

Különböző módon előkezelt települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroorganizmusaira és enzimaktivitására

¹URI ZSUZSANNA, ²LUKÁCSNÉ VERES EDINA, ²KÁTAI JÁNOS és
¹SIMON LÁSZLÓ

¹Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Nyíregyháza és ²Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Talajtani Tanszék, Debrecen

Bevezetés

A víziközmű-ellátás és -szolgáltatás kérdései hazánk Európai Unióhoz történő csatlakozásával összefüggésben az elmúlt években fokozottan előtérbe kerültek (GAZDAG, 2003). A szennyvízelvezetés, szennyvíztisztítás fejlett európai országokhoz viszonyított elmaradásának felszámolása környezetvédelmi szempontból is egyre sürgetőbb feladat. A Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és -tisztítási Megvalósítási Program előrehaladásával a települési szennyvíziszapok jelenlegi mennyisége várhatóan több mint kétszeresére fog növekedni (25/2002. (II.27.) Korm. rendelet), amelynek ártalommentes elhelyezéséről, hasznosításáról feltétlenül gondoskodni kell. Hazánkban az EU-direktívákkal megegyezően a mezőgazdasági elhelyezésben és hasznosításban rejlő lehetőségeket kell előtérbe helyezni (PÁLNÉ, 1996). A szennyvíziszapok körültekintő mezőgazdasági felhasználása fokozhatja a talajok termékenységét és pozitív hatást gyakorolhat a termésátlagra (SZLÁVIK et al., 1984; SZILI-KOVÁCS, 1985; SIMON & 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 (SOLER ROVIRA et al., 1996; VERMES, 2003). Számos vizsgálat (SZLÁVIK et al., 1984; TAMÁS & FILEP, 1995; BERTI & JACOBS, 1996; MORENO CASELLES et al., 1997; SIMON et al., 2000; SILVEIRA et al., 2003) bizonyítja azonban, hogy a hasznos anyagok mellett az iszapokban patogén mikroorganizmusok és toxikus szennyező anyagok is előfordulhatnak, utóbbiak közül egyes szerves szennyező anyagok, valamint a nehézfémek veszélyesek.

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 az emberek egészségére, a növényekre és az állatokra gyakorolt káros

hatást (50/2001. (IV.3.) Korm. rendelet). Mindez csak abban az esetben lehetséges, ha a kezelt talajokban végbemenő biológiai folyamatokat is ismerjük és céljainknak megfelelően irányítani tudjuk.

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 hulladék anyagok lebontásához nélkülözhetetlenek (VERMES, 2003). A szennyvíziszapokkal talajba kerülő jelentős mennyiségű szerves anyag is 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).

A talajban élő mikroorganizmusok mennyiségi és minőségi összetétele, valamint az általuk kiváltott anyagcsere-folyamatok intenzitása elsősorban tartós szennyvíziszap-kihelyezés esetén szignifikánsan és irreverzibilisen károsodhat (MORVAI et al., 1999). Az iszapokkal kijuttatott és a talajban feldúsuló nehézfémek ugyanis a talajok hasznos mikrobapopulációjának faji sokféleségére és működőképességére negatív hatást fejthetnek ki (BIRÓ, 1999; KÖDÖBÖCZ et al., 2003). A nehézfémek talajba kerülése károsan befolyásolja a mikroorganizmusok sejteinek anyagcseréjét, valamint blokkolhatja a talajenzimek aktivitását, amely mint ismeretes a talaj biológiai aktivitásának legfontosabb indikátora (SZEGI, 1984).

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

Anyag és módszer

A tenyészedényes kísérlethez használt, szennyezetlen (kezeletlen) alaptalaj a Nyíregyházi Főiskola Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Karának bemutatókertjéből, a felső 30 cm-es rétegből származott. A talaj legfontosabb jellemzői az alábbiak voltak: pH(H₂O): 7,66; pH(KCl): 7,48; leiszapolható rész: 24,9%; humusz: 3,06%; NO₃+ NO₂-tartalom: 46,17 mg/kg. A barna erdőtalaj alapjellemezői (URI et al., 2003b) megfelelnek az 50/2001. Kormányrendelet kritériumainak és a mérgező elemek koncentrációja (URI et al., 2003a) sem haladja meg az előírt határértékeket.

Munkánk során Magyarország három nagyvárosának – Nyíregyháza, Debrecen, Miskolc – szennyvíztisztítása során keletkező települési szennyvíziszapjait tanulmányoztuk. A nyíregyházi stabilizált, anaerob módon rothasztott szennyvíziszapot búzaszalmával komposztálták, a debreceni víztelenített és centrifugált iszapot anaerob módon rothasztották, míg a miskolci granulált iszapot riolittufa örleménnyel és karbidmésszel keverték és érlelték. Az iszapok nehézfém-koncentrációi, melyeket korábbi publikációinkban közöltünk (URI et al., 2003a,b), jóval az 50/2001. Kor-

mányrendeletben előírt határértékek alatt vannak, tehát e paramétereik a mezőgazdasági hasznosítást lehetővé teszik.

