonyítva egyik mintavételi időpontban sem gyakoroltak jelentős hatást a talaj Cd-tartalmára. A különbözőképpen kezelt iszapoknak a talaj Cd koncentrációjára gyakorolt hatását összevetve sem tapasztaltam nagymértékű különbséget. A debreceni iszap átlagosnál nagyobb Cr-tartalma következtében (7. táblázat) az iszap-talaj keverékben is nagyobb Cr-tartalmat mértem a kezeletlen talajhoz és a másik két iszapot tartalmazó talajokhoz képest. A tesztnövények talajának Cu-tartalmát vizsgálva hasonló jelenséget tapasztaltam. A talajba juttatott debreceni szennyvíziszap 2,5 és 10 %-os adagja is szignifikánsan megnövelte a kontrollhoz képest a talaj Cu-tartalmát, a nyíregyházi és a miskolci iszap viszonylag alacsonyabb Cu-tartalma miatt (7. táblázat) csupán a 10 %-os dózissal értem el a debreceni 2,5 %-os kezeléshez hasonló hatást. A kontrollal összevetve a nyíregyházi és a debreceni iszap mindkét dózisa, valamint a miskolci iszap 10 %-os kezelése szignifikáns növekedést okozott a talaj Zn-tartalmában mindkét mintavételi időpontban. A talaj Ni-tartalmát vizsgálva csupán a betakarítás utáni debreceni 10 %-os kezelésnél volt a kontrollhoz képest számottevő emelkedés

mérhető, míg a miskolci 10 %-os kezelésnél mindkét mintavételi időpontban a kontrollhoz viszonyítva szignifikánsan alacsonyabb értékeket mértem. A Pb esetében a nyíregyházi komposzt 10 %-os kezelésénél mindkét mintavételi időpontban és a debreceni iszapnál a betakarítás utáni 10 %-os kezelésnél tapasztaltam statisztikailag igazolható növekedést. A kis dózisban alkalmazott miskolci iszap-talaj keverékben mért nehézfémek a kontrollhoz hasonlóan mérsékelt koncentrációkat mutattak (10. táblázat).

4.2.1.2. A szudánifű jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma

A 3.2.2. fejezetben ismertetett tenyészedényes kísérletben a termesztőközeg kezelésenként 5, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat. A 11. táblázat a szudánifű kultúra talajának szennyvíziszap kezelésekre kialakult fémkoncentrációit mutatja be a teszt növény vetése előtt és betakarítása után.

11. táblázat: Települési szennyvíziszap kezelésekre hatása a szudánifű talajának nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002)

Kezelések		Elemek (mg/kg) *					
		Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kontroll (0%)	Vetés előtt	1,39 ^a	17,4 ^a	20,5 ^a	12,1 ^b	16,9 ^a	87,7 ^a
	Betakarítás után	1,37 ^a	16,9 ^a	18,9 ^a	11,8 ^a	15,8 ^a	82,4 ^a
Nyíregyházi sz.i. 5 %	Vetés előtt	1,48 ^{ab}	18,7 ^{ab}	24,0 ^a	11,6 ^{ab}	19,7 ^a	129 ^c
	Betakarítás után	1,46 ^b	17,8 ^a	22,9 ^a	11,0 ^a	25,0 ^{abc}	123 ^{bc}
Nyíregyházi sz.i. 15 %	Vetés előtt	1,70 ^c	20,2 ^b	31,9 ^b	12,0 ^b	29,0 ^b	202 ^d
	Betakarítás után	1,59 ^c	19,3 ^a	31,1 ^b	11,2 ^a	30,5 ^c	194 ^d
Debreceni sz.i. 5 %	Vetés előtt	1,48 ^{ab}	26,4 ^c	33,7 ^b	12,5 ^b	20,7 ^a	138 ^c
	Betakarítás után	1,44 ^b	24,9 ^b	32,7 ^b	11,8 ^a	19,1 ^{abc}	135 ^c
Debreceni sz.i. 15 %	Vetés előtt	1,62 ^{bc}	43,5 ^d	62,8 ^c	15,1 ^c	28,3 ^b	225 ^e
	Betakarítás után	1,56 ^c	40,4 ^c	61,4 ^c	15,0 ^b	28,4 ^{bc}	218 ^e
Miskolci sz.i. 5 %	Vetés előtt	1,45 ^a	17,6 ^a	21,1 ^a	11,6 ^{ab}	18,0 ^a	91,3 ^a
	Betakarítás után	1,40 ^{ab}	17,0 ^a	21,0 ^a	10,8 ^a	17,8 ^{ab}	86,7 ^a
Miskolci sz.i. 15 %	Vetés előtt	1,48 ^{ab}	17,9 ^a	23,1 ^a	10,4 ^a	21,7 ^a	109 ^b
	Betakarítás után	1,43 ^{ab}	18,5 ^a	24,0 ^a	10,5 ^a	18,4 ^{ab}	112 ^b

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben különböző betűindexet kaptak. *A táblázatban szereplő értékeket 3-mal szorozva megkapjuk az adott fém mennyiségét kg/ha-ban kifejezve 0-20 cm szántott réteg és 1,5 g/cm³ térfogattömeg esetén. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

A talajba juttatott nyíregyházi szennyvíziszap komposzt nagy dózisa (15%) a talaj Cd-, Cr-, Cu- és Pb-tartalmát kisebb mértékben, míg a Zn-tartalmát jelentősen, több mint kétszeresére emelte. A kis dózis (5%) hatására a vizsgált mikroelemek koncentrációja hasonló volt a kontroll talajban mért értékekhez, csupán a Zn mérsékelt dúsulását tapasztaltam (11. táblázat).

A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kijuttatása különböző mértékben ugyan, de az összes vizsgált nehézfém mennyiségét megemelte a talajban. A kis adagú kezelések hatására a Ni és a Pb kivételével a többi vizsgált mikroelem esetében a kontrollhoz viszonyítva statisztikailag igazolható növekedés volt mérhető. A nagy adagú kezelésekkel a Cd, Ni és Pb enyhe dúsulását értem el a talajban, míg a Cu és Zn jelentős felhalmozódását tapasztaltam. Az iszap átlagosnál magasabb Cr-tartalmából adódóan (7. táblázat) a talajban is többszörös Cr koncentrációt észleltem a kezeletlen és a másik két iszappal kezelt talajban mért értékekhez képest. A különböző dózisokat összevetve, az iszapadagok növelésével a talaj Cr-tartalma is arányosan gyarapodott (11. táblázat).

A miskolci riolituffával és karbidmészsel érlelt granulált szennyvíziszap számottevő változást nem okozott a talaj nehézfém-tartalmában a kontrollhoz viszonyítva, kivételt képez a 15%-os kezelés hatására bekövetkezett Zn-felhalmozódás (11. táblázat).

A tesztnövény vetése előtti és betakarítása utáni talajminták nehézfém-tartalmát összevetve jelentősebb változást nem tapasztaltam egyik szennyvíziszap kezelés esetén sem. A legtöbb esetben kisebb mértékű csökkenés mutatkozott (11. táblázat).

4.2.1.3. Az ősz káposztarepce jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma

A 3.2.3. fejezetben leírt tenyészedényes kísérletben a talaj kezelésként 7,5, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat. A 12. táblázat a takarmányrepce kultúra talajának szennyvíziszap kezelések hatására kialakult fémkoncentrációit mutatja a tesztnövény vetése előtt és betakarítása után.

A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt és a debreceni anaerob rothasztott iszap kijuttatása után a jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma hasonlóan alakult. Az iszapok 15 %-os kezelése a Cd esetében mindkét mintavételi időpontban a kontrollhoz viszonyítva hasonló mértékű szignifikáns növekedést eredményeztek. A debreceni iszap átlagosnál nagyobb Cr-tartalmából adódóan (7. táblázat) a debreceni iszappal kezelt talajban is nagyobb Cr-tartalmat észleltünk a kezeletlen talajban és a másik két iszapot

tartalmazó talajokban mért értékekhez képest. A dózisok között is statisztikailag igazolható különbséget tapasztaltam a Cr-tartalomban, a 15 %-os kezelés javára. Hasonló jelenség mutatkozott a talajok Ni-tartalmát vizsgálva. A talajba juttatott debreceni iszap mindkét dózisa szignifikánsan megemelte a talaj Ni-tartalmát, míg a nyíregyházi és a miskolci iszap kezelésénél a kontrollal közel azonos értékeket mértem. A nyíregyházi és a debreceni iszap mindkét dózisa szignifikáns növekedést okozott a talajok Cu- és Zn-tartalmában a kontrollhoz viszonyítva, mindkét mintavételi időpontban. A különböző dózisokat összevetve az iszapmennyiség növelésével a Cu és Zn mennyisége is arányosan gyarapodott. A 12. táblázatban közölt adatokból kitűnik, hogy az alkalmazott szennyvíziszapok a kontrollhoz képest egyik mintavételi időpontban sem gyakoroltak jelentős hatást a talaj Pb-tartalmára.

A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt granulált iszap kis dózisa nem okozott statisztikailag szignifikáns változást a talajok nehézfém-tartalmában, és a 15 %-os kezeléssel is csupán a Zn mérsékelt dúsulását eredményezte (12. táblázat).

12. táblázat: Települési szennyvíziszap kezeléseik hatása a takarmányrepcze talajának nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések		Elemek (mg/kg) *					
		Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kontroll (0%)	Vetés előtt	0,79 ^{abc}	15,9 ^a	19,2 ^a	17,7 ^{ab}	22,3 ^{ab}	90,1 ^a
	Betakarítás után	0,72 ^a	15,4 ^a	19,3 ^a	17,1 ^{ab}	16,6 ^a	88,0 ^a
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	Vetés előtt	0,87 ^{def}	16,2 ^a	24,1 ^c	17,1 ^{ab}	23,2 ^{ab}	148 ^d
	Betakarítás után	0,85 ^{cde}	16,5 ^a	25,5 ^c	17,6 ^{ab}	24,1 ^{ab}	162 ^{de}
Nyíregyházi sz.i. 15%	Vetés előtt	1,01 ^g	18,0 ^a	31,5 ^d	18,0 ^{bc}	29,7 ^b	222 ^f
	Betakarítás után	0,91 ^{ef}	17,3 ^a	31,1 ^d	17,4 ^{ab}	28,1 ^b	216 ^f
Debreceni sz.i. 7,5%	Vetés előtt	0,85 ^{cde}	26,8 ^b	39,6 ^e	20,1 ^{de}	21,9 ^{ab}	177 ^e
	Betakarítás után	0,81 ^{bcd}	25,2 ^b	40,3 ^e	19,5 ^{cd}	24,8 ^{ab}	175 ^e
Debreceni sz.i. 15%	Vetés előtt	0,99 ^g	40,1 ^d	67,3 ^f	23,4 ^f	29,8 ^b	270 ^h
	Betakarítás után	0,94 ^{fg}	36,8 ^c	64,7 ^f	21,4 ^e	27,8 ^b	251 ^g
Miskolci sz.i. 7,5%	Vetés előtt	0,78 ^{abc}	16,1 ^a	20,7 ^{ab}	17,0 ^{ab}	18,5 ^a	95,5 ^{ab}
	Betakarítás után	0,75 ^{ab}	15,9 ^a	20,6 ^{ab}	17,1 ^{ab}	18,0 ^a	102 ^{ab}
Miskolci sz.i. 15%	Vetés előtt	0,79 ^{abc}	16,6 ^a	23,5 ^{bc}	16,6 ^{ab}	24,2 ^{ab}	122 ^c
	Betakarítás után	0,74 ^{ab}	16,2 ^a	22,6 ^{bc}	16,1 ^a	21,1 ^{ab}	111 ^{bc}

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben különböző betűindexet kaptak. *A táblázatban szereplő értékeket 3-mal szorozva megkapjuk az adott fém mennyiségét kg/ha-ban kifejezve 0-20 cm szántott réteg és 1,5 g/cm³ térfogattömeg esetén. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

4.2.1.4. A takarmányborsó jelzőnövény talajának nehézfém-tartalma

A 3.2.4. fejezetben ismertetett tenyészedényes kísérletben a talaj kezelésként 10, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat. A 13. táblázat a takarmányborsó kultúra talajának szennyvíziszap kezelése hatására kialakult fémkoncentrációit mutatja a teszt növény vetése előtt és betakarítása után.

13. táblázat: Települési szennyvíziszap kezelése hatása a takarmányborsó talajának nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések		Elemek (mg/kg) *					
		Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kontroll (0%)	Vetés előtt	1,37 ^{cdefg}	17,4 ^{abc}	15,1 ^a	10,8 ^{bcd}	89,4 ^{de}	107 ^c
	Betakarítás után	1,14 ^{ab}	16,2 ^{ab}	14,0 ^a	10,3 ^{abc}	68,6 ^{bc}	86,1 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 10%	Vetés előtt	1,51 ^g	18,5 ^c	23,7 ^{cd}	10,3 ^{abc}	95,0 ^e	173 ^{fg}
	Betakarítás után	1,34 ^{bcd}	18,3 ^{bc}	23,8 ^{cd}	10,0 ^{ab}	71,1 ^c	140 ^d
Nyíregyházi sz.i. 15%	Vetés előtt	1,49 ^{fg}	18,3 ^{bc}	25,7 ^d	9,96 ^{ab}	91,5 ^{de}	189 ^h
	Betakarítás után	1,32 ^{bcd}	18,1 ^{abc}	27,3 ^d	10,3 ^{abc}	70,0 ^{bc}	156 ^e
Debreceni sz.i. 10%	Vetés előtt	1,40 ^{defg}	31,8 ^e	44,7 ^e	12,6 ^e	87,3 ^{de}	182 ^{gh}
	Betakarítás után	1,21 ^{abcd}	28,2 ^d	42,2 ^e	11,9 ^{de}	67,4 ^{bc}	160 ^{ef}
Debreceni sz.i. 15%	Vetés előtt	1,46 ^{efg}	40,7 ^g	59,1 ^f	12,8 ^e	83,8 ^d	207 ⁱ
	Betakarítás után	1,19 ^{abc}	37,4 ^f	58,3 ^c	11,6 ^{cde}	67,1 ^{bc}	161 ^{ef}
Miskolci sz.i. 10%	Vetés előtt	1,25 ^{bcd}	16,1 ^a	15,8 ^a	9,32 ^{ab}	74,8 ^c	100 ^{bc}
	Betakarítás után	1,05 ^a	16,5 ^{abc}	16,8 ^{ab}	10,1 ^{ab}	60,5 ^{ab}	82,3 ^a
Miskolci sz.i. 15%	Vetés előtt	1,30 ^{bcd}	17,0 ^{abc}	17,7 ^{ab}	9,24 ^a	74,2 ^c	106 ^c
	Betakarítás után	1,22 ^{abcd}	17,3 ^{abc}	20,0 ^{bc}	9,54 ^{ab}	56,5 ^a	88,4 ^{ab}

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben különböző betűindexet kaptak. *A táblázatban szereplő értékeket 3-mal szorozva megkapjuk az adott fém mennyiségét kg/ha-ban kifejezve 0-20 cm szántott réteg és 1,5 g/cm³ térfogattömeg esetén. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt mindkét dózisa (10, 15%) fokozta a Cu és Zn felhalmozódását a talajban, a Cd-, Cr-, Ni- és Pb-tartalomban viszont lényeges változást nem idézett elő (13. táblázat).

A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap 10 és 15%-os kezelése statisztikailag igazolható mértékben megemelte a teszt növény talajának Cu-, Zn- és Ni-tartalmát a kontrollhoz viszonyítva. Az iszapadagok növelésével a Cu-, Zn- és Ni koncentrációk is szignifikánsan emelkedtek. A rozs, szudánifű és őszi káposztarepce jelzőnövények

talajához hasonlóan a debreceni iszap megemelte a Cr-tartalmat a talajban takarmányborsó esetén is (13. táblázat).

A kis dózisban alkalmazott, riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált miskolci szennyvíziszap hatására a talajban kialakult nehézfém-tartalom a kezeletlen talajhoz hasonló volt. Az iszap nagy dózisú kezelése is csupán a Cu enyhe dúsulását eredményezte (13. táblázat).

A szennyvíziszap kijuttatások nem okoztak szignifikáns növekedést a talaj Cd- és Pb-tartalmában (13. táblázat).

A takarmányborsó vetése előtti és betakarítása utáni talajminták nehézfém-tartalmát összehasonlítva nagymértékű változást nem tapasztaltam egyik szennyvíziszap kijuttatás esetén sem. A legtöbb esetben – valószínűleg a növényi elemfelvételének köszönhetően – a betakarítás utáni talajmintákban mérsékelt csökkenés mutatkozott a vetés előtti elemtartalomhoz képest (13. táblázat).

A búzaszalmával komposztált nyíregyházi, anaerob módon rothasztott debreceni, illetve riolittufával és karbidmészsel érlelt granulált miskolci szennyvíziszapnak a talaj nehézfém-tartalmára gyakorolt hatását értékelve megállapítható, hogy a négy jelzőnövény talajának nehézfém-forgalmára a debreceni iszap volt a legnagyobb hatással. Alkalmazása elsősorban a Cr, Cu és Zn felhalmozódását eredményezte a talajban.

A vonatkozó 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet által meghatározott, a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén a talajban megengedhető mérgező elemkoncentrációkat (6. táblázat) esetében a Cd és Zn-tartalom lépte túl. A Cd -nál már az első, rozs jelzőnövényes kísérletben a kontrolltalajban és a kezelések talajában egyaránt határérték feletti koncentrációkat mértem. Hasonlóan alakult a kísérletsorozatban végig a talaj Cd-tartalma, kivéve a harmadik, takarmányrepece jelzőnövényes kísérletemet, ahol a Cd mennyisége a maximálisan engedélyezett koncentráció (1 mg/kg sz.a.) alatt maradt. A Zn határérték feletti dúsulása a talajban a második és harmadik kísérletben jelentkezett a nyíregyházi és a debreceni iszap nagy dózisa hatására, míg a negyedik kísérletben csupán a debreceni iszap nagy dózisa növelte a megengedett koncentráció (200 mg/kg sz.a.) fölé a Zn-tartalmat. A határértéket meghaladó Zn-felhalmozódás a megfelelő dóziskalibrálás fontosságára hívja fel a figyelmet a szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználását megelőzően.

A szennyvíziszapokkal kezelt talaj „összes” toxikus elemtartalmának időbeni változását értékelve megállapítható, hogy a nyíregyházi komposztált szennyvíziszap és a miskolci tápanyagkeverék folyamatosan, kis adagokban kijuttatott kezelése hatására a Pb és Zn nagymértékű dúsulása következett be. A debreceni rothasztott szennyvíziszap kis adagja a Cr, Cu, Pb és Zn felhalmozódását idézte elő 2003-ban 2001-hez viszonyítva. A kísérletsorozat elején két részletben kijuttatott nagy adagú kezelések mindhárom iszap esetében egyedül a Pb koncentrációjának szignifikáns növekedését eredményezték a vizsgált időszakban. Eredményeimhez hasonlóan a talaj „összes” nehézfém-tartalmának megemelkedését tapasztalta több hazai (FERENCZ és ZVADA, 1991; PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; SIMON et al., 2000; TOMÓCSIK, 2004; TOMÓCSIK et al., 2005) és külföldi (SIMS és KLINE, 1991; TAYLOR et al., 1995; BERTI és JACOBS, 1996; MARTINS et al., 2003; COOPER, 2005b; LAVADO et al., 2005; WEI és LIU, 2005) kutató a szennyvíziszap kijuttatás hatására, mely emelkedés azonban a legtöbb esetben nem volt számottevő mértékű.

4.2.1.5. Települési szennyvíziszapok hatása a talaj „felvehető” elemtartalmára

Az „összes” nehézfém-tartalom keveset mond az elem aktuális felvehetőségéről, mobilitásáról, mivel a káros anyagok nagyobb része erősen megkötődhet a talajban (ásványokban, oxidokban) (KÁDÁR, 1999). Ismernünk kell tehát a talajok mobilis, oldható, illetve felvehető elemtartalmát. A toxikus elemek talajbani kötési formáinak elemzése ugyanis tájékoztatást nyújt a jövőbeni felvehetőségükről (TAYLOR et al., 1995; BHOGAL et al., 2002).

A talajok felvehető és oldható toxikus elemtartalmának meghatározásához a nemzetközi gyakorlatban elterjedt, hazánkban is szabványosított LAKANEN és ERVIÖ (1971) módszere használatos, amely a könnyen mobilizálható és a növények által közvetlenül felvehető frakció mellett a karbonátokhoz és a talaj szerves anyagaihoz kötött, valamint a felületen kicsapott elem mennyiségét adja meg (KÁDÁR, 1998).

A települési szennyvíziszapoknak a talaj „felvehető” elemtartalmára gyakorolt hatását a 14-16. táblázatok foglalják össze.

14. táblázat: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatása a talaj „felvehető” elemtartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza)

Elemek (mg/kg sz.a.)	„Felvehető” elemtartalom Lakanen-Ervő kivonással			„Felvehető” az „összes” %-ában*		
	Kontroll (0%)	Nyíregyházi szennyvíziszap komposzt		Kontroll (0%)	Nyíregyházi szennyvíziszap komposzt	
		kis dózis	nagy dózis		kis dózis	nagy dózis
2001						
Cd	0,47 ^a	0,50 ^b	0,59 ^c	40,1	42,7	47,2
Cr	0,29 ^a	0,32 ^a	0,40 ^b	1,78	1,98	2,33
Cu	6,95 ^a	8,24 ^b	12,3 ^c	42,4	46,3	51,3
Ni	1,85 ^a	1,84 ^a	2,04 ^b	18,5	19,7	21,4
Pb	3,79 ^a	4,69 ^b	6,84 ^c	24,6	27,1	29,1
Zn	27,7 ^a	38,7 ^b	73,0 ^c	40,6	45,1	51,0
2003						
Cd	0,18 ^a	0,24 ^b	0,26 ^c	15,8	17,9	19,7
Cr	0,34 ^a	0,40 ^{ab}	0,46 ^b	2,10	2,19	2,54
Cu	8,34 ^a	17,7 ^{ab}	20,3 ^b	59,6	74,4	74,4
Ni	1,66 ^a	1,77 ^a	1,75 ^a	16,1	17,7	17,0
Pb	0,82 ^a	2,20 ^b	2,81 ^c	1,19	3,09	4,01
Zn	14,3 ^a	24,4 ^b	26,4 ^b	16,6	17,4	16,9

Tukey-féle b-teszt. Az egyes elemek adatain belül a különböző mintavételi időpontokban $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *Az „összes” elemtartalmat 2001-ben a 10. táblázat (4.2.1.1. fejezet), 2003-ban a 13. táblázat tartalmazza (4.2.1.4. fejezet).

A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt hatására a kísérleti talaj „felvehető” elemtartalma valamennyi nehézfém esetén megemelkedett a kontrollhoz viszonyítva a vizsgált időpontokban. A kísérletsorozat első évében (2001-ben) közvetlenül az iszap kijuttatása után, a dózis növelésével az elemek koncentráció-növekedése is kifejezettebb volt. A nyíregyházi iszap nagy adagjának hatására a „felvehető” Cu és Pb mennyisége közel kétszer, a mobilis Zn 2,6-szor volt több a kontrollhoz képest. 2003-ban a dózisok között a Cd és a Pb esetén volt statisztikailag igazolható különbség kimutatható (14. táblázat).

A nyíregyházi szennyvíziszap különböző dózisaival kezelt talajban az „összes” és a „felvehető” koncentrációk aránya elemenként eltérő volt. A kezelés hatására a „felvehető” frakció az „összes” készlet %-ában kifejezve az alábbi sorrendet adta 2001-ben: $Cu > Zn > Cd > Pb > Ni > Cr$, illetve 2003-ban: $Cu > Cd > Ni > Zn > Pb > Cr$.

Idővel csökkent a Cd, Ni, Pb és Zn esetén az oldható frakció mennyisége, de a talajbani megkötődés, illetve valószínűleg a növényi felvétel elemenként nem azonos

sebességgel ment végbe. Ez a Cd, Pb és Zn esetében volt a legkifejezettebb. Az NH₄-acetát+EDTA oldható elemtartalom 52-56, 53-59, 39-64 %-kal volt kevesebb 2003-ban, mint 2001-ben. A felvehető Cr-készlet viszont kismértékben, míg a Cu-tartalom jelentősen nőtt a 3 év alatt (14. táblázat).

15. táblázat: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap hatása a talaj „felvehető” elemtartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza)

Elemek (mg/kg sz.a.)	„Felvehető” elemtartalom Lakanen-Erviő kivonással			„Felvehető” az „összes” %-ában*		
	Kontroll (0%)	Debreceni szennyvíziszap		Kontroll (0%)	Debreceni szennyvíziszap	
		kis dózis	nagy dózis		kis dózis	nagy dózis
2001						
Cd	0,47 ^a	0,52 ^b	0,62 ^c	40,1	43,0	49,6
Cr	0,29 ^a	0,61 ^b	1,29 ^c	1,78	3,10	4,11
Cu	6,95 ^a	10,6 ^b	19,6 ^c	42,4	44,7	43,9
Ni	1,85 ^a	2,11 ^b	2,44 ^c	18,5	21,4	23,2
Pb	3,79 ^a	5,09 ^b	7,67 ^c	24,6	28,9	33,9
Zn	27,7 ^a	48,3 ^b	102 ^c	40,6	49,6	63,4
2003						
Cd	0,18 ^a	0,23 ^b	0,51 ^c	15,8	19,0	42,9
Cr	0,34 ^a	0,50 ^b	0,64 ^c	2,10	1,77	1,71
Cu	8,34 ^a	26,5 ^b	39,9 ^c	59,6	62,8	68,4
Ni	1,66 ^a	1,81 ^a	2,27 ^b	16,1	15,2	19,6
Pb	0,82 ^a	1,29 ^a	8,54 ^b	1,19	1,91	12,7
Zn	14,3 ^a	31,1 ^b	144 ^c	16,6	19,4	89,4

Tukey-féle b-teszt. Az egyes elemek adatain belül a különböző mintavételi időpontokban P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *Az „összes” elemtartalmat 2001-ben a 10. táblázat (4.2.1.1. fejezet), 2003-ban a 13. táblázat tartalmazza (4.2.1.4. fejezet).

A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszappal kezelt talaj Lakanen-Erviő módszerrel oldható elemtartalma lényegesen megemelkedett mindkét vizsgált időpontban a kontrollhoz viszonyítva. Az iszapmennyiség növelésével a „felvehető” nehézfém-tartalom is szignifikánsan növekedett. Ez 2001-ben a Cr, Cu és Zn, 2003-ban pedig a Cd, Cu, Pb és Zn esetében volt a legkifejezettebb (15. táblázat).

A debreceni iszap kis dózisának kijuttatásával a „felvehető” frakcióra az „összes” készlet %-ában kifejezve az alábbi csökkenő sort állíthatjuk fel 2001-ben: Zn > Cd > Cu > Pb > Ni > Cr, illetve 2003-ban: Zn > Cu > Cd > Ni > Pb > Cr, míg a nagy dózis esetében ez 2001-ben Zn > Cu > Cd > Pb > Ni > Cr, és 2004-ben Cu > Zn > Cd > Ni >

Pb > Cr sorrendre módosult. Megállapítható továbbá, hogy az iszappal kevert talaj Cr-tartalmának „felvehető” hányada a nagymértékű Cr-szennyezés (10. és 13. táblázat) ellenére alacsony maradt.

A „felvehető” elemtartalom időbeni alakulását értékelve láthatjuk, hogy – kis dózis esetén – míg a Cd, Cr, Ni, Pb és Zn felvehetősége csökkent, addig a könnyen oldható Cu mennyisége 60 %-kal nőtt a vizsgált időtartam alatt. A nagy adagú iszappal kezelt talajban a felvehető Cu-, Pb- és Zn-készlet dúsulását tapasztaltam 2003-ban 2001-hez viszonyítva (15. táblázat).

16. táblázat: A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap hatása a talaj „felvehető” elemtartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza)

Elemek (mg/kg sz.a.)	„Felvehető” elemtartalom Lakanen-Erviő kivonással			„Felvehető” az „összes” %-ában*		
	Kontroll (0%)	Miskolci szennyvíziszap		Kontroll (0%)	Miskolci szennyvíziszap	
		kis dózis	nagy dózis		kis dózis	nagy dózis
2001						
Cd	0,47 ^c	0,31 ^a	0,33 ^b	40,1	26,3	25,6
Cr	0,29 ^a	0,28 ^a	1,42 ^b	1,78	1,77	8,71
Cu	6,95 ^a	8,41 ^b	10,2 ^c	42,4	48,1	49,3
Ni	1,85 ^a	1,90 ^a	1,85 ^a	18,5	20,6	20,6
Pb	3,79 ^a	4,51 ^c	4,09 ^b	24,6	26,7	23,2
Zn	27,7 ^a	24,9 ^a	34,2 ^b	40,6	36,7	39,8
2003						
Cd	0,18 ^a	0,35 ^b	0,35 ^b	15,8	33,3	28,7
Cr	0,34 ^a	0,36 ^a	0,36 ^a	2,10	2,18	2,08
Cu	8,34 ^a	16,5 ^a	12,1 ^a	59,6	98,2	60,5
Ni	1,66 ^b	1,32 ^a	1,13 ^a	16,1	13,1	11,8
Pb	0,82 ^a	1,17 ^a	0,87 ^a	1,19	1,93	1,54
Zn	14,3 ^a	41,5 ^b	37,4 ^b	16,6	50,4	42,3

Tukey-féle b-teszt. Az egyes elemek adatain belül a különböző mintavételi időpontokban P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *Az „összes” elemtartalmat 2001-ben a 10. táblázat (4.2.1.1. fejezet), 2003-ban a 13. táblázat tartalmazza (4.2.1.4. fejezet).

A 16. táblázatból közölt adatokból láthatjuk, hogy 2001-ben a miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap mindkét dózisa szignifikánsan megemelte a kísérleti talaj NH₄-acetát+EDTA oldható Cu- és Pb-tartalmát a kontrollhoz viszonyítva, míg a Cr és Zn esetében csupán a nagy dózissal értem el hasonló hatást. A „felvehető” Ni-tartalomban az iszap lényeges változást nem idézett elő, a Cd mennyisége viszont szignifikánsan csökkent. A kísérletsorozat végén (2003-ban) a

miskolci iszap mindkét dózisa fokozta a Lakanen-Erviö oldható Cd és Zn felhalmozódását a talajban, a Cr, Cu és Pb statisztikailag igazolható változást nem mutatott, a Ni mobilitása pedig egyértelműen csökkent a kezeletlen talaj értékeihez képest (16. táblázat).

A miskolci tápanyagkeverékkel kezelt talajban a „felvehető” frakció az „összes” nehézfém-tartalom %-ában kifejezve a következő sorrendet adta 2001-ben a kis dózis esetében: Cu > Zn > Pb > Cd > Ni > Cr, illetve a nagy dózissnál: Cu > Zn > Cd > Pb > Ni > Cr. Míg 2003-ban, a kísérletsorozat végén mindkét dózis esetén a sorrend az alábbiak szerint alakult: Cu > Zn > Cd > Ni > Cr > Pb.

A miskolci iszappal kevert talajban az oldható Ni és Pb, illetve a nagy adagú kezelésnél a Cr frakciók 2001-2003 között oldhatatlan formákká alakultak át, míg a Cd, Cu és Zn, illetve a kis adagú kezelésnél a Cr felvehetősége a várttal ellentétben növekedett a vizsgált 3 év alatt (16. táblázat).

Összefoglalásul megállapítható, hogy a talajmintákban az „összes” és „felvehető” koncentrációk aránya elemenként eltérő volt. A vizsgált nehézfémek közül a Cr talajbani megkötődése volt a legkifejezettebb. A települési szennyvíziszapoknak a talaj „felvehető” elemtartalmára gyakorolt hatására irányuló kutatómunkánk elsősorban a Cu, Zn és Cd fokozott mobilitását igazolta a talajban. Mindez előrevetítette ezen elemek jelzőnövényekben való megjelenését.

Eredményeim megerősítik a Zn, Cu és Pb felvehetősége esetén PETRUZZELLI et al. (1989a) és PUEYO et al. (2003), illetve a Zn és Cu frakciók esetén MARTINS et al. (2003) és JORDAO (2006) megfigyeléseit. Méréseim viszont nem igazolják VACA-PAULIN et al. (2006) eredményeit, mely szerint a szennyvíziszap kezelés hatására nem növekedett a Cd felvehetősége, és a talaj Cd-koncentrációja a „kicserélhető” frakcióban volt a legnagyobb. TAYLOR et al. (1995) a talaj szerves anyagaihoz kötött Cu, illetve a karbonátokhoz kötött Cd, Ni, Pb és Zn mennyiségének növekedését tapasztalták szennyvíziszap kezelésekre hatására, míg a fémek vízoldható és „kicserélhető” frakciói alacsony szinten maradtak függetlenül a szennyvíziszap kijuttatásától.

4.2.2. Települési szennyvíziszapok hatása a jelzőnövények nehézfém-akkumulációjára

4.2.2.1. A rozs jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége

A 3.2.1. fejezetben leírt tenyészedényes kísérletben a talaj kezelésként 2,5, illetve 10 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat, amelyek hatását vizsgáltam a rozs jelzőnövény elemösszetételére (4.-13. mellékletek).

A 17. táblázat a rozs települési szennyvíziszapok hatására kialakult nehézfém-tartalmát szemlélteti 40 napos stádiumban, illetve a tenézsziószak végén, 65 napos korban. A szennyvíziszapokkal kezelt talajon nevelt rozs nehézfém-felvételéről a 18. táblázat tájékoztat.

Az első mintavételi időpontban a rozs jelzőnövény 40 napos hajtásának elemösszetételét vizsgálva megállapítható, hogy a szennyvíziszapok kijuttatásával a nehézfém-tartalom megemelkedése a 40 napos föld feletti szervekben statisztikailag nem volt igazolható (17. táblázat).

A kísérlet bontásakor a második mintavételi időpontban a Cu mennyisége a gyökerekben megemelkedett, és a különböző dózisokat összevetve az iszapmennyiség növelésével a gyökerek Cu-tartalma is arányosan megemelkedett. A nyíregyházi és a miskolci iszap nagy dózisa, valamint a debreceni iszap mindkét dózisa hatására a rozs gyökerének Cu-felvétele szignifikánsan megnőtt (17. táblázat).

A Cu közismerten nehezen mozog a gyökérből a föld feletti szervekbe (KÁDÁR, 2001). Esetemben azonban a debreceni és miskolci szennyvíziszapok nagy dózisa a rozs 65 napos föld feletti szerveiben a Cu mérsékelt dúsulását okozta. Élelmiszer- és takarmánynövényeink Cu-tartalma hazánkban általában alacsony (KÁDÁR és KASTORI, 2003), a jelzett dúsulás inkább előnyösnek minősíthető. A takarmányban az 50 mg/kg sz.a. feletti Cu-készletet tekintik kritikusnak érzékenyebb állatfajoknál (KÁDÁR és KASTORI, 2003), melyet a tesztnövény takarmányozási célra szánt hajtásaiban mért értékek meg sem közelítik (17. táblázat).

A többi vizsgált mikroelem a szennyvíziszap kezelésekre hatására szignifikáns változást nem mutatott a kontrolltalajon fejlődött kultúra egyes szerveinek elemösszetételéhez viszonyítva (17. táblázat).

17. táblázat: Települési szennyvíziszap kezelések hatása a rozs nehézfém-tartalmára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

Kezelések	Elemek (µg/g)					
	Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
40 napos hajtás						
Kontroll (0%)	0,13 ^a	0,31 ^a	13,5 ^{ab}	0,45 ^a	0,30 ^a	80,7 ^b
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	0,14 ^a	0,26 ^a	13,2 ^a	0,36 ^a	1,04 ^a	88,6 ^b
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,16 ^a	0,84 ^a	13,3 ^a	0,29 ^a	0,79 ^a	88,3 ^b
Debreceni sz.i. 2,5%	0,15 ^a	0,37 ^a	13,3 ^a	0,15 ^a	0,95 ^a	85,0 ^b
Debreceni sz.i. 10%	0,19 ^a	0,40 ^a	15,3 ^b	0,29 ^a	0,50 ^a	85,9 ^b
Miskolci sz.i. 2,5%	0,13 ^a	0,33 ^a	14,2 ^{ab}	0,20 ^a	1,36 ^a	62,1 ^{ab}
Miskolci sz.i. 10%	0,17 ^a	0,30 ^a	14,2 ^{ab}	0,20 ^a	0,87 ^a	53,6 ^a
65 napos gyökér						
Kontroll (0%)	0,32 ^a	4,84 ^b	20,0 ^a	5,74 ^a	2,26 ^a	400 ^a
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	0,40 ^a	2,47 ^a	25,2 ^{abc}	6,35 ^a	2,65 ^a	620 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,49 ^a	1,32 ^a	30,5 ^{bc}	5,58 ^a	2,77 ^a	540 ^a
Debreceni sz.i. 2,5%	0,37 ^a	1,53 ^a	33,2 ^{cd}	5,76 ^a	1,38 ^a	550 ^a
Debreceni sz.i. 10%	0,37 ^a	1,11 ^a	47,2 ^e	4,46 ^a	2,53 ^a	451 ^a
Miskolci sz.i. 2,5%	0,43 ^a	2,46 ^a	22,5 ^{ab}	4,66 ^a	3,25 ^a	303 ^a
Miskolci sz.i. 10%	0,47 ^a	1,18 ^a	41,2 ^{de}	4,88 ^a	4,41 ^a	477 ^a
65 napos hajtás						
Kontroll (0%)	0,16 ^{ab}	1,05 ^b	11,2 ^a	0,44 ^a	0,99 ^a	107 ^{bc}
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	0,11 ^a	0,47 ^a	12,6 ^{ab}	0,35 ^a	1,43 ^a	87,8 ^{abc}
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,16 ^{ab}	0,74 ^{ab}	13,6 ^{ab}	0,41 ^a	0,45 ^a	123 ^c
Debreceni sz.i. 2,5%	0,15 ^{ab}	0,35 ^a	12,4 ^a	0,25 ^a	0,81 ^a	72,1 ^{ab}
Debreceni sz.i. 10%	0,22 ^b	0,49 ^a	14,9 ^{bc}	0,52 ^a	0,43 ^a	87,0 ^{abc}
Miskolci sz.i. 2,5%	0,12 ^a	0,50 ^a	11,4 ^a	0,24 ^a	0,90 ^a	58,3 ^a
Miskolci sz.i. 10%	0,22 ^b	0,38 ^a	15,9 ^c	0,35 ^a	1,57 ^a	80,2 ^{ab}

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül az egyes mintavételi időpontokban P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

18. táblázat: Települési szennyvíziszap kezelések hatása a rozs nehézfém-felvételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

Kezelések	Elemek (g/ha)					
	Cd	Σ Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
40 napos hajtás						
Kontroll (0%)	1,49	3,56	155	5,16	3,44	926
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	1,95	3,63	184	5,02	14,5	1235
Nyíregyházi sz.i. 10%	2,70	14,2	224	4,89	13,3	1490
Debreceni sz.i. 2,5%	2,92	7,21	259	2,92	18,5	1656
Debreceni sz.i. 10%	1,71	3,60	138	2,61	4,50	773
Miskolci sz.i. 2,5%	1,84	4,68	201	2,84	19,3	880
Miskolci sz.i. 10%	1,07	1,89	89,5	1,26	5,48	338
65 napos gyökér						
Kontroll (0%)	0,26	3,92	16,2	4,65	1,83	324
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	0,23	1,44	14,7	3,71	1,55	363
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,24	0,65	15,1	2,76	1,37	267
Debreceni sz.i. 2,5%	0,25	1,03	22,4	3,89	0,93	371
Debreceni sz.i. 10%	0,08	0,25	10,6	1,00	0,57	101
Miskolci sz.i. 2,5%	0,46	2,66	24,3	5,03	3,51	327
Miskolci sz.i. 10%	0,08	0,21	7,42	0,88	0,79	85,9
65 napos hajtás						
Kontroll (0%)	0,72	1,89	20,2	0,79	1,78	193
Nyíregyházi sz.i. 2,5%	0,25	1,06	28,4	0,79	3,22	198
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,37	1,73	31,8	0,96	1,05	288
Debreceni sz.i. 2,5%	0,44	1,02	36,3	0,73	2,37	211
Debreceni sz.i. 10%	0,26	0,57	17,4	0,61	0,50	102
Miskolci sz.i. 2,5%	0,29	1,22	27,7	0,58	2,19	142
Miskolci sz.i. 10%	0,17	0,29	12,2	0,27	1,20	61,4

A jelzőnövény gyökerének és hajtásának légszáraz tömegét a különböző kezelések esetén a 7. ábra szemlélteti. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap.

4.2.2.2. A szudánifű jelzőnövénybe épült nehézfémelek mennyisége

A 3.2.2. fejezetben ismertetett tenyészedényes kísérletben a termesztőközeg kezelésként 5, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat. Megvizsgáltam, hogy ezek milyen hatást gyakoroltak a szudánifű jelzőnövény elemösszetételére (14-18. mellékletek). A 19. táblázatban a szudánifű gyökerében és hajtásában kialakult nehézfémtartalmat szemléltetem. A szudánifű nehézfémtartalmáról szennyvíziszapokkal kezelt talajon a 20. táblázat tájékoztat.

A nyíregyházi szennyvíziszap kompozit hatását vizsgálva megállapítható, hogy a Cu mennyisége mindkét dózis esetén megemelkedett a szudánifű gyökereiben. A Zn igen

mobilis, könnyen felvehető esszenciális mikroelem (SZABÓ et al., 1987), melyet a kontroll kultúra gyökereiben mért koncentrációkhoz képest a nagy dózisu (15%) kezelés közel kétszeres értéke is igazol. A Cu és Zn növényen belüli transzlokációja is szembevetű volt. A hajtásban mért nagy Zn-tartalom az átlagos értéknél magasabb. A Pb csak kis mértékben mozgékony a talaj–növény rendszerben. Talajból történő Pb-felvétel esetén a gyökerek jóval több Pb-t tartalmaznak, mint a föld feletti szervek (SIMON, 1999), mely megállapítást kísérletem során én is igazoltam. Esetemben megjelent ugyan a Pb a gyökerekben, de a hajtásokban koncentrációja alacsony szinten maradt. A többi vizsgált nehézfém gyökerekbe való beépülése és hajtásba való áthelyeződése a nyíregyházi szennyvíziszap hatására nem volt statisztikailag igazolható (19. táblázat).

19. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a szudánifű elemösszetételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002)

Kezelések	Elemek ($\mu\text{g/g}$)					
	Cd	Σ Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Gyökér						
Kontroll (0%)	0,34 ^a	4,56 ^a	11,6 ^a	3,23 ^a	1,93 ^{ab}	62,3 ^a
Nyíregyházi sz.i. 5%	0,42 ^a	4,89 ^a	13,8 ^{ab}	3,86 ^a	3,52 ^{ab}	80,7 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,69 ^a	3,91 ^a	24,5 ^c	3,70 ^a	5,64 ^b	113 ^b
Debreceni sz.i. 5%	0,54 ^a	3,97 ^a	18,9 ^{bc}	3,03 ^a	1,64 ^{ab}	89,1 ^{ab}
Debreceni sz.i. 15%	0,48 ^a	4,04 ^a	19,1 ^{bc}	3,22 ^a	0,99 ^a	114 ^b
Miskolci sz.i. 5%	0,38 ^a	2,81 ^a	13,2 ^{ab}	2,43 ^a	2,64 ^a	56,1 ^a
Miskolci sz.i. 15%	0,36 ^a	1,91 ^a	15,2 ^{ab}	2,82 ^a	0,99 ^a	72,0 ^{ab}
Hajtás						
Kontroll (0%)	0,24 ^a	8,21 ^a	4,26 ^a	2,15 ^a	0,79*	40,9 ^a
Nyíregyházi sz.i. 5%	0,27 ^a	7,27 ^a	8,14 ^b	1,76 ^a	<KH*	60,1 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,34 ^a	4,24 ^a	8,87 ^b	0,27 ^a	0,49*	93,7 ^{bc}
Debreceni sz.i. 5%	0,32 ^a	3,07 ^a	10,2 ^b	1,15 ^a	<KH*	78,9 ^{abc}
Debreceni sz.i. 15%	0,37 ^a	6,35 ^a	12,6 ^b	1,09 ^a	<KH*	110 ^c
Miskolci sz.i. 5%	0,27 ^a	2,35 ^a	8,61 ^b	1,01 ^a	0,16*	57,4 ^{ab}
Miskolci sz.i. 15%	0,32 ^a	1,64 ^a	10,0 ^b	0,71 ^a	0,56*	60,7 ^{ab}

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül az egyes növényi szervek esetén P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *A statisztikai elemzés nem volt elvégezhető. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

A debreceni szennyvíziszap kijuttatás a nyíregyházi iszaphoz hasonlóan megnövelte a kezeletlen talajon nevelt kultúrákhoz képest a Cu és a Zn tartalmat mind a gyökerekben,

mind a hajtásokban. Az iszap átlagosnál nagyobb Cr-tartalma (7. táblázat), és a talajban való megjelenése (11. táblázat) miatt külön figyelmet fordítottam a tesztnövényen belüli koncentrációjára. Az én vizsgálati eredményem is alátámasztja azt a tényt, hogy a növények a talajból kevés krómot tudnak felvenni és a növényen belüli transzlokációjuk is kis mértékű (KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001), hiszen a kontrollhoz képest szignifikáns különbséget sem a gyökerekben, sem a hajtásokban nem találtam. Iszapterheléses kísérletemben nem tapasztaltam statisztikailag szignifikáns növekedést a szudánifű egyes szerveinek Cd-, Ni- és Pb-tartalmában sem, mely a Cd nagyfokú mobilitásának (DEBRECZENINÉ és SÁRDI, 1999; SZABÓ és FODOR, 2003) ismeretében kedvező jelenség (19. táblázat).

A miskolci szennyvíziszappal kezelt kultúrákban a vizsgált mikroelemek közül egyedül a hajtás Cu-tartalma emelkedett meg jelentősebben, a szudánifű föld feletti szervében a kontrollhoz képest több mint kétszeres értékeket mértem (19. táblázat).

20. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a szudánifű elemfelvételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002)

Kezelések	Elemek (g/ha)					
	Cd	Σ Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Gyökér						
Kontroll (0%)	0,10	1,44	3,65	1,02	0,61	19,6
Nyíregyházi sz.i. 5%	0,18	2,05	5,80	1,62	1,48	33,9
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,22	1,23	7,72	1,17	1,78	35,6
Debreceni sz.i. 5%	0,21	1,53	7,28	1,17	0,63	34,3
Debreceni sz.i. 15%	0,15	1,27	6,02	1,01	0,31	35,9
Miskolci sz.i. 5%	0,16	1,18	5,54	1,02	1,11	23,6
Miskolci sz.i. 15%	0,11	1,60	4,79	0,89	0,31	22,7
Hajtás						
Kontroll (0%)	0,24	8,33	4,32	2,18	0,80	41,5
Nyíregyházi sz.i. 5%	0,43	11,7	13,1	2,83	<KH*	96,8
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,42	5,19	10,9	0,33	0,60	115
Debreceni sz.i. 5%	0,55	5,27	17,5	1,97	<KH*	135
Debreceni sz.i. 15%	0,80	13,8	27,4	2,37	<KH*	239
Miskolci sz.i. 5%	0,37	3,21	11,8	1,38	0,22	78,4
Miskolci sz.i. 15%	0,55	2,81	17,2	1,22	0,96	104

A jelzőnövény gyökerének és hajtásának légszáraz tömegét a különböző kezelések esetén a 8. ábra szemlélteti. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

4.2.2.3. Az őszi káposztarepce jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége

A 3.2.3. fejezetben leírt tenyészedényes kísérletben a talaj kezelésként 7,5, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat. Jelzőnövényként őszi káposztarepcét (takarmányrepcét) alkalmaztam (19-23. mellékletek).

A takarmányrepce különböző növényi szerveiben a települési szennyvíziszapok hatására megjelenő nehézfém-tartalmakat a 21. táblázat mutatja be. A takarmányrepce nehézfém-felvételéről szennyvíziszapokkal kezelt talajon a 22. táblázat tájékoztat.

21. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányrepce elemösszetételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések	Elemek (µg/g)					
	Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
	Gyökér					
Kontroll	0,33 ^a	4,28 ^a	25,9 ^a	2,58 ^a	<KH*	90,5 ^a
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	0,53 ^{bc}	4,49 ^a	38,0 ^a	3,09 ^a	<KH*	156 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,51 ^{bc}	3,97 ^a	29,9 ^a	2,62 ^a	<KH*	153 ^a
Debreceni sz.i. 7,5%	0,50 ^b	4,69 ^a	38,6 ^a	3,44 ^a	<KH*	134 ^a
Debreceni sz.i. 15%	0,60 ^{bc}	4,55 ^a	35,0 ^a	2,53 ^a	<KH*	122 ^a
Miskolci sz.i. 7,5%	0,64 ^{bc}	4,84 ^a	35,3 ^a	3,97 ^a	<KH*	139 ^a
Miskolci sz.i. 15%	0,67 ^c	4,81 ^a	30,7 ^a	2,66 ^a	<KH*	95,4 ^a
	Hajtás					
Kontroll	0,20*	0,56 ^a	3,26 ^a	<KH*	<KH*	30,2 ^a
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	<KH*	0,90 ^a	3,73 ^{ab}	<KH*	<KH*	42,4 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 15%	<KH*	0,71 ^a	4,05 ^{ab}	<KH*	<KH*	54,9 ^{bc}
Debreceni sz.i. 7,5%	<KH*	0,82 ^a	4,99 ^b	<KH*	<KH*	58,7 ^c
Debreceni sz.i. 15%	0,31*	0,36 ^a	6,63 ^c	<KH*	<KH*	83,4 ^d
Miskolci sz.i. 7,5%	<KH*	0,33 ^a	3,32 ^a	<KH*	<KH*	28,0 ^a
Miskolci sz.i. 15%	0,30*	<KH	4,34 ^{ab}	<KH*	<KH*	37,9 ^a

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül az egyes növényi szervek esetén P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *A statisztikai elemzés nem volt elvégezhető. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

KÁDÁR és KASTORI (2003) karbonátos csernozjom talajon végzett mikroelem-terheléses kísérletei azt igazolták, hogy a repce érzékeny a Cd-terhelésre, könnyen szennyeződhet, melynek következtében emberi, illetve állati fogyasztásra egyaránt alkalmatlanná válhat. A 21. táblázatból jól látszik, hogy mindhárom szennyvíziszap hatására az igen

toxikus és mobilis Cd (ADRIANO, 1986; CSATHÓ, 1994b) megjelent a tesztnövény gyökereiben. Kedvező jelenség azonban, hogy a hajtásokban a legtöbb esetben a Cd a kimutatási határ alatt maradt. A debreceni és a miskolci iszap nagy dózisa hatására a hajtásokban mért Cd-tartalom a vonatkozó 4/1990. (II.28.) MÉM RENDELETben a takarmánykeverékekre megállapított 0,5 mg/kg értéket nem lépte túl.

22. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányrepce elemfelvételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések	Elemek (g/ha)					
	Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
	Gyökér					
Kontroll	0,13	1,69	10,3	1,02	<KH*	35,8
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	0,28	2,37	20,1	1,63	<KH*	82,4
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,28	2,18	16,4	1,44	<KH*	84,2
Debreceni sz.i. 7,5%	0,26	2,42	20,0	1,78	<KH*	69,3
Debreceni sz.i. 15%	1,12	8,46	65,1	4,70	<KH*	227
Miskolci sz.i. 7,5%	0,37	2,82	20,6	2,31	<KH*	81,0
Miskolci sz.i. 15%	0,51	3,65	23,3	2,02	<KH*	72,4
	Hajtás					
Kontroll	0,39	1,08	6,31	<KH*	<KH*	58,5
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	<KH*	3,31	13,7	<KH*	<KH*	156
Nyíregyházi sz.i. 15%	<KH*	2,98	17,0	<KH*	<KH*	230
Debreceni sz.i. 7,5%	<KH*	3,68	22,4	<KH*	<KH*	263
Debreceni sz.i. 15%	3,39	3,94	72,5	<KH*	<KH*	912
Miskolci sz.i. 7,5%	<KH*	0,95	9,60	<KH*	<KH*	81,0
Miskolci sz.i. 15%	1,28	<KH	18,5	<KH*	<KH*	162

A jelzőnövény gyökerének és hajtásának légszáraz tömegét a különböző kezelések esetén a 9. ábra szemlélteti. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

A Cr nem dúsul a növényi szövetekben (KADÁR, 2004), mely megfigyelést én is igazolni tudtam. A debreceni iszap átlagosnál nagyobb Cr-tartalma (7. táblázat) és a talajban való megjelenése (12. táblázat) miatt nagy figyelmet fordítottam a takarmányrepce Cr-felvételére és a növényen belüli transzlokációjára. A szudánifű jelzőnövényénél tapasztaltakkal megegyezően (11. táblázat) a Cr mennyiségében a kontrollhoz képest szignifikáns különbséget sem a gyökerekben, sem a hajtásokban nem tapasztaltam egyik vizsgált iszap esetében sem (21. táblázat).

A szennyvíziszapokkal kezelt kultúrák gyökereiben mért Cu- és Zn-tartalom szignifikánsan nem különbözött a kontroll növények gyökereiben mért értékeknél, a hajtásokban azonban a nyíregyházi komposzt hatására kisebb mértékű, a debreceni iszap hatására pedig jelentős (szignifikáns) Cu- és Zn-tartalom emelkedést tapasztaltam. Takarmányozási szempontból az 50 mg/kg sz.a. feletti Cu-készletet és a 300 mg/kg sz.a. Zn-koncentrációt minősítik „kritikusnak” az érzékenyebb állatfajok (pl. juhok) számára (KÁDÁR és KASTORI, 2003), mely értéket az általam mért Cu- és Zn-tartalmak meg sem közelítették. KÁDÁR (2002) a repce tápláltsági állapotának vizsgálata során P-Zn antagonizmusról számolt be. Azt tapasztalta, hogy a javuló P-kínálattal jelentősen csökkent a Zn- és Cu-koncentráció az egyes növényi szervekben. Én ezt a jelenséget nem tudtam megerősíteni (21. táblázat).

A Ni kísérletemben megjelent ugyan a gyökerekben, de a föld feletti részekben koncentrációja a kimutatási határ alatt volt. A Pb-tartalom mind a kontroll talajon, mind a szennyvíziszapokkal kezelt talajokon nevelt növényekben a kimutatási határ alatt maradt (21. táblázat). Eredményeim alátámasztják KABATA-PENDIAS és PENDIAS (2001) azon megfigyeléseit, mely szerint a Pb csak kis mértékben mozgékony a talaj-növény rendszerben.

4.2.2.4. A takarmányborsó jelzőnövénybe épült nehézfémek mennyisége

A 3.2.4. fejezetben leírt tenyészedényes kísérletben a barna erdőtalaj kezelésenként 10, illetve 15 m/m %-ban tartalmazott nyíregyházi, debreceni és miskolci szennyvíziszapokat, amelyek hatását vizsgáltam a takarmányborsó jelzőnövény elemösszetételére (24-28. mellékletek). A tesztnövény gyökerében és hajtásában a kis (10%) és a nagy (15%) dózisú szennyvíziszapok hatására mért nehézfém-tartalmakat a 23. táblázat foglalja össze. A takarmányborsó nehézfém-felvételéről szennyvíziszapokkal kezelt talajon a 24. táblázat tájékoztat.

A kis dózisban (10%) alkalmazott nyíregyházi szennyvíziszap komposzt szignifikánsan megnövelte a takarmányborsó gyökerének Cd-tartalmát a kezeletlen kultúráéhoz képest, a hajtásban azonban a Cd mennyisége nem emelkedett a kimutatási határérték felé. Ugyanez a kezelés a jelzőnövény föld feletti szerveiben a Zn dúsulását okozta. A nyíregyházi iszap nagy dózisa (15%) csupán a Zn transzlokációját növelte, amelynek hatására a hajtásban közel kétszer nagyobb mennyiségű Zn jelent meg a kontrollhoz képest (23. táblázat).

A debreceni szennyvíziszap kijuttatásával a kis dózis hatására kétszer, a nagy dózis hatására 2,5-szer több Cd jelent meg a gyökerekben a kontrollhoz viszonyítva, de a hajtásokban koncentrációja a kimutatási határ alatt maradt, hasonlóképpen a kevésbé mozgékony Pb-hoz. A debreceni iszap mindkét dózisa szignifikánsan megemelte a gyökerek Cu-tartalmát, mely többlet a hajtásokban is megfigyelhető volt. Az anaerob rothasztott iszap Zn-felvételre gyakorolt hatását vizsgálva megállapítható, hogy mindkét dózis serkentette a Zn gyökérből hajtásba történő transzlokációját (23. táblázat).

A miskolci szennyvíziszap kijuttatásával szignifikánsan nem változott a gyökerek vizsgált nehézfém-tartalma, a föld feletti szervekben viszont a Cu és Zn szignifikáns dúsulását tapasztaltam a kontroll kultúrához képest (23. táblázat).

A talajba bevitt szennyvíziszapok nem okoztak statisztikailag szignifikáns növekedést a takarmányborsó egyes szerveinek Cr-, Ni- és Pb-tartalmában (23. táblázat).

23. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó elemösszetételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések	Elemek (µg/g)					
	Cd	ΣCr	Cu	Ni	Pb	Zn
	Gyökér					
Kontroll (0%)	0,67 ^a	5,81 ^a	27,3 ^a	6,19 ^a	4,62 ^a	153 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 10%	1,24 ^{bc}	6,40 ^a	35,8 ^{ab}	6,00 ^a	5,84 ^a	193 ^b
Nyíregyházi sz.i. 15%	1,11 ^{ab}	5,56 ^a	37,7 ^{ab}	5,58 ^a	5,41 ^a	156 ^{ab}
Debreceni sz.i. 10%	1,21 ^{bc}	7,07 ^a	69,4 ^c	6,60 ^a	4,76 ^a	220 ^b
Debreceni sz.i. 15%	1,63 ^c	5,89 ^a	46,0 ^b	5,67 ^a	7,40 ^a	202 ^b
Miskolci sz.i. 10%	0,87 ^{ab}	8,04 ^a	35,1 ^{ab}	5,87 ^a	3,92 ^a	101 ^a
Miskolci sz.i. 15%	1,09 ^{ab}	4,95 ^a	30,2 ^a	5,65 ^a	6,42 ^a	108 ^a
	Hajtás					
Kontroll (0%)	<KH*	0,33 ^a	4,17 ^a	0,61 ^a	<KH*	24,0 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	<KH*	0,36 ^a	5,25 ^{abc}	0,62 ^a	<KH*	43,2 ^c
Nyíregyházi sz.i. 15%	<KH*	0,39 ^a	4,74 ^{ab}	<KH	<KH*	44,3 ^c
Debreceni sz.i. 10%	<KH*	0,37 ^a	6,50 ^c	0,62 ^a	<KH*	50,6 ^c
Debreceni sz.i. 15%	<KH*	0,43 ^a	8,14 ^d	0,59 ^a	<KH*	63,8 ^d
Miskolci sz.i. 10%	<KH*	0,33 ^a	5,54 ^{abc}	0,67 ^a	<KH*	33,9 ^b
Miskolci sz.i. 15%	<KH*	0,36 ^a	6,21 ^{bc}	0,74 ^a	<KH*	43,9 ^c

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül az egyes növényi szervek esetén P=0,05 szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. *A statisztikai elemzés nem volt elvégezhető. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

24. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó elemfelvételére (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelések	Elemek (g/ha)					
	Cd	Σ Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Gyökér						
Kontroll (0%)	0,13	1,12	5,24	1,19	0,89	29,4
Nyíregyházi sz.i. 10%	0,25	1,31	7,30	1,22	1,19	39,4
Nyíregyházi sz.i. 15%	0,28	1,40	9,50	1,41	1,36	39,3
Debreceni sz.i. 10%	0,36	2,12	20,8	1,98	1,43	66,0
Debreceni sz.i. 15%	0,18	0,64	4,97	0,61	0,80	21,8
Miskolci sz.i. 10%	0,24	2,22	9,69	1,62	1,08	27,9
Miskolci sz.i. 15%	0,25	1,13	6,89	1,29	1,46	24,6
Hajtás						
Kontroll (0%)	<KH*	0,57	7,16	1,05	<KH*	41,2
Nyíregyházi sz.i. 10%	<KH*	0,65	9,45	1,12	<KH*	77,8
Nyíregyházi sz.i. 15%	<KH*	0,85	10,4	<KH	<KH*	96,8
Debreceni sz.i. 10%	<KH*	0,75	13,2	1,26	<KH*	103
Debreceni sz.i. 15%	<KH*	0,82	15,4	1,12	<KH*	121
Miskolci sz.i. 10%	<KH*	0,55	9,17	1,11	<KH*	56,1
Miskolci sz.i. 15%	<KH*	0,59	10,2	1,22	<KH*	72,2

A jelzőnövény gyökerének és hajtásának légszáraz tömegét a különböző kezelések esetén a 10. ábra szemlélteti. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap; <KH = kimutatási határ alatt

A búzaszalmával komposztált nyíregyházi, az anaerob módon rothasztott debreceni, illetve a riolittufával és karbidmésszel érlelt, granulált miskolci szennyvíziszap teszt növények elemfelvételére gyakorolt hatását összegezve megállapítható, hogy a kezelések a 6 vizsgált mikroelemből elsősorban a Cu és Zn feldúsulását eredményezték a föld feletti biomasszában. E Cu- és Zn-felhalmozás azonban a jelzőnövények takarmányértékét nem veszélyeztette. A debreceni iszap P-kínálatával (4. táblázat) nem csökkent a Zn-koncentráció a növényi szövetekben, a P-Zn antagonizmus kísérletemben nem jelentkezett. Igazoltam KÁDÁR és ANTON (2001) megállapítását, mely szerint a Zn a növényekben felhalmozódhat, azt azonban, hogy a Cu-t a növények gyökerekben visszatartják nem tudtam megerősíteni.

Számos hazai és külföldi kutató szintén arról számolt be, hogy az általuk tanulmányozott szennyvíziszapokból tenyészedényes és szabadföldi kísérletekben Zn és Cu került be a teszt növényekbe (KORCAK és FANNING, 1985; PETRUZZELLI et al., 1989a; HERNÁNDEZ et al., 1991; SAUERBECK, 1991; JUSTE és MENCH, 1992; PAP és PAPNÉ KRÁNITZ, 1997; MARTINS et al., 2003; VERMES, 2003; COOPER, 2005b; DEOLIVEIRA et

al., 2005; LAVADO et al., 2005; PETRÓCZKI, 2005; PETRÓCZKI et al., 2005; WEI és LIU, 2005). SIMON (2001a) és SIMON et al. (1996) a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékén a nyíregyházi szennyvíziszap komposzttal és tavaszi árpa, tavaszi búza és kukorica kultúrákkal beállított üvegházi tenyészedényes kísérleteiben is hasonló eredményekre jutottak.

Az iszapok kijuttatásával a hajtások Cd-, Cr-, Ni- és Pb-tartalmában statisztikailag igazolható változásokat nem tapasztaltam, sőt néhány esetben a kimutatási határ alatti értékeket mértem. A nagy dózisú debreceni szennyvíziszap kezelésekre hatására valamennyi jelzőnövény talajában kialakult Ni-szennyeződést egyik növény sem jelezte, annak ellenére, hogy több szerző szerint ez a nehézfém könnyen bekerül a növényekbe, és a növényeken belül is könnyen szállítódik (ADRIANO, 1986, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001).

Az iszapkezelések a vizsgált mikroelemeket véve alapul állati fogyasztásra alkalmas termékeket eredményeztek. Az alkalmazott szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása szempontjából a fenti vizsgálati eredményeim mindenképpen kedvezőnek tekinthetők.

4.2.2.5. A talaj „felvehető” elemtartalma és a növényi nehézfém-felvétel közötti kapcsolat értékelése

Következő lépésként megvizsgáltam, hogy a szennyvíziszapokkal kezelt talaj Lakanen-Erviö-féle kivonással meghatározott „felvehető” elemtartalma korrelációban van-e a növényi nehézfém-felvétellel.

A 25-27. táblázatokban a kísérletsorozat kezdetén, 2001-ben a rozs jelzőnövény esetén vizsgált változók korrelációs koefficienseit mutatom be.

A növényi nehézfém-tartalomnak a kontroll és a különböző dózisokban kijuttatott szennyvíziszapokkal kezelt talaj „felvehető” elemtartalmával való korrelációját vizsgálva megállapítható, hogy a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kezelés esetén a Cd, a Cu és a Pb koncentrációknál szoros, pozitív korreláció volt a természetközleg „felvehető” elemtartalma és a rozs gyökerének nehézfém-tartalma között. A Cr esetén ugyanakkor hasonlóan erős, de negatív irányú kapcsolat volt kimutatható (25. táblázat). A talaj „felvehető” elemtartalmát és a teszt növény hajtásának toxikus elemtartalmát a 40 napos stádiumban vizsgálva a Cd és a Cr esetén pozitív, a Ni esetén pedig negatív, igen szoros összefüggés volt megfigyelhető. A kísérlet befejezésekor (65 napon)

vizsgálva a két változót, csupán a Cu esetén találtam pozitív, erős korrelációt (25. táblázat).

25. táblázat: A kontroll talaj és a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt rozs gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
65 napos gyökér	0,9696	-0,8986	0,9596	-0,6610	0,8633	0,3812
40 napos hajtás	0,9958	0,9411	-0,4107	-0,8275	0,4585	0,6631
65 napos hajtás	0,2773	-0,3019	0,9262	0,1894	-0,7275	0,6887

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat.

A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszappal kezelt talaj „felvehető” elemtartalma és a rozs gyökerének toxikus elem-tartalma közötti összefüggést összehasonlítva megállapítható, hogy a Lakanen-Erviö talajkivonat Cu-koncentrációja és a jelzőnövény gyökerének Cu-felvétele állt a legszorosabb kapcsolatban, de a Cd esetén is számottevő pozitív korrelációt tapasztaltam. Erős negatív kapcsolatot találtam a debreceni iszappal kezelt talaj „felvehető” Cr-tartalma és a gyökerek Cr-tartalma között (26. táblázat).

A teszt növény 40 napos föld feletti szervét vizsgálva a Cd, Cr, Cu és Zn esetén igen szoros a kapcsolat a vizsgált változók között, míg a Pb esetén a két változó függetlennek bizonyult egymástól. Megvizsgáltam a természetközeg „felvehető” elemtartalma és a rozs jelzőnövény 65 napos hajtásának elemtartalma közötti összefüggést is, és szoros, pozitív kapcsolatot mutathattam ki a Cd és Cu esetén, míg a Pb esetén hasonló nagyságrendű, negatív előjelű volt a korreláció (26. táblázat).

26. táblázat: A kontroll talaj és a debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt rozs gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
65 napos gyökér	0,7559	-0,8106	0,9753	0,1691	0,4028	0,0890
40 napos hajtás	1	0,9229	0,9305	-0,4738	0,1166	0,8180
65 napos hajtás	0,8934	-0,6068	0,9992	0,3531	-0,9998	-0,3485

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat.

A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap kezelés hatására a talajban kialakult „felvehető” Cu- és Zn-tartalom és a rozs gyökerének Cu- és Zn-felvétele között igen szoros, pozitív korrelációt találtam, míg a talaj Cd- és Cr-koncentrációja, valamint a jelzőnövény gyökerének Cd- és Cr-felvétele között szoros, negatív irányú összefüggést tapasztaltam (27. táblázat).

A 40 napos hajtásnál a Cu és Pb esetén, míg a 65 napos hajtásnál csak a Cu esetén volt szoros, pozitív a kapcsolat. Erős, negatív korrelációt mutatott a talaj „felvehető” elemtartalmával a 40 napos hajtás Cr-, és a 65 napos hajtás Ni-tartalma (27. táblázat).

27. táblázat: A kontroll talaj és a miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt granulált szennyvíziszap különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt rozs gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
65 napos gyökér	-0,9303	-0,7628	0,9369	-0,6575	0,3728	0,9576
40 napos hajtás	-0,3973	-0,7609	0,8352	-0,5	0,9902	-0,5119
65 napos hajtás	*	-0,6324	0,9100	-0,8934	-0,2182	0,2374

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. *A statisztikai elemzés nem volt elvégezhető. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat.

A 28-30. táblázatokban a kísérletsorozat befejezésekor, 2003-ban a takarmányborsó jelzőnövény esetén vizsgált változók korrelációs koefficienseit mutatom be.

28. táblázat: A kontroll talaj és a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt takarmányborsó gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
gyökér	0,8952	-0,2898	0,9993	-0,6141	0,7908	0,4224
hajtás	n.a.	0,9999	0,7650	0,9999	n.a.	0,8653

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat; n.a. = nincs adat.

A kísérletsorozat végén a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt bevitelével a talajban kialakult Lakanen-Erviö-féle Cd-, Cu- és Pb-koncentráció igen szoros, pozitív korrelációt mutatott a takarmányborsó Cd-, Cu- és Pb-tartalmával (28. táblázat).

A hajtás esetén minden vizsgált elemnél szoros, pozitív kapcsolat volt, kivéve a Cd-ot és az Pb-ot, mivel e két elem a jelzőnövény hajtásában a kimutatási határ alatt volt (28. táblázat).

29. táblázat: A kontroll talaj és a debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt takarmányborsó gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
gyökér	0,8984	0,0950	0,5193	-0,7689	0,9999	0,3713
hajtás	n.a.	0,9882	0,9999	-0,8410	n.a.	0,8940

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat; n.a. = nincs adat.

A kijuttatott debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszappal (vagyis a szennyvíziszappal talajba került Cd és Pb mennyiségével) egyenes arányban nőtt a takarmányborsó gyökerének Cd- és Pb-tartalma. Ennél kevésbé szoros és negatív kapcsolat volt kimutatható a Ni-koncentráció esetén. A takarmányborsó gyökere a szennyvíziszappal talajba juttatott Cr-többletet (12. táblázat) nem jelezte, a talaj- és a hajtás Cr-tartalma ugyanakkor igen erős, pozitív korrelációt mutatott (29. táblázat).

Szoros pozitív kapcsolatot találtam a Lakanen-Erviö-féle talajkivonat Cu- és Zn-tartalma és a jelzőnövény hajtásának Cu- és Zn-felvétele között is, a Ni esetében ugyanakkor hasonló nagyságrendű, negatív irányú összefüggést tapasztaltam. A hajtásban nem találtam kimutatható mennyiségben Cd-ot és Pb-ot (29. táblázat).

30. táblázat: A kontroll talaj és a miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt granulált szennyvíziszap különböző dózisaival kezelt talaj „felvehető” nehézfém-tartalmának és a közegen nevelt takarmányborsó gyökerében és hajtásában mért nehézfém-tartalmának korrelációs összefüggése (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

	LE-Cd	LE-Cr	LE-Cu	LE-Ni	LE-Pb	LE-Zn
	r					
gyökér	0,8519	0,2479	0,9948	0,9984	-0,6178	-0,9998
hajtás	n.a.	0,5000	0,6240	-0,9787	n.a.	0,9563

Korrelációs számítás Pearson-eloszlással. n=12. Rövidítések: r = korrelációs együttható; LE = Lakanen-Erviö-féle kivonat; n.a. = nincs adat.

A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap kezelés hatására a talajban kialakult „felvehető” elemtartalom és a takarmányborsó gyökerének nehézfém-felvétele közötti korrelációt értékelve láthatjuk, hogy a kapcsolat a Cd, a Cu és a Ni esetén jelentősnek tekinthető. A Zn-nél hasonló mértékű, ám előjelében ellentétes összefüggést találtam (30. táblázat).

A természetközeg és a jelzőnövény hajtásának nehézfém-tartalmát vizsgálva megállapítható, hogy a Cr- és Cu-tartalom esetén közepes erősségű, míg a Zn-nél szoros, pozitív irányú volt a kapcsolat, ugyanakkor a Ni igen szoros, negatív korrelációt mutatott. A hajtás Cd- és Pb-tartalma a miskolci iszapkezelés esetén is a kimutatási határ alatt maradt (30. táblázat).

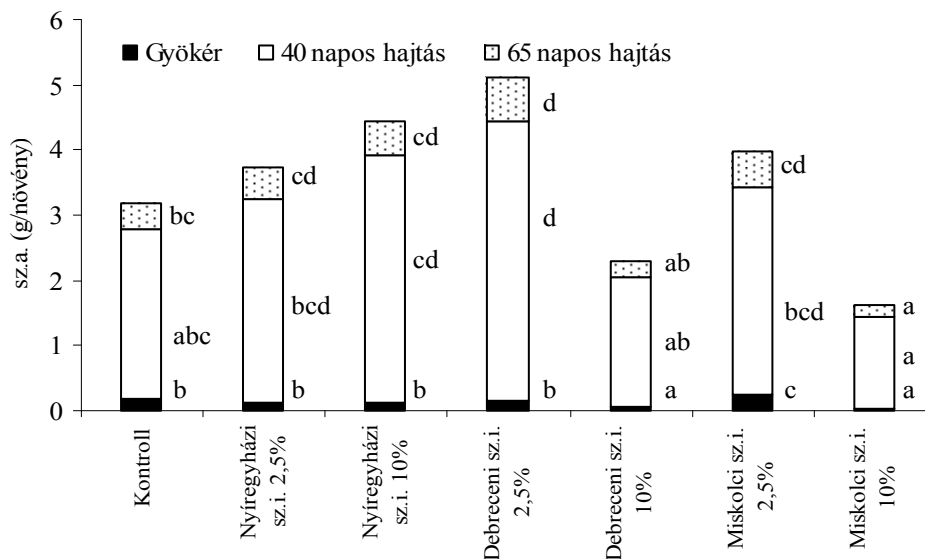
SUKKARIYAH et al. (2005) vizsgálatai szerint a tesztnövények Cd-, Cu-, Ni- és Pb-tartalma általában jól korrelált a talaj „felvehető” frakcióiban mért koncentrációkkal. ORTIZ és ALCANIZ (2006) viszont azt tapasztalták, hogy a tesztnövények gyökerének és hajtásának Cd-, Cu-, Ni- és Pb-felvétele nincs összefüggésben a szennyvíziszappal kezelt talaj „felvehető” elemtartalmával, a Zn és Cr pedig közepes erősségű kapcsolatot mutatott.

4.3. A takarmánynövények szárazanyag-hozama szennyvíziszapokkal kezelt talajon

4.3.1. Települési szennyvíziszapok hatása a rozs jelzőnövény szárazanyag-hozamára

Az egyes szennyvíziszap kezelések toxikus hatását a takarmánynövények biomassza-hozama alapján állapíthatjuk meg, amelyet a rozs esetében a 7. ábra mutat be.

A kis dózisú (2,5%) szennyvíziszap kijuttatások megnövelték a rozs tesztnövény szárazanyag-hozamát a kontrollhoz viszonyítva. Hasonló mértékű pozitív hatást figyelhettünk meg a nyíregyházi iszap nagy dózisú (10%) kijuttatása esetén is. A debreceni és a miskolci iszap adagok növelésével azonban a rozs gyökér- és hajtáshozama nagymértékben (szignifikánsan) lecsökkent. A rozs jelzőnövény szárazanyag-hozamát vizsgálva a debreceni rothasztott iszap 2,5%-os kijuttatása adta a legjobb eredményt az összes kezelés közül (7. ábra). A növényeken fitotoxicitási tünetek egyik kezelés esetén sem jelentkeztek.



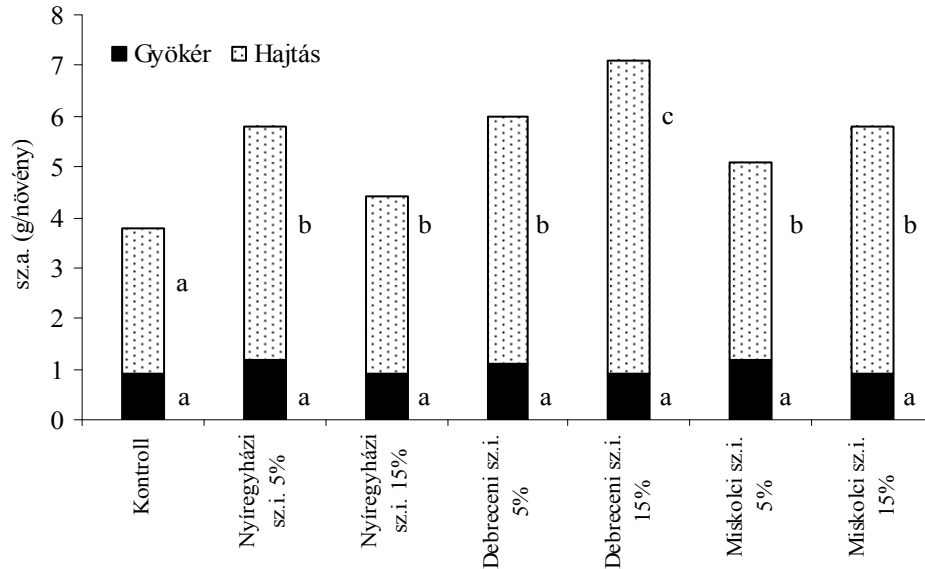
7. ábra: Települési szennyvíziszapok hatása a rozs szárazanyag-hozamára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2001)

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatai között az egyes növényi szervek estén $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap, sz.a. = szárazanyag

4.3.2. Települési szennyvíziszapok hatása a szudánifű jelzőnövény szárazanyag-hozamára

A szudánifű jelzőnövény különböző szennyvíziszap kezelések hatására kialakult szárazanyag-hozamát a 8. ábra mutatja be.

A kis dózisu (5%) szennyvíziszap kijuttatás kismértékben (nem szignifikánsan) megemelte a gyökerek szárazanyag-hozamát a kontrollhoz képest, míg a nagy dózisu (15%) kezelések esetében gyakorlatilag nem történt változás. A kezeletlen, kontroll talajon termesztett növények hajtásához képest az 5 %-os kezelések kevésbé, míg a 15%-osak jelentősen megnövelték a teszt növények hajtásainak szárazanyag-hozamát. Kivételt képez a nyíregyházi iszap, melynél a nagy dózisu (15%) kezelés hatására a hajtásnövekedésben a kis dózisu (5%) kezeléshez képest visszaesést tapasztaltam, azonban a kontrollhoz képest jobb eredményeket értem el (8. ábra). Mindhárom szennyvíziszap kijuttatása eltérő mértékben, de pozitív hatást gyakorolt a szudánifű szárazanyag-hozamára a kontroll talajon nevelt kultúrához képest. A legkedvezőbb eredményt a debreceni iszapkezelés esetén tapasztaltam. A növényeken fitotoxicitási tünetek egyik kezelés esetén sem jelentkeztek.



8. ábra: Települési szennyvíziszapok hatása a szudánifű szárazanyag-hozamára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2002)

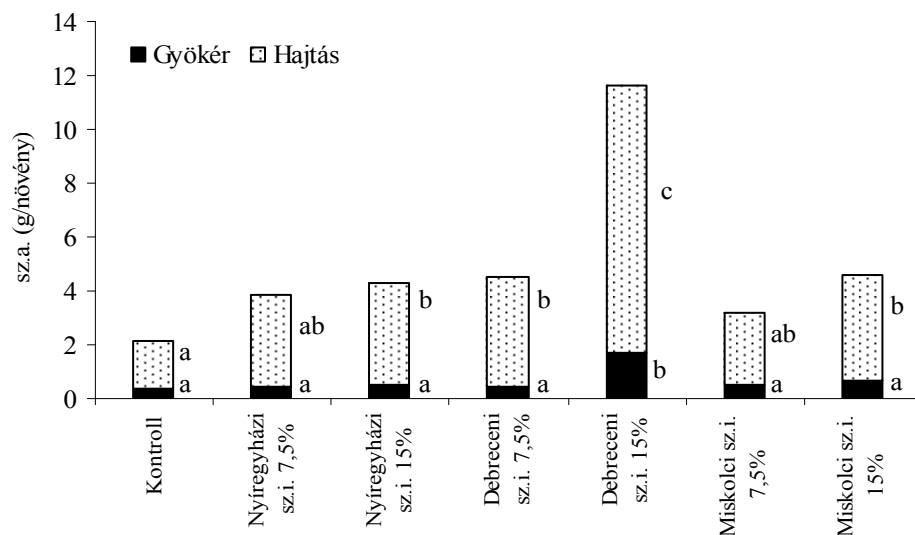
Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatai között az egyes növényi szervek estén $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap, sz.a. = szárazanyag

Hasonló eredményt értek el a VITUKI által végzett kecskeméti kisparcellás kísérletben is, ahol a különböző mértékű iszapterhelésekre a szudánifű nem reagált igazolható hozambeli különbséggel, a kontrollhoz képest azonban már a legkisebb iszapkezelés hatására is jobban fejlődött. A szudánifű terméseredményei (az összes betakarított zöldtömeget véve alapul) minden kezelésben meghaladták mind a nullkontrollt, mind a műtrágyázott kontrollt. A legnagyobb termést a legnagyobb iszapterhelések eredményezték (SZLÁVIK, 1984). BERTI és JACOBS (1996) a szudánifűvel végzett szennyvíziszap terheléses kisparcellás kísérletükben azonban a legnagyobb dózis termésmérséklő hatását tapasztalták. Megemlítendő azonban, hogy a különbözőképpen kezelt települési szennyvíziszapok N-formájában eltérések mutatkoznak, így különböző mértékben hasznosuló tápanyagot jelentenek a növényzet számára. A stabilizált iszap, vagy komposzt kijuttatásával potenciálisan kevesebb mobilizálódó nitrogén kerül a talajba, mert a N-tartalom döntően a nehezen lebontható humuszvegyületekben kémiaiilag kötötten van jelen. A növénytermesztésben történő iszaphasznosításnál tehát a nitrogénhasznosulás mértéke is fontos tervezési szempont.

4.3.3. Települési szennyvíziszapok hatása az őszi káposztarepce jelzőnövény szárazanyag-hozamára

A 9. ábra az őszi káposztarepce jelzőnövény különböző szennyvíziszap kezelések hatására kialakult biomassza-hozamát mutatja be.

A szennyvíziszap adagolások csupán kismértékben növelték a repce gyökérhozamát a kontroll kultúráéhoz képest, a nagy dózisú (15%) debreceni iszapkezelés viszont statisztikailag is igazolható gyökérhozam-növekedést eredményezett. Az iszap kijuttatások kedvezően hatottak a repce jelzőnövény hajtáshozamára és az iszapadagok növelésével a szárazanyag-termékonyság is nőtt. A debreceni szennyvíziszap nagy dózisa a repce szárazanyag-hozamát jelentős mértékben növelte a kontroll és a másik két iszap kezeléseihez viszonyítva is. A talaj nagyobb Cr-tartalma (12. táblázat) nem zavarta meg a növény szárazanyag-felhalmozását (9. ábra).



9. ábra: Települési szennyvíziszapok hatása az őszi káposztarepce szárazanyag-hozamára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

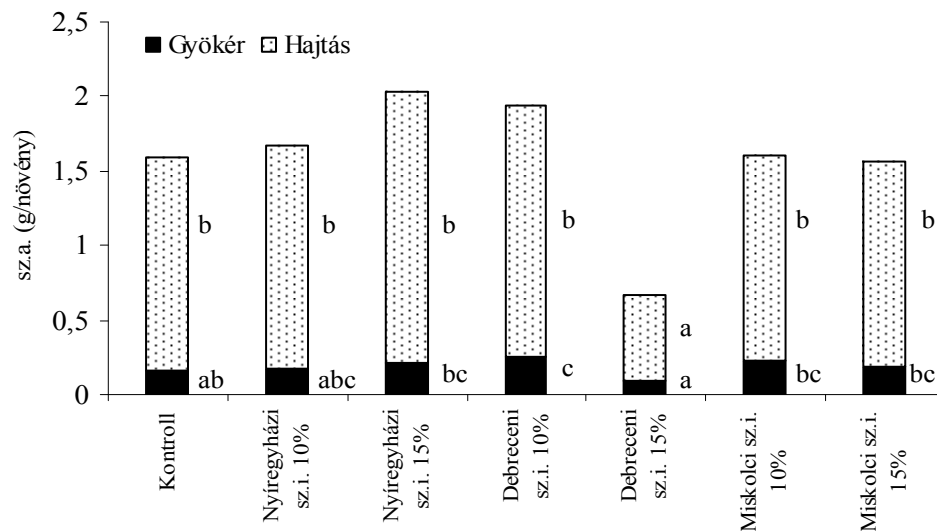
Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatai között az egyes növényi szervek estén $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap, sz.a. = szárazanyag

Hasonló pozitív hatást tapasztaltak a délpesti szennyvíziszappal a Keszthelyi Agrártudományi Egyetemen végzett kispárcellás kísérletben termesztett repce esetében, ahol a szennyvíziszap adagolással arányos növekedés- és terméshozam-többletet értek el (SZLÁVIK, 1984). Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Nagyhorcsöki Kísérleti Telepén löszön képződött vályog mechanikai összetételű karbonátos

csernozjom talajon beállított szabadföldi kisparcellás mikroelem-terhelési tartamkísérletben őszi repcével végzett vizsgálatok eredményei azt mutatták, hogy a 13 vizsgált mikroelemből az As, Cd és Se toxikusnak bizonyult a fiatal korú repcére. A Cd-szennyezés hozamra gyakorolt negatív hatása az aratás idejére azonban megszűnt (KÁDÁR és KASTORI, 2003).

4.3.4. Települési szennyvíziszapok hatása a takarmányborsó jelzőnövény szárazanyag-hozamára

A takarmányborsó jelzőnövény különböző szennyvíziszap kezelések hatására kialakult szárazanyag-hozamát a 10. ábra mutatja be.



10. ábra: A takarmányborsó jelzőnövény szárazanyag-hozam változása a települési szennyvíziszap kezelések hatására (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatai között az egyes növényi szervek estén $P=0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak. Rövidítések: sz.i. = szennyvíziszap, sz.a. = szárazanyag

Az eredményekből kitűnik, hogy a nyíregyházi és a miskolci iszap mindkét dózisa kismértékben növelte a takarmányborsó gyökérhozamát a kontroll kultúrához viszonyítva. A debreceni iszap kis dózisú (10%) kezelése viszont szignifikáns hozamnövekedést eredményezett a kontrollhoz és a másik két iszapkezeléshez képest is. A vizsgált iszapokat 10, illetve 15%-ban tartalmazó természetközlegekben nevelt takarmányborsó jelzőnövény föld feletti szárazanyag-hozama nem változott jelentősen a kontrollhoz viszonyítva. A nagy adagú (15%) debreceni szennyvíziszap azonban

depresszív hatású volt a növény szárazanyag-előállítására. Ezt a negatív hatást valószínűleg a hajtásban megjelenő Zn okozhatta. A legtöbb mezőgazdasági növényben 100 mg/kg Zn már 10%-kal is csökkentheti a termésátlagot (ADRIANO, 1986, 2001; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 1992, 2001), feltehetőleg ennek negatív hatása jelentkezett esetemben is a szárazanyag-hozamra a nagy dózisinál (10. ábra).

Karbonátos csernozjom talajon, az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet Nagyhörcsöki Kísérleti Telepén szabadföldi kisparcellás mikroelem-terhelési tartamkísérletben a 13 vizsgált mikroelemből az As, Cr és a Se bizonyult fitotoxikusnak a szárazborsóra mind az összes föld feletti légszáraz hozamot, mind a magtermést és annak minőségét vizsgálva (KÁDÁR, 2001; KÁDÁR et al., 2001). A délpesti anaerob rothasztott iszappal a Keszthelyi Agrártudományi Egyetemen végzett kísérletek során a borsó jelzőnövény érzékenynek bizonyult az iszapkezelésekre, és a termés hozam negatív eredményt adott (SZLÁVIK, 1984), amely megfigyelést a nagy dózisú debreceni anaerob rothasztott iszap kezelés során én is igazoltam.

Eredményeimet összefoglalva megállapítható, hogy a takarmánynövényekkel végzett kísérletek általánosan igazolták a települési szennyvíziszapok trágyázó hatását. A vizsgált jelzőnövények kedvezően reagáltak az iszapkezelésekre. Az iszapok hatására a szudánifű szárazanyag-hozam növekedése volt a legkimagaslóbb.

4.4. A települési szennyvíziszapok talajmikrobiológiai folyamatokra gyakorolt hatása

4.4.1. A mikroorganizmusok számának alakulása szennyvíziszapokkal kezelt talajban

A települési szennyvíziszapoknak a talajban található baktériumok és mikroszkopikus gombák számára gyakorolt hatását a 31. táblázatban mutatom be.

A 31. táblázatban közölt adatokból kitűnik, hogy az elővetemény, azaz a takarmányrepce vetése előtt kijuttatott szennyvíziszapok 60 napos növénynevelést követően az elővetemény lekerülésekor már nem gyakoroltak jelentős hatást a talajban élő baktériumok és gombák mennyiségére.

Az iszapok újbóli bekeverése után 2 héttel mindhárom iszap esetében a mikroszervezetek száma felülmúlta a kontroll talajmintákban mért értékeket. Ebben a mintavételi időpontban a vizsgált iszapok mikrobaszámra gyakorolt hatását összevetve megállapítható, hogy a debreceni szennyvíziszap hatására mindkét dózis esetében a

kontrollhoz képest szignifikáns mértékben megnőtt az összes baktérium- és a mikroszkopikus gombaszám. Ugyanakkor a miskolci szennyvíziszapot vizsgálva kiténik, hogy az összes baktériumszám értékeinél csak a 15 %-os kezelés esetében, míg a gombaszámnál a 10 %-os kezelésnél volt az ugyanezen időpontban vett kontrollhoz viszonyítva számottevő gyarapodás mérhető (31. táblázat).

A takarmányborsó betakarításakor az összes baktériumszám csupán a debreceni iszap esetében mutatott egyértelmű emelkedést, ezzel szemben a mikroszkopikus gombaszámban a kontroll és a kezelések között szignifikáns különbséget nem tapasztaltam (31. táblázat).

31. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroorganizmusainak számára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelés (iszapmennyiség, %)	Összes baktériumszám x 10 ⁶ /g	Mikroszkopikus gombaszám x 10 ⁴ /g
<i>(1) Az elővetemény lekerülésekor</i>		
Kontroll (0%)	21,6 ^a	4,89 ^a
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	15,0 ^a	3,49 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	7,67 ^a	1,17 ^a
Debreceni sz.i. 7,5%	51,6 ^a	2,30 ^a
Debreceni sz.i. 15%	35,0 ^a	4,38 ^a
Miskolci sz.i. 7,5%	51,9 ^a	8,97 ^a
Miskolci sz.i. 15%	33,3 ^a	2,69 ^a
<i>(2) Az iszapok bekeverése után 2 héttel</i>		
Kontroll (0%)	14,7 ^a	4,74 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	16,3 ^a	5,24 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	18,4 ^a	7,88 ^{abc}
Debreceni sz.i. 10%	38,8 ^b	8,86 ^{bcd}
Debreceni sz.i. 15%	76,4 ^c	9,95 ^{cd}
Miskolci sz.i. 10%	18,0 ^a	11,4 ^d
Miskolci sz.i. 15%	43,3 ^b	5,65 ^{ab}
<i>(3) A takarmányborsó betakarításakor</i>		
Kontroll (0%)	9,03 ^a	1,60 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	8,78 ^a	0,94 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	9,22 ^a	0,88 ^a
Debreceni sz.i. 10%	28,3 ^{bc}	1,13 ^a
Debreceni sz.i. 15%	32,6 ^c	1,37 ^a
Miskolci sz.i. 10%	11,2 ^a	1,46 ^a
Miskolci sz.i. 15%	18,7 ^{ab}	0,42 ^a

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül egy-egy mintavételi időpontban különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól. Rövidítés: sz.i. = szennyvíziszap

Eredményeim alátámasztják ABDORHIM et al. (2004) megfigyeléseit, mely szerint az iszapokban jelenlévő nehézfémek a talajmikrobák számát károsan nem befolyásolták.

MORVAI et al. (1999) vizsgálatai igazolták, hogy a nehézfémek talajbiológiai toxicitása szoros kapcsolatban áll a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaival, mindenekelőtt annak szervesanyag-tartalmával. A mineralizálható szervesanyagban és felvehető ásványi tápanyagokban gazdag iszapok talajba vitele tehát nagymértékben elősegíti a toxikus anyagok inaktiválását (SZEGLI, 1984).

4.4.2. Szennyvíziszapokkal kezelt talaj biológiai aktivitása

Az enzimek aktivitását vizsgálva (32. táblázat) azt tapasztaltam, hogy az elővetemény betakarításakor vett talajminták esetében a debreceni szennyvíziszap hatására a kontrollhoz és a másik két iszap kezeléseéhez viszonyítva is szignifikánsan megemelkedett az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim aktivitása, míg a foszfatázaktivitás jelentős eltérést nem mutatott. A nyíregyházi és a miskolci szennyvíziszap esetében a kontrollhoz képest szignifikáns mértékben nem változott egyik vizsgált enzimaktivitás sem, az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim működésében azonban kismértékű emelkedést tapasztaltam (32. táblázat).

Az iszapok bekeverése után 2 héttel vett talajmintákban a debreceni iszap hatására lényegesen magasabb szintű ureáz-, dehidrogenáz- és cellulázaktivitás alakult ki, mint a kontrolltalajban, ugyanakkor a foszfatázaktivitás jelentősen nem változott. A nyíregyházi és a miskolci iszap kijuttatása csupán a dehidrogenáz aktivitást stimulálta szignifikáns mértékben. Hasonló tendenciát figyelhetünk meg a takarmányborsó betakarításakor vett talajminták vizsgálatakor (32. táblázat).

Kísérletem talajmikrobiológiai folyamatokra gyakorolt hatását összegezve megállapíthatjuk, hogy a vizsgált szennyvíziszapok a talaj enzimatikus aktivitására kedvezően hatottak. A talajba kerülő szennyvíziszapok ugyanis kolloidális méretű ásványi és szerves komponensekből tevődnek össze, megnövelve ezáltal a talajrendszer aktív felületét, ahol a mikrobiális folyamatok végbemennek. Mivel az iszapok kolloidális méretük mellett szerves és szervesetlen tápanyagokban is igen gazdagok, optimális feltételeket biztosítanak a mikrobák szaporodásához (SZEGLI, 1984). Alátámasztják ezt a megállapítást a trágyázási tartamkísérletekben végzett talajmikrobiológiai vizsgálatok (KÁTAI, 1999) eredményei is, ahol bizonyítást nyert, hogy a kiegyensúlyozott tápanyag-ellátottság (makro- és mikroelemek tekintetében egyaránt) kedvezően hat mind a talaj anyag- és energiaátalakító folyamataira, biodinamikájára, mind a kultúrnövények fejlődésére. ABDORHIM et al. (2004) szintén

arról számoltak be, hogy a szennyvíziszap kijuttatás következtében megemelkedett a dehidrogenáz, a kataláz, a proteáz, az ureáz, a β -glükozidáz és a foszfatáz enzimek aktivitása, amely a települési szennyvíziszapok rövidtávú mezőgazdasági alkalmazásának a talajtermékenységre és a talajok fizikai-kémiai-biológiai tulajdonságaira gyakorolt kedvező hatására hívja fel a figyelmet.

32. táblázat: Települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikrobiológiai aktivitására (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

Kezelés (iszapmennyiség, %)	Foszfatáz- aktivitás, P ₂ O ₅ mg/100g/2h	Ureáz- aktivitás, NH ₄ -N mg/100g/24h	Dehidrogenáz aktivitás, INTF μg/g/2h	Celluláz- aktivitás, glükóz μg/g/24h
<i>(1) Az elővetemény lekerülésekor</i>				
Kontroll (0%)	9,37 ^{ab}	118 ^a	136 ^a	14,4 ^a
Nyíregyházi sz.i. 7,5%	8,34 ^{ab}	123 ^a	209 ^a	44,0 ^{ab}
Nyíregyházi sz.i. 15%	5,20 ^a	130 ^a	230 ^{ab}	74,9 ^{ab}
Debreceni sz.i. 7,5%	13,4 ^b	198 ^b	383 ^b	105 ^{bc}
Debreceni sz.i. 15%	8,67 ^{ab}	317 ^c	377 ^b	166 ^c
Miskolci sz.i. 7,5%	9,37 ^{ab}	124 ^a	189 ^a	62,3 ^{ab}
Miskolci sz.i. 15%	8,15 ^{ab}	124 ^a	144 ^a	48,7 ^{ab}
<i>(2) Az iszapok bekeverése után 2 héttel</i>				
Kontroll (0%)	13,05 ^a	107 ^a	92,7 ^a	32,8 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	18,3 ^a	114 ^{ab}	174 ^b	36,4 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	13,9 ^a	118 ^{ab}	182 ^b	48,9 ^a
Debreceni sz.i. 10%	9,23 ^a	175 ^b	422 ^c	135 ^b
Debreceni sz.i. 15%	12,1 ^a	327 ^c	406 ^c	173 ^b
Miskolci sz.i. 10%	15,6 ^a	128 ^{ab}	177 ^b	32,9 ^a
Miskolci sz.i. 15%	11,2 ^a	120 ^{ab}	172 ^b	12,5 ^a
<i>(3) A takarmányborsó betakarításakor</i>				
Kontroll (0%)	3,70 ^a	137 ^a	77,7 ^a	8,25 ^a
Nyíregyházi sz.i. 10%	2,39 ^a	135 ^a	131 ^b	11,6 ^a
Nyíregyházi sz.i. 15%	1,91 ^a	181 ^a	120 ^b	14,9 ^a
Debreceni sz.i. 10%	2,93 ^a	354 ^b	336 ^d	48,9 ^b
Debreceni sz.i. 15%	1,52 ^a	645 ^c	233 ^c	70,2 ^c
Miskolci sz.i. 10%	2,52 ^a	184 ^a	103 ^b	13,3 ^a
Miskolci sz.i. 15%	4,30 ^a	147 ^a	108 ^b	7,43 ^a

Az adatok 4 ismétlés átlagai. Tukey-féle b-teszt. Az oszlopok adatain belül egy-egy mintavételi időpontban a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól. Rövidítés: sz.i.= szennyvíziszap

A talajt ért nehézfém-szennyezések azonban a mikrobiológiai aktivitás csökkenését okozhatják. RAJAPAKSHA et al. (2004) a nehézfémek (Zn, Cu) talajbiológiai folyamatokra gyakorolt hatását laboratóriumi körülmények között vizsgálva azt tapasztalták, hogy a nehézfém-terhelések hatására a teljes biológiai aktivitás már egy héttel a kijuttatást követően 30 %-kal csökkent és a kísérlet végéig tartóan alacsony

szinten maradt. A baktériumok és a gombák aktivitását összehasonlítva viszont megállapították, hogy azok reakciója a nehézfémekre jelentős eltérést mutat. A gombák aktivitása ugyanis – szemben a baktériumok egyértelműen gátolt tevékenységével – a nehézfémekkel szennyezett talajokban kezdetben 3–7-szeresére növekedett, majd fokozatos csökkenése ellenére a kísérlet végén a kontrollhoz képest nagyobb értékeket mutatott. STUCZYNSKI et al. (2003) eredményei szerint a mesterségesen elszennyezett talajokban a Zn jelentősen gátolta a dehidrogenáz, a foszfatáz, az arilszulfatáz és az ureáz enzim aktivitását. A Cd és a Pb általában blokkolta vagy serkentette a vizsgált enzimek működését, kivételként csupán a Pb ureázaktivitást jelentősen csökkentő hatása jelentkezett. KIZILKAYA és BAYRAKLI (2005) arról számoltak be, hogy a különböző dózisokban és C:N arányban kijuttatott szennyvíziszap a bevitelt követően szignifikáns enzimaktivitás-növekedést okozott a kezelt talajban. A dózisok emelésével a mikrobák aktivitása is fokozódott. A szennyvíziszap kezelések azonban növelték a talaj nehézfém-tartalmát (Cu, Ni, Pb és Zn) is, melynek negatív hatása az inkubációs idő alatt az enzimaktivitás csökkenésében is megnyilvánult.

A mikrobiális életközösségek adaptációs képessége viszont igen nagyfokú. Stresszhatást követően a talajmikrobák átrendeződése következtében a biológiai folyamatok lelassulnak, majd később az életközösségek regenerálódása után intenzitásuk fokozatosan növekszik (SZEGI, 1984). Ezt támasztják alá BAATH et al. (1998) eredményei is, akik túlnyomórészt rézzel, cinkkel és nikkellel külön-külön elszennyezett mezőgazdasági művelés alatt álló talajokat 20 évvel a szennyezést követően nehézfémeket tartalmazó szennyvíziszappal kezeltek. Megállapították, hogy a baktériumok rézzel, cinkkel és nikkellel szembeni toleranciája a szennyezett talajokban lényegesen magasabb szintű volt a szennyezetlen, de szennyvíziszappal kezelt kontroll talajhoz képest.

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Az iszapterheléses, tenyészedényes kísérletekben felhasznált talaj alapjellemezői megfelelnek a vonatkozó 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet kritériumainak és a toxikus elemek koncentrációja sem haladja meg az előírt határértékeket, tehát a talaj vizsgált paraméterei a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása szempontjából kedvezők.

A nyíregyházi földmedencében rothasztott, búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott, majd víztelenített szennyvíziszap és a miskolci riolittufa örleménnyel és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap nehézfém-tartalma jóval a vonatkozó jogszabályban megengedett határértékek alatt van. Iszapvizsgálati eredményeim tehát igazolták, hogy a hazai települési szennyvíziszapokban általában nincs akkora mértékű nehézfém-szennyezettség, mely – megfelelő vizsgálatok elvégzése után – megakadályozná az iszapok termőtalajban való elhelyezését. Mindhárom szennyvíziszap a vizsgált toxikus elemek közül legnagyobb mennyiségben cinket tartalmazott.

A kísérletsorozat kezdetén, az iszapok kijuttatása előtt az alaptalaj kadmium- és réztartalmának jelentős része a növények által könnyen felvehető formában volt jelen. A vizsgált nehézfémek közül a króm talajbani megkötődése volt a legkifejezettebb.

A települési szennyvíziszapokban lévő nehézfémek kötésformáinak vizsgálati eredményei rámutattak arra, hogy az alkalmazott szennyvíziszapok a vizsgált toxikus elemeket más-más kémiai kötésformában tartalmazzák. Az iszapok cink-, kadmium- és réztartalmának Lakanen-Erviö oldható frakcióban mért jelentős hányada – mely érték a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt esetében volt a legmagasabb – a növények általi könnyű felvehetőségre utal. A háromlépcsős frakcionált fémkivonási vizsgálat alapján megállapítottam, hogy a nyíregyházi komposztált szennyvíziszapban a kadmium, réz, ólom és cink, a debreceni anaerob rothasztott iszapban pedig a kadmium, ólom és cink a harmadik kioldási frakcióban volt nagy koncentrációban mérhető, ami a szerves komplex és karbonátos formák jelenlétére utal. A miskolci tápanyagkeverékben a vizsgált toxikus elemek főleg az első kioldási frakcióban, a desztillált vizes kivonatban voltak jelen.

A települési szennyvíziszapoknak a talaj elemösszetételére gyakorolt hatását tenyészedényes kísérletekben vizsgálva megállapítottam, hogy mindhárom iszap valamennyi dózisban elsősorban a talaj réz- és cinktartalmát emelte meg a kontrollhoz

képest. Az iszapadagok növelésével mindhárom iszap esetében a kezelt talajban statisztikailag alátámasztható nehézfém-tartalom növekedés volt megfigyelhető. A legnagyobb mértékű nehézfém-felhalmozódást a debreceni iszap nagy dózisi esetén mutattam ki. Az iszap nagyobb krómtartalmából adódóan a kezelt talajban többszörös krómmennyiségeket is mértem.

Az iszapokkal kezelt talaj nehézfém-tartalmát a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása esetén talajokban megengedett mérgező elem mennyiségekkel összevetve megállapítható, hogy a szudánifű és a takarmányrepce jelzőnövényes kísérletekben a cinktartalom határérték feletti dúsulása jelentkezett a nyíregyházi és a debreceni iszap nagy dózisi hatására. A takarmányborsó jelzőnövényes kísérletben a debreceni iszap nagy dózisének utóhatásaként a cinktartalom szintén a megengedett mennyiség (200 mg/kg sz.a.) fölé növekedett. A határértéket meghaladó cink-felhalmozódás a megfelelő dóziskalibrálás fontosságára hívja fel a figyelmet.

A szennyvíziszapokkal kezelt talaj „összes” toxikuselem-tartalmának időbeni változását értékelve megállapítható, hogy a nyíregyházi szennyvíziszap komposzt és a miskolci tápanyagkeverék többszöri, kis adagokban kijuttatott kezelése hatására a cink és az ólom jelentős felhalmozódása következett be. A debreceni anaerob rothasztott iszap kis adagja a króm, réz, ólom és cink dúsulását idézte elő a vizsgált időszakban (2001-2003 között). A kísérletsorozat első felében két részletben kijuttatott nagy adagú kezelések mindhárom iszap esetében az ólom koncentrációjának nagymértékű növekedését eredményezték a kísérletsorozat végére. Az eltelt időszak alatt minden bizonnyal a talaj pufferhatása érvényesült, melynek során a nehézfémek a talajkolloidokhoz kötődtek.

Az alkalmazott iszapoknak a talaj „felvehető” elemtartalmára gyakorolt hatását vizsgáló munkám során megállapítottam, hogy a talajmintákban az „összes” és „felvehető” mennyiségek aránya elemenként eltérő volt. A kezelések hatására a kontrollhoz képest az iszapokkal kevert talaj krómtartalmának Lakanen-Erviö extrakcióval oldatba vihető hányada alacsony maradt, míg a réz-, cink- és kadmium „felvehető” hányada megemelkedett a kísérletsorozat kezdetén és végén egyaránt. Mindez előrevetítette ezen elemek jelzőnövényekben való megjelenését.

A növények nehézfém-tartalmának elemzésével megállapítottam, hogy a toxikus elemek elsősorban a jelzőnövények gyökerében akkumulálódtak, a réz és cink kivételével nem helyeződtek át a föld feletti biomasszába. A hajtásokban mért réz- és

cinktartalom takarmányozási szempontból meg sem közelíti a kritikus értéket (Cu esetében az 50, Zn-nél a 300 mg/kg sz.a.-t), a jelzett dúsulás tehát inkább előnyösnek minősíthető. A debreceni iszap átlagosnál nagyobb krómtartalma és a talajban való megjelenése ellenére a tesztnövények kevés krómot vettek fel, és a növényen belüli transzlokációjuk is csekély mértékű volt. A kezelt talajon nevelt jelzőnövények elemösszetétele alapján megállapítható, hogy az alkalmazott iszapok – a vizsgált mikroelemeket alapul véve – állati fogyasztásra alkalmas termékeket eredményeztek.

A talaj NH_4 -acetát+EDTA kioldással meghatározott „felvehető” elem mennyisége és a növényi elemfelvétel között nincs egyértelmű összefüggés, elemenként és növényenként változik. Kivételt csupán a réz képez, amelynél a Pearson-féle korrelációs együtthatók alapján a szennyvíziszapokkal kezelt talaj Lakanen-Erviö extrakcióval oldatba vihető réztartalma és a növényi rézfelvétel között a legtöbb esetben szoros, pozitív korrelációt mutattam ki ($r_{\text{Cu}} = 0,84-0,99$).

A kísérletsorozatból világosan látszik, hogy mindhárom iszapkezelési eljárással előállított szennyvíziszap kis dózisa serkentette a jelzőnövények szárazanyag-hozamát. A fokozatosan, kis adagokban alkalmazott debreceni anaerob rothasztott és víztelenített iszap igen pozitívan hatott a biomassza-termelésre, mely szárazanyag-termelékenység az iszap másik két iszaphoz képest több és valószínűleg könnyebben mobilizálódó nitrogénjével magyarázható. A nagy adagú debreceni szennyvíziszap viszont a rozs és a takarmányborsó, a nagy adagú miskolci iszap pedig a rozs szárazanyag-hozamára depresszív hatású volt. E negatív hatást feltehetőleg a növényekben mért magas cinktartalom okozhatta.

A takarmányborsó jelzőnövény talajának mikrobiológiai vizsgálata során kimutattam, hogy a talaj szennyvíziszapokkal való kezelése és a talaj-mikroorganizmusok száma és tevékenysége között szoros összefüggés van. Megállapítottam, hogy mindhárom iszap valamennyi mintavételi időpontban a kontrollhoz képest megnövelte az összes baktériumszámot és a mikroszkopikus gombák számát a tesztnövény talajában, illetve szignifikánsan nem csökkentette le azt a nagyobb dózisok esetén sem. A szennyvíziszapok alkalmazása következtében megemelkedett az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim aktivitása, míg a foszfatáz aktivitás lényeges változást nem mutatott. A talajbiológiai vizsgálatok során tapasztalt kedvező hatásokat feltételezésem szerint a szennyvíziszapokkal bekerült, a mikrobák szaporodását és enzimtevékenységét stimuláló anyagoknak lehet tulajdonítani.

A kísérletben alkalmazott különbözőképpen előkezelt települési szennyvíziszapok mikrobaszámra és enzimaktivitásra gyakorolt hatását összehasonlítva, mindhárom esetben egyértelműen pozitív, de egymástól kissé eltérő eredményeket kaptam. A vizsgált iszapok közül a debreceni rothasztott és víztelenített iszap hatása kifejezetten kedvező volt. Ezen iszapkezelés során valószínűleg a szervesanyag kisebb mértékű biodegradációja ment végbe, melynek következtében több mineralizálható szervesanyagot juttattunk ki, fokozva ezáltal az iszapokkal kezelt talajban végbemenő biológiai folyamatokat. A nyíregyházi rothasztás után komposztált iszap, valamint a miskolci granulált, illetve ásványi anyagokkal kevert és érlelt iszap jótékony hatása a debrecenihez képest kisebb mértékű volt és közöttük lényeges különbséget nem találtam.

A szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának alapvető feltétele azok környezetbarát módon végzett kezelése. A nagy tápanyag-tartalmú, a környezetet nem veszélyeztető, könnyen kijuttatható iszap előfeltétele a jó szennyvíz- és iszapkezelési gyakorlat. Eredményeim alapján megállapítható, hogy mindhárom iszapkezelés hozzájárulhat a szennyvíziszapok eredményesebb végső elhelyezéséhez.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A nyíregyházi földmedencében rothasztott, búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott, majd víztelenített szennyvíziszap, valamint a miskolci granulált, riolittufa örleménnyel és karbidmésszel érlelt szennyvíziszap talajra és takarmánynövényekre gyakorolt hatását tanulmányoztam iszapterheléses tenyészedényes kísérletsorozatban 2001-2003 között a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének növénynevelő fényszobájában. A szennyezetlen Ramann-féle rozsdabarna erdőtalajt először 2,5%, illetve 10% (m/m) szennyvíziszappal kezeltük, majd a következő tenyészedényes kísérletekben az iszapok arányát a kezdeti 2,5%-os kis dózistól 5%-ra, majd 7,5%-ra, végül 10%-ra emeltük. A nagyobb, 10%-os kezdeti dózist 15%-ra emeltük, és ezt az arányt a továbbiakban nem változtattuk meg. Az iszapterheléses kísérletsorozatban a jelzőnövények rozs (*Secale cereale* L. cv. Kisvárdai legelő), szudánifű (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. cv. Gardavan), őszi káposztarepce (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera* Metzg. Ap. Sinsk. cv. Emerald), takarmányborsó (*Pisum sativum* L. (partim) cv. IP 5) sorrendben követték egymást.

Az eredmények az alábbiakban foglalhatók össze:

1. Az alkalmazott különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok a vizsgált toxikus elemeket (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) más-más kémiai formában tartalmazzák. Az iszapok cink-, kadmium- és réztartalma döntően a Lakanen-Erviö oldható frakcióban jelenik meg, mely a növények általi könnyű felvehetőségre utal. A háromlépcsős frakcionált fémkivonási vizsgálat eredményei szintén a cink, kadmium és réz, valamint az ólom növényekben való megjelenésére utalnak.
2. A kijuttatott szennyvíziszapok hatására a kontrollhoz képest nőtt a nehézfémek, elsősorban a réz és cink mennyisége a kezelt talajban. A szennyvíziszapok többszöri, kis adagokban kijuttatott mennyiségei nagyobb mértékű nehézfém-felhalmozódást idéztek elő, mint a két részletben kijuttatott nagyobb dózisu kezelések.

3. Az iszapokkal kezelt talajban az „összes” és a „felvehető” nehézfém-koncentrációk aránya elemenként eltérő volt. A réz, cink és kadmium mobilitása fokozott, a króm talajbani megkötődése a legkifejezettebb.
4. A nehézfémek eloszlásának jellege a növényi szövetekben fémfüggő, ugyanakkor általánosítható, hogy a nehézfémek elsősorban a gyökerekben jelennek meg, ami a zöldtömeg takarmányozási célú hasznosítása szempontjából kedvező. A föld feletti biomasszában az esszenciális réz és cink dúsulása mérhető, ez azonban a növények takarmányértékét nem veszélyezteti.
5. A települési szennyvíziszapok növelik a növények szárazanyag-hozamát, így megfelelő dóziscalibrálás után előnyösen használhatók a takarmánynövények biomassza-termelésének fenntartására és fokozására.
6. A települési szennyvíziszapok szakszerű mezőgazdasági alkalmazásuk esetén pozitív hatást gyakorolhatnak a talajbiológiai életre, amely lényeges a talaj anyagforgalmi dinamikájának javításában, a talaj termékenységének fokozásában.
7. A jelzőnövények szárazanyag-termelése, valamint a talajmikrobiológiai vizsgálatok alapján az anaerob rothasztás hatásos előkezelésnek bizonyult. A talaj toxikus elem-összetételére gyakorolt hatás, valamint a tesztnövények nehézfém-akkumulációjának vizsgálata alapján ugyanakkor az iszap granulálása, illetve ásványi anyagokkal való keverése és érlelése javasolható, mint gyakorlatban alkalmazandó iszapkezelési eljárás.

7. SUMMARY

Effect of the sewage sludge from Nyíregyháza (which was composted with wheat straw after digestion in earth-basin), sewage sludge from Debrecen (which was anaerobically digested, and was dewatered), and sewage sludge from Miskolc (which was mixed with rhyolite tuff and carbide lime, and was matured after granulation) on the soil and fodder plants was studied in pot experiments. The sewage sludge loading experiments were performed in the growth chamber of the College of Nyíregyháza, Department of Land and Environmental Management between 2001 and 2003. Test plants were grown on uncontaminated soil (Ramann's rusty brown forest soil) and on soil–sewage sludge mixtures. At the beginning of the experiment series the rate of municipal sewage sludges from Nyíregyháza, Debrecen and Miskolc was 2.5% or 10% (m/m), respectively. In the following pot experiments the low 2.5% dose of sewage sludges was raised to 5%, then to 7.5%, finally to 10% (m/m). In case of higher 10% dose the rate of sewage sludges in mixtures was enhanced to 15%, then later this value remained unchanged in soil–sludge mixture. The test plants were in order: rye (*Secale cereale* L. cv. Kisvárdai legelő), sudangrass (*Sorghum bicolor* (L.) Moench x *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. cv. Gardavan), winter rape (*Brassica napus* L. ssp. *oleifera* Metzg. Ap. Sinsk. cv. Emerald), and fodder pea (*Pisum sativum* L. (partim) cv. IP 5).

The results of my research are the following:

1. The variously pre-treated municipal sewage sludges contain the studied toxic elements (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) in various chemical forms. Zn, Cd and Cu in sludges are present primarily in the Lakanen-Erviö fraction, indicating potential plant availability of these elements. The results of sequential chemical extraction confirmed also the potential bioavailability of Zn, Cd, Cu and Pb.
2. The applied sewage sludges enhanced the concentration of heavy metals (mostly Cu and Zn) in treated soil as compared to the control. The repeated low dose-applied sewage sludges more enhanced heavy metals' concentration in soil than higher doses applied in two parts.

3. The rate of „total” and „phytoavailable” heavy metal concentrations in sludge-treated soil was different in case of each element. Cu, Zn and Cd were present in soil fraction that was potentially available for plant uptake. The mobility and phytoavailability of Cr was definitively lower since it was bound to soil colloids.
4. Generally heavy metals were accumulated prevalently in the roots of test plants, which could be advantageous in case of animal feeding of biomass. Enhanced levels of essential Cu and Zn were measured in aboveground tissues of test plants. This, however does not decrease directly the fodder value of the test plants.
5. Application of municipal sewage sludges enhanced the dry matter yield of fodder plants. After a suitable dose calibration, therefore, municipal sewage sludges can be used successfully for increasing biomass productivity of fodder plants.
6. When appropriately used in agriculture, studied sewage sludges may have a positive influence on the biological activity of the soil, having a beneficial effect on the dynamics of the nutrient cycles and enhancing soil fertility.
7. According to dry matter yields and soil microbiology examinations anaerobically digestion was the most advantageous pre-treatment of sewage sludges. Regarding the toxic element concentration in sludge-treated soil and heavy metal accumulation in test plants, however, granulation and maturation with mineral substances such as rhyolite tuff and carbid lime is the most adequate treatment of sludges.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- ABDEL-SABOUR, M. F. A., 1997. Fate of heavy metals in sewage sludge amended sandy soils. *Egyptian Journal of Soil Science*. 37. 125-140.
- ABDORHIM, H., A. A. KHALIF, H. E. A. F. BAYOUMI, VILLÁNYI I., HELTAI GY., KECSKÉS M., 2004. Szennyvíziszap-adagok hatása a növény (*Triticum vulgare* L.) – talaj rendszer néhány mikrobiológiai és biokémiai tulajdonságára. *Agrokémia és Talajtan*. 53. 355-366.
- ADRIANO, D. C., 1986. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. Springer-Verlag. New York.
- ADRIANO, D. C., 2001. *Trace Elements in Terrestrial Environment. Biogeochemistry. Bioavailability and Risks of Metals*. (2nd edn.). Springer-Verlag. New York.
- ALEXA L., DÉR S., 1998. A komposztálás elméleti és gyakorlati alapjai. *Bio-Szaktanácsadó Bt. Gödöllő*.
- ALLOWAY, B. J. (ed.), 1990. *Heavy Metals in Soils*. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London. John Wiley and Sons Inc. New York.
- AMIR, S., M. HAFIDI, G. MERLINA, J. C. REVEL, 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere*. 59. 801-810.
- ANTON A., BORIÁN GY., FORGÁCS J., HORVÁTH ZS., LUKÁCSNÉ L., 2002. *Környezettechnika II. Környezetgazdálkodási Intézet*. Budapest.
- BAÅATH, E., M. DÍAZ-RAVIÑA, Å. FROSTEGÅRD, C. D. CAMPBELL, 1998. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Applied and Environmental Microbiology*. 64. 238-245.
- BARANYAI F., FEKETE A., KOVÁCS I., 1987. A magyarországi talajtápanyag-vizsgálatok eredményei. *Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest.
- BECKETT, P. H. T., 1989. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. In: *Advances in Soil Science*. 9. (Ed.: STEWART, B. A.), Springer-Verlag. New York. 144-176.
- BENDFELDT, E. S., J. A. BURGER, W. L. DANIELS, 2001. Quality of amended mine soils after sixteen years. *Soil Science Society of America Journal*. 65. 1736-1744.
- BENEDEK P., VALLÓ S. (szerk.), 1990. *Víz tisztítás – szennyvíztisztítás zsebkönyv*. Műszaki Könyvkiadó. Budapest

- BERTI, W. R., L. W. JACOBS, 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *Journal of Environmental Quality*. 25. 1025-1032.
- BERTI, W. R., L. W. JACOBS, 1998. Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *Journal of Environmental Quality*. 27. 1280-1286.
- BHOGAL, A., F. A. NICHOLSON, B. J. CHAMBERS, M. A. SHEPHERD, 2002. Effects of past sewage sludge additions on heavy metal availability in light textured soils: implications for crop yields and metal uptakes. *Environmental Pollution*. 1-11.
- BIRÓ B., 1999. További tudnivalók a kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezéséről. *Talajbiológiai következmények. Gyakorlati Agroforum*. 10. 4-6.
- BOCZ E. (szerk.), 1992. Szántóföldi növénytermesztés. *Mezőgazda Kiadó*. Budapest.
- BREZOVSZIKNÉ A. M., ANTON A., PUSZTAI A., 1985. A talajok szacharázaktivitásának változása szennyvíziszap terhelés hatására. In: *Mezőgazdasági termelés és környezetvédelem*. 1. rész. XXVII. *Georgikon Napok Kiadványa*. Keszthely. 410-418.
- BROOKES, P. C., S. P. MCGRATH, 1984. The effects of metal-toxicity on the size of the soil microbial biomass. *Journal of Soil Science*. 35. 341-346.
- CALA, V., M. A. CASES, I. WALTER, 2005. Biomass production and heavy metal content of *Rosmarinus officinalis* grown on organic waste-amended soil. *Journal of Arid Environments*. 62. 401-412.
- CARTRON, J. M., R. R. WEIL, 1998. Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surface – incorporated sewage sludge applied to corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29. 121-139.
- COOPER, J. L., 2005a. The effect of biosolids on cereals in central New South Wales, Australia. 1. Crop growth and yield. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 45. 435-443.
- COOPER, J. L., 2005b. The effect of biosolids on cereals in central New South Wales, Australia. 2. Soil levels and plant uptake of heavy metals and pesticides. *Australian Journal of Experimental Agriculture*. 45. 445-451.
- CSANÁDY M., 1984. Szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának mérése és értékelése. In: *Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései*. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.). MÉM NAK, Budapest. pp. 207-210.

- CSATHÓ P., 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA TAKI, Budapest.
- CSATHÓ P., 1994b. Nehézfém- és egyéb toxikus elem-forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 371-398.
- CSILLAG J., A. LUKÁCS, E. MOLNÁR, K. BUJTÁS, K. RAJKAI, 1994. Study of heavy metal overloading of soils in a model experiment. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 196-210.
- DARIDA A., 1996. A vizek szennyezése és a szennyezés elleni védekezés. In: *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban*. (Szerk.: THYLL SZ.). Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- DE BERTOLDI, M., M. P. FERRANTI, P. L'HERMITE, F. ZUCCONI (eds.), 1987. *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London and New York.
- DEBRECZENINÉ B., SÁRDI K., 1999. A tápelemek és a víz szerepe a növények életében. In: *Tápanyag-gazdálkodás*. (Szerk.: FÜLEKY GY.). Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- DEL VAL, C., BAREA, J. M., AZCÓN-AGUILAR, C., 1999. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungus populations in heavy-metal-contaminated soils. *Applied and Environmental Microbiology*. 65. 718-723.
- DEOLIVEIRA, C., N. M. B. D. SOBRINHO, V. D. MARQUES, N. MAZUR, 2005. Effects of the application of cadmium and zinc-enriched sewage sludge on rice. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*. 29. 109-116.
- EPSTEIN, E., 1997. *The Science of Composting*. Technomic Publishing Company Inc., Pennsylvania.
- EPSTEIN, E., 2002. *Land Application of Sewage Sludge and Biosolids*. Lewis Publishers. Boca Raton FL. USA.
- FERENCZ K., ZVADA M., 1984. Szennyvíziszap hatása karbonátos, humuszos homoktalajra. *Agrokémia és Talajtan*. 33. 426-442.
- FERENCZ K., ZVADA M., 1991. Újabb adatok a szennyvíziszap öntözés hatásáról karbonátos humuszos homoktalajon. *Agrokémia és Talajtan*. 40. 469-476.
- FILEP GY., 1988a. Talajvizsgálat. Egyetemi jegyzet. DATE. Debrecen. 105-107.
- FILEP GY., 1988b. *Talajkémia*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- FÜLE L., 1996. A geoinformációs rendszerek alkalmazása a szennyvíziszap-elhelyezésben Balatonfüzfő térségében. *Agrokémia és Talajtan*. 45. 279-294.
- FÜLEKY GY., RÉTHÁTI G., STEFANOVITS P., 2005. Réz és cink adszorpció jellegzetes magyarországi talajokon. *Acta Agronomica Óváriensis* 47. 217-226.

- GAZDAG I., 2003. Elvárások a víziközmű-ellátás és -szolgáltatás területén az EU-csatlakozási szerződés teljesítése érdekében. *Vízellátás, csatornázás*. Info-Prod Kiadó és Kereskedő Kft., Budapest. (VI.) 6-13.
- GULYÁS F., SZEGI J., SZILI-KOVÁCS T., 1985. A kommunális szennyvíziszap hatása a talajmikrobiológiai folyamatokra. In: *Mezőgazdasági termelés és környezetvédelem*. 1. rész. XXVII. Georgikon Napok Kiadványa. Keszthely. 389-397.
- GYŐRI D., 1984. A talaj termékenysége. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- HAIDEKKER B., 2002. A szennyvíziszap-felhasználás előnyei és veszélyei. *Környezetvédelmi Füzetek*. BME OMIKK, Budapest.
- HANGYEL L., KRISZTIÁN J., 1995. Települési szennyvíziszap hasznosítása külszíni szénbányák meddőhányójának rekultivációjára Visontán és Ecséden. *Agrokémia és Talajtan*. 44. 399-402.
- HARGITAI L., 1981. A talajok környezetvédelmi kapacitásának meghatározása humuszállapotuk alapján. *Agrokémia és Talajtan*. 32. 360-364.
- HATALYÁK Z., SZALAI GY., 1994. Mezőgazdasági hasznosítású területen elhelyezett települési szennyvíziszap tartamhatás vizsgálatának eredményei. *Hidrológiai Közöny*. 74. 67-75.
- HE, Z. L. L., X. E. YANG, P. J. STOFFELLA, 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 19. 125-140.
- HELMECZI B., 1994. Mezőgazdasági mikrobiológia. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- HENRY, L. C., R. B. HARRISON, 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. (Ed.: ADRIANO, D. C.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 195-216.
- HERNÁNDEZ, T., J. I. MORENO, F. COSTA, 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition*. 37. 201-210.
- HORVÁTH G., 2000. A szennyezés csökkentésének technológiai lehetőségei. In: *Környezettechnika*. (Szerk.: BARÓTFI I.) Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- HORVÁTH I., 2004. A szennyvizek, szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának hazai jogi szabályozása az EU jogharmonizáció tükrében. *Agrártudományi Közlemények*. Acta Agraria Debreceniensis. Különszám: 2004-13 (PhD)

- HOUBA, V. J. G., I. NOVOZAMSKY, A. M. HUYBREGTS, J. J. VAN DER LEE, 1986. Comparison of soil extractions by 0.01 M CaCl₂ by EUF and some conventional extraction procedures. *Plant and Soil*. 96. 433-437.
- INABA, S., C. TAKENAKA, 2005. Changes in chemical species of copper added to brown forest soil in Japan. *Water, Air, and Soil Pollution*. 162. 285-293.
- JEDIDI, N., A. HASSEN, O. VAN CLEEMPUT, A. M'HIRI, 2004. Microbial biomass in a soil amended with different types of organic wastes. *Waste Management and Research*. 22. 93-99.
- JÉKEL P.-NÉ, 1984. A szennyvíziszap elhelyezése Debrecenben. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ, J., BAKONDINÉ, K.) MÉM NAK, Budapest. 20-21.
- JORDAO, C. P., C. C. NASCENTES, P. R. CECON, R. L. F. FONTES, J. L. PEREIRA, 2006. Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*. 112. 309-326.
- JUHÁSZ E., 2000. A szennyvíziszap kezelése. In: Környezettechnika. (Szerk.: BARÓTFI I.) Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- JUHÁSZ E., 2002. A települési szennyvíziszap kezelésének és elhelyezésének hazai feltételei és lehetőségei 2002-ben. *MaSzeSz Hírszatorna*. 2002 (március-április). 3-7.
- JUHÁSZ E., KÁRPÁTI Á., 2004. Szennyvíziszap hasznosítás és áttételes hatásai. *MaSzeSz Hírszatorna*. 2004 (november-december). 3-17.
- JUSTE, C., M. MENCH, 1992. Long term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: *Biogeochemistry of Trace Metals*. (Ed.: ADRIANO, D. C.). Lewis Publishers. Boca Raton. pp. 159-193.
- KABATA-PENDIAS, A., H. PENDIAS, 1992. *Trace Elements in Soils and Plants* (2nd edition). CRC Press. Boca Raton, Ann Arbor, London.
- KABATA-PENDIAS, A., H. PENDIAS, 2001. *Trace Elements in Soils and Plants* (3rd edition). CRC Press LLC. Boca Raton, London, New York, Washington, D. C.
- KÁDÁR I., 1992. *A növénytáplálás alapelvei és módszerei*. MTA TAKI. Budapest.
- KÁDÁR I., 1995. *A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon*. Akaprint. KTM, MTA TAKI, Budapest.
- KÁDÁR I., 1998. *A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv 2.* Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 25-27., 104-112.

- KÁDÁR I., 1999. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 561-581.
- KÁDÁR I., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. I. Termés és ásványi összetétel. *Agrokémia és Talajtan*. 50. 62-82.
- KÁDÁR I., 2002. A repce (*Brassica napus* L.) tápláltsági állapotának megítélése növényanalízissel. *Agrokémia és Talajtan*. 51. 395-416.
- KÁDÁR I., 2004. A talaj és a tápláléklánc szennyeződése. In: Talajtani Vándorgyűlés. Kecskemét. 2004. 08. 24-26. (Szerk.: ANTAL K., MICHELI E., SZABÓNÉ KELE G.). Talajvédelem. Különszám. Talajvédelmi Alapítvány. Budapest. Budapest. 130-137.
- KÁDÁR I., 2005. Magyarország Zn és Cu ellátottságának jellemzése talaj- és növényvizsgálatok alapján. *Acta Agronomica Óváriensis* 47. 11-25.
- KÁDÁR I., ANTON A., 2001. Talajtulajdonságok figyelembe vétele a talajszennyezettségi határértékrendszer alkalmazásában. MTA TAKI. Budapest. 16-27.
- KÁDÁR I., KASTORI R., 2003. Mikroelem-terhelés hatása a repcére karbonátos csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 331-346.
- KÁDÁR I., KÖVES PÉCHY K., VÖRÖS I., BIRÓ B., 2001. Mikroelem-terhelés hatása a borsóra karbonátos csernozjom talajon. II. Elemfelvétel, minőség és gyökérszimbiózis. *Agrokémia és Talajtan*. 50. 83-102.
- KANDPAL, G., P. C. SRIVASTAVA, B. RAM, 2005. Kinetics of desorption of heavy metals from polluted soils: Influence of soil type and metal source. *Water, Air, and Soil Pollution*. 161. 353-363.
- KÁTAI J., 1999. Talajmikrobiológiai jellemzők változása trágyázási tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 348-359.
- KELEMEN B., 1984. A szennyvíziszap elhelyezés higiéniés feltételei. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.) MÉM NAK, Budapest. 184-187.
- KIZILKAYA, R., B. BAYRAKLI, 2005. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Applied Soil Ecology*. 30. 192-202.
- KORCAK, R. F., D. S. FANNING, 1985. Availability of applied heavy metals as a function of type of soil material and metal source. *Soil Science*. 140. 23-24.
- KOVÁCS, B., Z. GYÖRI, J. PROKISCH, J. LOCH, P. DÁNIEL, 1996. A study of plant sample preparation and inductively coupled plasma emission spectrometry parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 27. 1177-1198.

- KOVÁCS, B., J. PROKISCH, A. BALLA KOVÁCS, A. J. PALENC SÁR, 2000. Studies on soil sample preparation for inductively coupled plasma atomic emission spectrometry analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31. 1949-1963.
- KÖDÖBÖCZ L., BIRÓ B., DUSHA I., IZSÁKINÉ Z., SÁRY L., KECSKÉS M., 2003. Rhizobium törzsek túlélőképessége különböző vivőanyagokban. *Agrokémia és Talajtan*. 52. 395-408.
- KRÁMER, M., ERDEI, G., 1959. Application of the method of phosphatase activity determination in agricultural chemistry. *Soviet Soil Science*. 9. 1100-1103.
- KVVM., 2002. Országos Hulladékgazdálkodási Terv. Általános kötet 2003-2008. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Kiadványa. Alföldi Nyomda Rt. Debrecen.
- LAKANEN, E., R. ERVIÖ, 1971. A comparison of eight extractants for determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agronomica Fennica*. 123. 223-232.
- LATTERELL, J. J., R. H. DOWDY, W. E. LARSON, 1978. Correlation of extractable metals and metal uptake of snap beans grown on soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*. 7. 435-440.
- LAVADO, R. S., M. B. RODRIGUEZ, M. A. TABOADA, 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 109. 360-364.
- LOCH J., 1999. A trágyázás agrokémiai alapjai. In: Tápanyag-gazdálkodás. (Szerk.: FÜLEKY GY.). Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- LOCH, J., Z. GYŐRI, I. VÁGÓ, 1993a. Examining the Cr uptake of Italian ryegrass from inorganic compounds and sewage-sludge in pot experiments. *The Science of the Total Environment, Supplement*. 347-365.
- LOCH J., VÁGÓ I., GYŐRI Z., 1993b. A krómfelvétel vizsgálata szálkásperjével különböző talajtípusokon. Országos Környezetvédelmi Konferencia. Siófok. 1. 114-124.
- MARTINS, A. L. C., O. C. BATAGLIA, O. A. D. CAMARGO, 2003. Copper, nickel and inc phytoavailability in an oxisol amended with sewage sludge and liming. *Scientia Agricola*. 60. 747-754.
- MCGRATH, S. P., P. W. LANE, 1989. An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. *Environmental Pollution*. 60. 235-256.

- MCGRATH, S. P., A. M. CHAUDRI, K. E. GILLER, 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 14. 94-104.
- MERSI, W., F. SCHINNER, 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium-chloride. *Biology and Fertility of Soils*. 11. 216-220.
- MERSI, W., F. SCHINNER, 1996. CM-Cellulose Activity. In: *Methods in Soil Biology*. (Ed.: SCHINNER, F. et al.) 190-193. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- MÉSZÁROS J., 1996. Szennyvíziszap komposztálás és hasznosítás Nyíregyházán, az I. sz. szennyvíztelepen. 1. rész: A komposztálás gyakorlati megvalósítása, a komposzt minősítése, mezőgazdasági hasznosítás. In: DUDISZKY, L-NÉ. szerk. Magyar Hidrológiai Társaság, XIV. Országos Vándorgyűlés. Sopron 1996. május, Pro Aqua, Konferencia-kiadvány, II. kötet.
- MORENOCASELLES, J., M. D. PEREZMURCIA, A. PEREZESPINOSA, R. MORAL, 1997. Heavy metal pollution in sewage sludges and agricultural impact. *Fresenius Environmental Bulletin*. Freisingweihenstephan. 6. 519-524.
- MORVAI B., KÁDÁR I., BUJTÁS K., BIRÓ B., 1999. Nehézfém és szennyvíziszap-kutatások a TAKI-ban. In: XIII. Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa. Siófok. 192-196.
- MUCSY GY., 1983. A szennyvíz- és szennyvíziszap-kezelés módszerei, különös tekintettel a mezőgazdasági elhelyezésre. *Agrokémia és Talajtan*. 32. 471-475.
- NAGY Z., 2002. Az elfelejtett Emerald takarmányrepce. *Gyakorlati Agroforum*. 13. 43-47.
- NÉMETH T., 1996. Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.
- ORTIZ, O., J. M. ALCANIZ, 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*. 97. 545-552.
- ÖLLŐS G., 1991. Szennyvíztisztítás I. Aqua Kiadó. Budapest.
- ÖLLŐS G., 1993. Szennyvíztisztítás II. Budapesti Műszaki Egyetem Mérnöktovábbképző Intézet. Budapest.
- PAIS I., 1980. A mikrotápanyagok szerepe a mezőgazdaságban. *Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest.

- PÁLNÉ K., 1996. A szennyvíziszap-kezelés fejlesztési irányai Európában. Környezetvédelmi Füzetek. OMIKK, Budapest.
- PAP J., PAPNÉ KRÁNITZ E., 1997. A település eredetű szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének másfél évtizedes tapasztalatai. Vízügyi Panoráma. 1. 11-14.
- PÁRTAY, G., A. LUKÁCS, T. NÉMETH, 1994. Soil monolith studies with heavy metal-containing sewage sludge. *Agrokémia és Talajtan*. 43. 211-221.
- PETRÓCZKI F., 2005. A víztelenített szennyvíziszap és a szennyvíziszapból készült komposzt hatása a tavaszi árpa fejlődésére. *Acta Agronomica Óváriensis*. 46. 25-39.
- PETRÓCZKI F., KÉSMÁRKI I., GERGELY I., 2005. A komposztált szennyvíziszap réz- és cinktartalmának hasznosítása a mezőgazdaságban. *Acta Agronomica Óváriensis*. 47. 67-74.
- PETRUZZELLI, G., L. LUBRANO, G. GUIDI, 1989a. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. *Plant and Soil*. 116. 23-27.
- PETRUZZELLI, G., I. SZYMURA, L. LUBRANO, B. PEZZAROSSA, 1989b. Chemical speciation of heavy metals in different size fractions of compost from solid urban wastes. *Environmental Technology Letters*. 10. 521-526.
- PETRUZZELLI, G., M. OTTAVIANI, L. LUBRANO, E. VESCHETTI, 1994. Characterization of heavy metal mobile species in sewage sludge for agricultural utilization. *Agrochimica*. 38. 277-284.
- PUEYO, M., J. SASTRE, E. HERNÁNDEZ, M. VIDAL, J. F. LÓPEZ-SÁNCHEZ, G. RAURET, 2003. Prediction of trace element mobility in contaminated soils by sequential extraction. *Journal of Environmental Quality*. 32. 2054-2066.
- RAJAPAKSHA, R. M. C. P., TOBOR-KAPLON, M. A., BÁÁTH, E., 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Applied and Environmental Microbiology*. 70. 2966-2973.
- RAVASZ T., 1983. Agronómiai lehetőségek a folyékony szennyvíziszapok folyamatos szántóföldi elhelyezésére. *Agrokémia és Talajtan*. 32. 478-479.
- RESS, S.; MÁTYÁS, L., 2004. A települési folyékony hulladék kezelésének helyzete és jövőbeli feladatai. In: *ÖKO – Ökológia, környezetgazdálkodás, társadalom*. (Szerk.: MOZSGAI K., FOLTÁNYI ZS.) XII. 1-2. 101-120.

- SANDERS, J. R., S. P. MCGRATH, T. MCM. ADAMS, 1986. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH. *Journal of Science of Food and Agriculture*. 62. 961-968.
- SAUERBECK, D. R., 1991. Plant, element and soil properties governing uptake and availability of heavy metals derived from sewage sludge. *Water, Air, and Soil Pollution*. 57-58. 227-237.
- SILVEIRA, M. L. A., L. R. F. ALLEONI, L. R. G. GUILHERME, 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, 60. 793-806.
- SIMON L., 1996. Szennyvíziszap komposztálás és hasznosítás Nyíregyházán, az I. sz. szennyvíztelepen. 2. rész: Komposztált szennyvíziszap hatása mezőgazdasági haszonnövények tápelem felvételére és nehézfém akkumulációjára. In: DUDISZKY, L-NÉ. szerk. Magyar Hidrológiai Társaság, XIV. Országos Vándorgyűlés. Sopron 1996. május, Pro Aqua, Konferencia-kiadvány, II. kötet. 829-847.
- SIMON L. (szerk.), 1999. Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató, 5. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest.
- SIMON, L., 2001a. Heavy metal accumulation from sewage sludge compost amended soil in spring wheat, spring barley, and maize. In: *Pollution and Water Resources*. Vol. XXXII. (1998-2001). (Ed.: HALASI-KUN, G. J., Ass. eds.: SINÓROS- SZABÓ, B. R. LO PINTO, B. MAROSVÖLGYI). Columbia University Seminars. pp. 239-246.
- SIMON M., 2001b. Települési szerves hulladékok kezelése és hasznosítása. Ph.D. értekezés. DE ATC, Debrecen.
- SIMON L., PROKISCH J., GYŐRI Z., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 247-255.
- SIMON L., SZENTE K., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. *Agrokémia és Talajtan*. 49. 231-246.
- SIMON, L., SZENTE, K., KOVÁCS, B., PROKISCH, J., GYŐRI, Z., 1996. Sewage sludge compost interaction with spring wheat (*Triticum aestivum* L.), spring barley (*Hordeum distichon* L.), and maize (*Zea mays* L.). Second International Congress of the European Society for Soil Conservation on Development and Implementation of Soil Conservation Strategies for Sustainable Land Use, september 1-7. 1996. Freising-Weihenstephan, Germany. Abstracts. 68.

- SIMS, J. T., J. S. KLINE, 1991. Chemical fractionation and plant uptake of heavy-metals in soils amended with CO-composted sewage-sludge. *Journal of Environmental Quality*. 20. 387-395.
- SOLEROVIRA, P., J. SOLER SOLER, J. SOLEROVIRA, A. POLO, 1996. Agricultural use of sewage sludge and its regulation. *Fertilizer Research*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. 43. 173-177.
- STEFANOVITS P., 1988. Az agyagásvány-összetétel szerepe a talajok savasodásában. *Agrokémia és Talajtan*. 38. 145-153.
- STEFANOVITS P., 1992. *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- STUCZYNSKI, T. I.; MCCARTY, G. W.; SIEBIELEC, G., 2003. Response of soil microbiological activities to cadmium, lead, and zinc salt amendments. *Journal of Environmental Quality*. 32. 1346-1355.
- SUKKARIYAH, B. F., G. EVANYLO, L. ZELAZNY, R. L. CHANEY, 2005. Cadmium, copper, nickel, and zinc availability in a biosolids-amended Piedmont soil years after application. *Journal of Environmental Quality*. 34. 2255-2262.
- SÜTŐ V., 2003. Piacorientált komposztálás. (A Kecskeméti szennyvíztisztító telepen keletkező víztelenített szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának vizsgálata). *MaSzeSz Hírcsatorna*. 2003 (szeptember-október). 8-15.
- SZABÓ I., 1983. A kezeletlen szennyvíziszap közegészségügyi jelentősége, különös tekintettel a mikobaktériumok által okozott emberi megbetegedésekre. *Agrokémia és Talajtan*. 32. 458-460.
- SZABÓ L., FODOR L., 2003. Növények toxikuselem-tartalmának változása szabadföldi tartamkísérletben. In: *Mikroelemek a táplálékláncban* (Szerk.: SIMON L., SZILÁGYI M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. pp. 238-251.
- SZABÓ S. A., REGIUSNÉ M. Á., GYŐRI D., SZENTMIHÁLYI S., 1987. *Mikroelemek a mezőgazdaságban I. Esszenciális mikroelemek*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- SZABÓ S. A., REGIUSNÉ M. Á., GYŐRI D., 1994. *Mikroelemek a mezőgazdaságban III. Toxikus mikroelemek*. Akadémiai Kiadó és Nyomda. Budapest.
- SZABÓ L., RÉMAI J., 2000. Magyarország települési szennyvizeinek elvezetése és tisztítása. *MaSzeSz Hírcsatorna*. 2000 (január-február). 16-19.
- SZABÓNÉ KELE G., 1998. Tudnivalók a kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezéséről. *Gyakorlati Agrofórum*. 1998. IX. évf. 13. 65-68.
- SZEGI J., 1979. *Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek*. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.

- SZEGI J., 1984. Mikrobiológiai folyamatok a szennyvíziszappal kezelt talajokban. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.) MÉM NAK, Budapest. 151-159.
- SZILI-KOVÁCS T., 1985. A szennyvíziszap elhelyezés talajmikrobiológiai problémái. *Agrokémia és Talajtan*. 34. 486-493.
- SZLÁVIK I., 1984. Anaerob rothasztott szennyvíziszap hatása réti csernozjom talaj egyes kémiai és fizikai sajátosságára. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.) MÉM NAK, Budapest. 66-70.
- SZLÁVIK I., OLÁH J., SZÖNYI I., 1984. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. *VIZDOK. VMGT-148*. Budapest.
- TAMÁS J., 1992. Potenciálisan toxikus nehézfémkészlet változása szennyvíziszapokkal kezelt talajokban. Kandidátusi értekezés. MTA. Budapest.
- TAMÁS J., 1994. Nehézfémek eltávolítása szennyezett talajból és szennyvíziszapokból. Tanulmány. Debrecen (Kézirat)
- TAMÁS J., 1995a. A környezeti pufferkapacitás változása szennyvíziszapokkal terhelt talajokon. *Agrokémia és Talajtan*, Budapest, 44. 403-408.
- TAMÁS J., 1995b. Szennyvíziszapokkal terhelt talajok nehézfém forgalma. *Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos Közleményei*. Debrecen. 31. 101-112.
- TAMÁS J., 1998. Szennyvíztisztítás és szennyvíziszapelhelyezés. (egyetemi jegyzet). Debreceni Agrártudományi Egyetem. Debrecen.
- TAMÁS, J., FILEP, GY., 1994a. Heavy metals in sewage sludge. In: *Environmental Problems and Possible Solutions in the Carpathian Basin*. (Ed.: HALASI-KUN, G. J.) Pollution and Water Resources. Columbia University Seminar Series XXVIII. 93-112.
- TAMÁS, J., FILEP, GY., 1994b. Sewage sludge application on farmland. In: *Proceedings 3rd. European Society for Agronomy Congress*. (Eds.: BORIN, M., M. SATTIN) Abano-Padova, Italy. 840-841.
- TAMÁS J., FILEP GY., 1995. Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan*. 44. 419-427.
- TAYLOR, R. W., H. XIU, A. A. MEHADI, J. W. SHUFORD, W. TADESSE, 1995. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously

- sludge-amended soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis.*, 26. 2193-2204.
- THYLL SZ. (szerk.), 1996. Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- THYLL SZ., 1998. Vízszennyezés, vízminőségvédelem. Debreceni Agrártudományi Egyetem. Debrecen. (egyetemi jegyzet).
- TOMÓCSIK A., 2004. Komposztált kommunális szennyvíziszap alkalmazása a mezőgazdaságban. In: A Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Kutató Központ jelene és kihívásai az Európai Unióba lépve. (Szerk.: ISZÁLYNÉ TÓTH J.) Center-Print Nyomdaipari Szolgáltató Kft. Nyíregyháza. 178-184.
- TOMÓCSIK A., MAKÁDI M., BOGDÁNYI ZS., MÁRTON Á., 2005. Nyíregyházi szennyvíziszap mezőgazdasági alkalmazhatóságát vizsgáló kíséretek. In: „Tudásalapú gazdaság és életminőség”. A „Magyar Tudomány Napja” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Konferencia. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 21. (Szerk.: GALÓ M., VASS L-NÉ) Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Kuratóriuma. Nyíregyháza, 2005. pp. 462-465.
- USMAN, A., Y. KUZYAKOV, K. STAHR, 2005a. Effect of clay minerals on immobilization of heavy metals and microbial activity in a sewage sludge-contaminated soil. *Journal of Soils and Sediments.* 5. 245-252.
- USMAN, A., Y. KUZYAKOV, K. STAHR, 2005b. Effect of immobilizing substances and salinity on heavy metals availability to wheat grown on sewage sludge-contaminated soil. *Soil and Sediment Contamination.* 14. 329-344.
- VACA-PAULIN, R., M. V. ESTELLER-ALBERICH, J. LUGO DE LA FUENTE, H. A. ZAVALA-MANCERA, 2006. Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. *Waste Management.* 26. 71-81.
- VÁRALLYAY, GY., 1990. Soil quality and land use. In: State of the Hungarian Environment. (Eds.: HINRICHSEN, D., ENYEDI, GY.). Hungarian Academy of Science - Ministry of Environment and Water Management. Central Statistical Office. Budapest. 91-123.
- VÁRALLYAY GY., NÉMETH T., 1996. A fenntartható mezőgazdaság talajtani-agrokémiai alapjai. In: MTA Agrártudományok Osztálya Tájékoztatója. Akadémiai Kiadó. Budapest. 80-82.

- VERMES L., 1984. A szennyvíziszapok hatása a talajok kémiai és fizikai sajátosságaira. In: Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J., BAKONDINÉ K.) MÉM NAK, Budapest. 33-52.
- VERMES, L., 1987. Heavy metals concerning sewage sludge and land application. In: Proceedings of the 2nd International Trace Element Symposium, Budapest, June 1986. (Ed.: PAIS, I.). University of Horticulture and Food Industry. Budapest. p. 165-185.
- VERMES L. (szerk.), 2001. Vízgazdálkodás mezőgazdasági, kertész-, tájépítész- és erdőmérnök-hallgatók részére. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó. Budapest
- VERMES L., 2003. Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettudományi Kar Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest.
- VERMES L., 2005. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás.(3. kiadás). Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VERMES L., SZLÁVIK I., 1983. A szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének hazai lehetőségei az eddigi kísérletek tükrében. Agrokémia és Talajtan. 32. 468-471.
- VÖRÖS F., 2001. Megállapítások a Szennyvíz, szennyvíziszap című konferencián elhangzottakról. MaSzeSz Hírcsatorna. 2001 (szeptember-október). 6-7.
- WEI, Y. J., Y. S. LIU, 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. Chemosphere. 59. 1257-1265.
- WHITTE H., 2000. A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának jövője az európai fejlődés figyelembevételével. MaSzeSz Hírcsatorna. 2000 (május-június). 22-29.
1996. évi LIV. TÖRVÉNY az erdőről és az erdő védelméről.
2000. évi XLIII. TÖRVÉNY a hulladékgazdálkodásról. Magyar Közlöny. 53. 3126-3144.
- 9003/83. MÉM-EüM-OVH Szennyvízelhelyezési szabályzat. Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Értesítő Közlemény. 11. 411-431.
- 4/1990. (II. 28.) MÉM RENDELET az ipari takarmányok előállításáról és forgalombahozataláról szóló 9/1974. (III. 21.) MT rendelet végrehajtására.
- 29/1997. (VI. 30.) FM RENDELET az erdőről és az erdő védelméről szóló 1996. évi LIV. Törvény végrehajtásának szabályozásáról.
- 49/2001. (IV. 3.) KORM. RENDELET a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről. Magyar Közlöny. 39. 2518-2531.

- 50/2001. (IV. 3.) KORM. RENDELET a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól. Magyar Közlöny. 39. 2532-2543.
- 16/2001. (VII. 18.) KöM rendelet a hulladékok jegyzékéről. Magyar Közlöny. 81. 5985-6008.
- 25/2002. (II. 27.) KORM. RENDELET a Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és -tisztítási Megvalósítási Programról. Magyar Közlöny. 27. 1596-1640.
- 208/2003. (XII. 10.) KORM. RENDELET a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001 (IV. 3.) Korm. rendelet módosításáról. Magyar Közlöny. 141. 10787-10789.
- 163/2004. (V. 21.) KORM. RENDELET a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és –tisztítási Megvalósítási Programról szóló 25/2002. (II. 27.) Korm. rendelet módosításáról. Magyar Közlöny. 69. 7024-7104.
- 86/278/EEC. COUNCIL DIRECTIVE 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture.
- 91/271/EEC. COUNCIL DIRECTIVE of 21 May 1991 concerninig urban waste water treatment.
- 2000/60/EC. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- MI-10-420-82 MEZŐGAZDASÁGI ÉS ÉLELMÉZÉSÜGYI ÁGAZATI MŰSZAKI IRÁNYELV. Szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. Országos Vízügyi Hivatal. Budapest.
- MI-08-1735-1990. MEZŐGAZDASÁGI ÉS ÉLELMÉZÉSÜGYI ÁGAZATI MŰSZAKI IRÁNYELV. Szennyvizek és szennyvíziszapok termőföldön történő elhelyezése. Földművelésügyi Minisztérium. Budapest.
- MSZ 318/2-85, 1985. Szennyvíziszap vizsgálata. Mintavétel. Magyar Szabványügyi Hivatal. Budapest.
- MSZ-10-509, 1992. Kommunális szennyvíziszapokból készült komposztok vizsgálata és minősítése. Magyar Szabványügyi Hivatal. Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- MSZ-21470-50, 1998. Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

9. PUBLIKÁCIÓSJEGYZÉK

Magyar nyelvű könyvrészlet (hazai kiadó)

Uri Zs., Simon L., Kovács B., 2003. Szudánifű nehézfém akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszapokkal kezelt talajból. In: Simon L., Szilágyi M. (szerk.), 2003. Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 290-300. old. ISBN:963 9385 81 6

Magyar nyelvű lektorált szakcikk

Uri Zs., Simon L., 2005. Települési szennyvíziszapok hatása a takarmánynövények réz és cink akkumulációjára. *Acta Agronomica Óváriensis* 47. (1): 61-66.

Uri Zs., Lukácsné Veres E., Kátai J., Simon L., 2006. Különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroorganizmusaira és enzimaktivására. *Agrokémia és Talajtan*. 54. (3-4): 439-450.

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány (nemzetközi)

Uri Zs., L. Simon, P. Keresztúri, 2003. Accumulation of heavy metals in rye (*Secale cereale* L.) from municipal sewage sludges. Proceedings of the 5th International Multidisciplinary Conference, Serie C, Volume XVII, Baia Mare, Romania, May 23-24, 2003. pp. 529-532.

Keresztúri, P., G. Lakatos, **Zs. Uri**, L. Simon, 2003. Evaluation of possibility of phytostabilization of heavy metals by plants. Proceedings of the 5th International Multidisciplinary Conference, Serie C, Volume XVII, Baia Mare, Romania, May 23-24, 2003. pp. 243-246.

Uri Zs., L. Simon, B. Kovács, 2003. Heavy metal concentration in rye grown in soil treated with three different municipal sewage sludges from Eastern Hungary. Proceedings of the 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Uppsala, Sweden, June 15-19, 2003. pp. 300-301.

Varga, Cs., **Zs. Uri**, 2005. Effect of municipal sewage sludges on CO₂ production of soil. Proceedings of the 6th International Multidisciplinary Conference, Serie C, Volume XIX, Baia Mare, Romania, May 27-28, 2005. pp. 769-774.

Idegen nyelvű lektorált konferencia kiadvány (hazai kiadó)

Uri, Zs., L. Simon, 2003. Heavy metals in municipal sewage sludges from Eastern Hungary. In: Pais, I. (ed.), Proceedings of the 10th International Trace Element Symposium, July 2002, Budapest, Hungary. pp. 334-341. ISBN 963 9256 951

Uri, Zs., Z. Győri, L. Simon, 2005. Accumulation of cadmium, chromium, copper, nickel, lead and zinc from sewage sludges in soil and rye. In: Simon, L. (ed.), Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 49-54. ISBN:963 86918 0 8 Ö, ISBN:963 86918 2 4

Uri, Zs., Sz. Thyll, L. Simon, 2005. Impact of municipal sewage sludges on heavy metal accumulation in soil and fodder rape. In: Simon, L. (ed.), Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. Continent-Ph. Nyíregyháza. pp. 55-60. ISBN:963 86918 0 8 Ö, ISBN:963 86918 2 4

Uri, Zs., L. Simon, 2006. Investigation of the accumulation of heavy metals from sewage sludges in fodder pea. In: Szilágyi, M., K. Szentmihályi (eds.), Proceedings of the International Symposium on Trace Elements in the Food Chain. May 25-27, 2006. Budapest, Hungary. pp. 210-214.

Magyar nyelvű lektorált konferencia kiadvány (hazai)

Uri Zs., Varga Cs., 2005. A szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének aktuális kérdései. „Tudásalapú gazdaság és életminőség” a „Magyar Tudomány Napja 2004” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia kiadványa, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 21. Nyíregyháza, 2004. nov. 9., p. 466-469.

Magyar nyelvű nem lektorált konferencia kiadvány (hazai)

Simon L., **Uri Zs.** 1999. Talajtisztítás növényekkel. „Regionalitás és tudományos minőség”, a „Magyar Tudomány Napja 1998” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia előadás-összefoglalói, Szabolcs-Szatmár-

Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 11. Nyíregyháza, 1998. nov. 5. p. 107.

Simon L., **Uri Zs.**, 2000. Nyíregyházi települési szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica tesztnövényre. „Életesélyek az ezredfordulón”, a „Magyar Tudomány Napja 1999” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia előadás-összefoglalói, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 13. Nyíregyháza, 1999. nov. 3. p. 139.

Uri Zs., 2000. A szennyvíz- és szennyvíziszap kezelés, illetve elhelyezés lehetőségei Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében. „A vidékfejlesztés szellemi erőforrásainak hasznosítása”, a „Magyar Tudomány Napja 2000” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia előadás-összefoglalói, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 14. Nyíregyháza, 2000. nov. 7. p. 219.

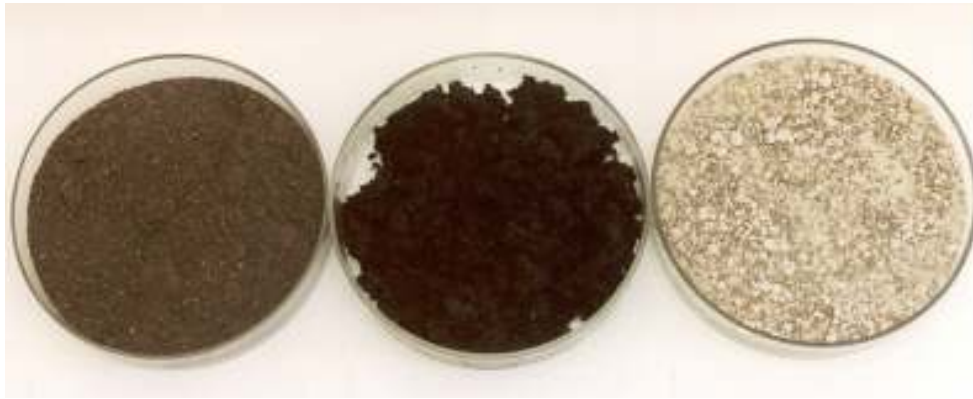
Uri Zs., 2001. Szennyvíziszap elhelyezés és hasznosítás lehetőségei Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében. MTA-AMB Kutatási és Fejlesztési Tanácskozás Nr.25. Előadások tartalmi összefoglalói, Gödöllő, 2001. jan. 23-24. p. 45.

Uri Zs., Simon L., 2001. Települési szennyvíziszapok nehézfém szennyezettségének vizsgálata szekvens extrakcióval. „A nyelv szerepe Európa kultúrájában”, a „Magyar Tudomány Napja 2001” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia előadás-összefoglalói, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 15. Nyíregyháza, 2001. okt. 29. p. 205-206.

Uri Zs., Simon L., 2002. Különbözőképpen kezelt szennyvíziszapok nehézfém szennyezettségének vizsgálata. Heavy metals in fractions of different municipal sewage sludges. „JUTEKO 2002” „Tessedik Sámuel Jubileumi Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Tudományos Napok” előadás-összefoglalói, Szarvas, 2002. aug. 29-30. p. 40-42.

Uri Zs., Simon L., 2002. Települési szennyvíziszap kezeléseinek hatása a rozs (*Secale cereale* L.) nehézfém akkumulációjára. „Régiók szerepe, versenyképessége az Európai Unióban” a „Magyar Tudomány Napja 2002” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Tudományos Konferencia előadás-összefoglalói, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 18. Nyíregyháza, 2002. nov. 11. p. 208-209.

MELLÉKLETEK



1. melléklet: A vizsgált nyíregyházi, debreceni és miskolci települési szennyvíziszapok

2. melléklet: A szennyvíziszapok nehézfém-tartalmának meghatározásához előírt vizsgálati szabványok

Elemek (mg/kg sz.a.)	Vizsgálati szabvány
Összes toxikuselem-tartalom	MSZ-21470-50:1998
- Cd	MSZ-318-21:1983
- Cr	MSZ-318-11:1983
- Cu	MSZ-318-15:1987
- Ni	MSZ-318-7:1983
- Pb	MSZ-318-10:1985
- Zn	MSZ-318-20:1983

3. melléklet: A növényminták nehézfém-tartalmának meghatározásához előírt vizsgálati szabványok

Elemek (mg/kg sz.a.)	Vizsgálati szabvány
Cd	MSZ-08-1783-17:1984
Cr	MSZ-08-1783-16:1984
Cu	MSZ-08-1783-10:1983
Ni	MSZ-08-1783-20:1984
Pb	MSZ-08-1783-14:1984
Zn	MSZ-08-1783-9:1983



4. melléklet: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kis (2,5%) és nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre 40 napos stádiumbana a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



5. melléklet: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kis (2,5%) és nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre a kísérlet befejezésekor 65 napon a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



6. melléklet: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kis (2,5%) és nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre 40 napos stádiumban a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



7. melléklet: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kis (2,5%) és nagy (10%) dózisú kezeléseinek hatása a rozs jelzőnövényre a kísérlet befejezésekor 65 napon a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



8. melléklet: A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap kis (2,5%) és nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre 40 napos stádiumban a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



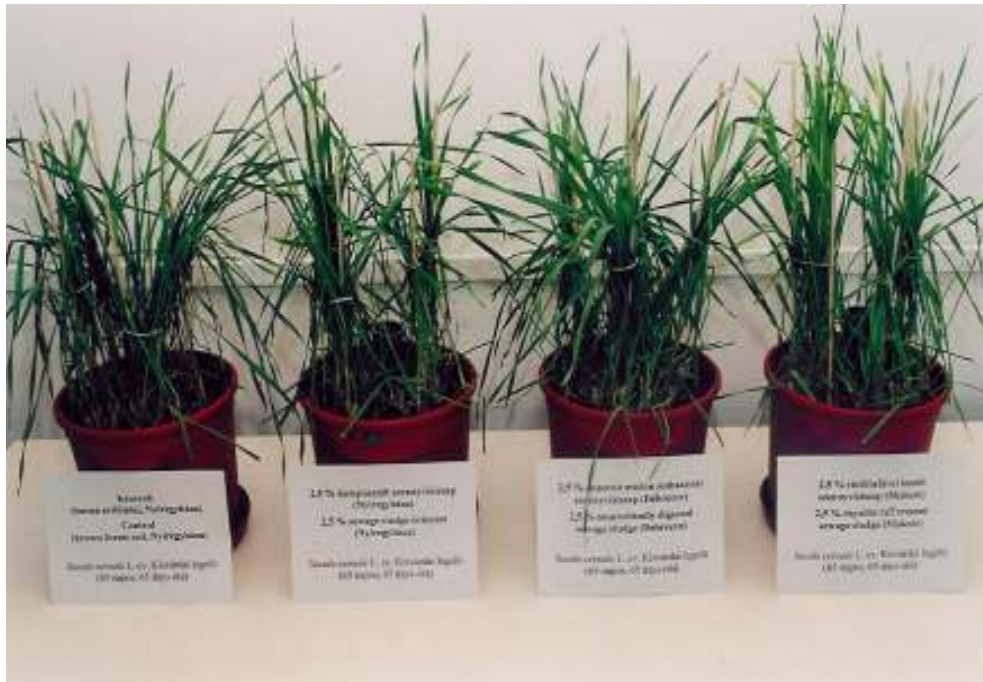
9. melléklet: A miskolci riolittufával és karbidmészsel érlelt, granulált szennyvíziszap kis (2,5%) és nagy (10%) dózisú kezeléseinek hatása a rozs jelzőnövényre a kísérlet befejezésekor 65 naposan a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



10. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap kis (2,5%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre 40 napos stádiumban a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



11. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre 40 napos stádiumban a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



12. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap kis (2,5%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre a kísérlet befejezésekor 65 napon a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



13. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap nagy (10%) dózisainak hatása a rozs jelzőnövényre a kísérlet befejezésekor 65 napon a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2001)



14. melléklet: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kis (5%) és nagy (15%) dózisainak hatása a szudánifű jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2002)



15. melléklet: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kis (5%) és nagy (15%) dózisainak hatása a szudánifű jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2002)



16. melléklet: A miskolci riolittufával és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap kis (5%) és nagy (15%) dózisainak hatása a szudánifű jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2002)



17. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap kis (5%) dózisainak hatása a szudánifű jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2002)



18. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap nagy (15%) dózisainak hatása a szudánifű jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2002)



19. melléklet: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kis (7,5%) és nagy (15%) dózisainak hatása az őszi káposztarepce jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



20. melléklet: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kis (7,5%) és nagy (15%) dózisainak hatása az őszi káposztarepce jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



21. melléklet: A miskolci riolittufával és karbidmészrel érlelt, granulált szennyvíziszap kis (7,5%) és nagy (15%) dózisainak hatása az őszi káposztarepce jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



22. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszapok kis (7,5%) dózisainak hatása az őszi káposztarepce jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



23. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszapok nagy (15%) dózisainak hatása az őszi káposztarepce jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



24. melléklet: A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt kis (10%) és nagy (15%) dózisainak hatása a takarmányborsó jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



25. melléklet: A debreceni anaerob rothasztott szennyvíziszap kis (10%) és nagy (15%) dózisainak hatása a takarmányborsó jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



26. melléklet: A miskolci riolittufával és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap kis (10%) és nagy (15%) dózisainak hatása a takarmányborsó jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



27. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap kis (10%) dózisainak hatása a takarmányborsó jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)



28. melléklet: A nyíregyházi, a debreceni és a miskolci települési szennyvíziszap nagy (15%) dózisainak hatása a takarmányborsó jelzőnövényre a kontrollhoz viszonyítva (Nyíregyháza, 2003)

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném kifejezni köszönetemet mindazoknak, akik jelen munkám elkészítéséhez segítséget nyújtottak.

Köszönöm számos intézet dolgozójának a példamutató pontossággal elvégzett munkájukat:

Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Regionális Agrár-Műszerközpontjának (Prof. Dr. Győri Zoltán, Dr. Kovács Béla, Széles Éva),

SGS Hungária Kft. Nyíregyházi Kirendeltség Laboratóriumának (Dr. Sasvári Gyula),

Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Talajtani Tanszékének (Dr. Kátai János, Lukácsné Dr. Veres Edina),

Hajdú-Bihar megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat Talajvédelmi Laboratóriumának (Dr. Harman Béla, Dr. Szegvári Ildikó),

Nyírségvíz Nyíregyháza és Térsége Víz- és Csatornamű Rt. Kémiai Laboratóriumának (Vadnai Ákosné),

Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszék, illetve Növénytermesztési Tanszék minden korábbi és jelenlegi dolgozójának, Koncz Andrásné és Morauszkiné Albók Éva laboránsoknak.

Köszönettel tartozom a Nyírségvíz Nyíregyháza és Térsége Víz- és Csatornamű Rt. (Mészáros József), a Debreceni Vízmű Rt. (Kiss Imre) és a MIVÍZ Rt. (Vojtilla László, Jancsó László) szennyvíztisztító telepének a szennyvíziszapok rendelkezésemre bocsátásáért.

Köszönet illeti a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Nagykállói Kutató Központját (Dr. Gocs László) a rozs, a győri Redivius Kft. -t az őszi káposztarepce és a Kaposvári Egyetem Iregszemcsei Takarmánytermesztési Kutató Intézetét (Dr. Takács László) a takarmányborsó vetőmag rendelkezésemre bocsátásáért.

Köszönöm Dr. habil. Tamás Jánosnak a kutatáshoz szükséges támogatását, javaslatait.

Külön köszönet illeti a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar Tudományos, Szaktanácsadási és Külügyi Bizottságát (Dr. Vágvölgyi Sándor) a vizsgálatok, valamint a NYF MMFK korábbi és jelenlegi kari főigazgatóját (Dr. Lengyel Antal, Dr. Sikolya László) a kutató munkám anyagi támogatásáért.

Végezetül legnagyobb köszönettel tartozom témavezetőimnek, Prof. Dr. Thyll Szilárdnak és Dr. habil. Simon Lászlónak, akik pályakezdésem óta irányították szakmai tevékenységemet, elindították a kutatómunka rögzös útján és segítségemre voltak a doktori értekezés alapjául szolgáló kísérleti munka szervezésében, az eredmények értékelésében, és az ezt bemutató tudományos cikkek megírásában. Mindezekon túlmenően a legnagyobb segítséget a kutatómunkában személyes példamutatásukkal nyújtották.