A rozzsal, szudánifüvel, takarmányrepcével végzett korábbi kísérleteink (URI et al., 2003a,b) folytatásaként újabb iszapterheléssel tenyészedény-kísérletet állítottunk be takarmányborsó (*Pisum sativum* L.) tesztnövényvel a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének klimatizált növénynevelő fényszobájában. A tesztnövényeket kezeletlen barna erdőtalajon (kontroll), illetve talaj-iszap keverékeken neveltük. A keverékekben a nyíregyházi, a debreceni és a miskolci iszap tömegszázalékos arányát kezelésként a kisebb dózis esetén 7,5%-ról 10%-ra emeltük, míg a nagyobb dózisonál a korábbi 15%-os kijuttatási arányt nem változtattuk meg. A kísérlet során három alkalommal vettünk talajmintákat: 1. az elővetemény, azaz a takarmányrepcé lekerülésekor; 2. a talaj tenyészedényes inkubálását, majd a szennyvíziszapok újabb kijuttatását követő második héten a takarmányborsó vetésével egy időben, valamint 3. a takarmányborsó „betakarításakor” 60 napig tartó növénynevelést követően.

A begyűjtött talajmintákból lemezöntéses módszerrel meghatároztuk az összes baktérium és a mikroszkopikus gombák számát. A baktériumok tenyésztését húsleves-agaron végeztük, míg a mikroszkopikus gombák esetében pepton-glükóz-agar táptalajt használtunk. A megfelelő hígításokból 4–4 párhuzamos lemezöntést végeztünk. Az inkubáció 27 °C-on, a baktériumok esetében 3, a mikroszkopikus gombáknál pedig 5 napig tartott. Az agarlemezeket leolvasott telepszámokból a hígítás és a talajminták nedvességtartalmának ismeretében a mikroorganizmusok számát 1 gramm abszolút száraz talajra vonatkoztattuk.

Annak érdekében, hogy a szennyvíziszapok talaj-mikroszervezetekre gyakorolt hatása tekintetében további információkat szerezzünk, enzimaktivitás vizsgálatokat végeztünk. A foszfatázaktivitást a talaj eredeti pH-ján KRÁMER és ERDEI (1959) szerint a dinátrium-fenil-foszfátból felszabaduló fenol (P_2O_5 mg/100g/24h), az ureáz aktivitását Kuprevics és Scserbakova szerint kidolgozott és Kempers által módosított (cit. in FILEP, 1988) módszerrel a karbamidból felszabaduló ammónia (NH_4^+ mg/100g/24h) mennyiségének spektrofotometriás mérése alapján végeztük. A dehidrogenáz aktivitását MERSI és SCHINNER (1991) szerint a maradék jodonitro-tetrazolium-formazán spektrofotometriás mérésével határoztuk meg. Az adatokat az INTF μ g-jában fejeztük ki 1 g száraz talajra és a 2 h-s inkubációs időre vonatkoztatva. A cellulázaktivitás mérése a MERSI és SCHINNER (1996) által leírt módszerrel történt. A celluláz enzim hatására hidrolizálódó cellulóz végtermékeként keletkező glükózt μ g glükóz egyenérték/g száraz talaj/24 h alakban számoltuk ki.

A kísérletet véletlenszerű elrendezésben, négy ismétlésben állítottuk be. A munkánk során kapott mérési eredmények feldolgozásához az „SPSS 12.0.1 for Windows” statisztikai programot használtuk. Az adatok elemzése Tukey-féle b-típusú egyváltozós varianciaanalízissel történt. A táblázatok adatai 4 ismétlés átlagai. A kezeléseket a statisztikai feldolgozás során a kontrollhoz és egymáshoz is viszonyítottuk. A táblázatokban az oszlopok adatain belül egy-egy mintavételi időpontban $P < 0,05$ szinten statisztikailag szignifikáns a különbség, amennyiben azok különböző betűindexet kaptak.

Eredmények és értékelésük

A települési szennyvíziszapoknak a talajban található baktériumok és mikroszkopikus gombák számára gyakorolt hatását az 1. táblázatban mutatjuk be.

Az 1. táblázatban közölt adatokból kitűnik, hogy az elővetemény, azaz a takarmányrepcze 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 mikroorganizmusok 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 ese-

1. táblázat

Települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikroorganizmusainak számára (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

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

Megjegyzés: Az oszlopok adatain belül egy-egy mintavételi időpontban különböző betűn-dexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól. $n = 4$. sz.i.= szennyvíziszap

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

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 tapasztaltunk.

Eredményeink alátámasztják ABDORHIM és munkatársai (2004) megfigyeléseit, mely szerint az iszapokban jelenlévő nehézfémek a talajmikrobák számát károsan nem befolyásolták. MORVAI és munkatársai (1999) vizsgálatai igazolták, hogy a nehézfémek talajbiológiai toxicitása szoros kapcsolatban van a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaival, mindenekelőtt annak szervesanyag-tartalmával. A mineralizálható szerves anyagban és felvehető ásványi tápanyagokban gazdag iszapok talajba vitele tehát nagymértékben elősegíti a toxikus anyagok inaktiválását (SZEGLI, 1984).

Tartós szennyvíziszap-kihelyezés során azonban a talaj megnövelt nehézfém-tartalma miatt számolnunk kell a talajmikroszervezetek számának csökkenésével (BIRÓ, 1999). DEL VAL és munkatársai (1999) nehézfémeket tartalmazó szennyvíziszapnak az arbuszkuláris mikorrhiza gombákra gyakorolt hatását vizsgálták tartamkísérletben. Megállapították, hogy az arbuszkuláris mikorrhiza gombák száma és diverzitása is csökkent a nehézfémekkel szennyezett talajokban.

Az enzimek aktivitását (2. táblázat) vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy az elővetemény betakarításakor vett talajminták esetében a debreceni szennyvíziszap hatására a kontrollhoz és a másik két iszap kezeléseihez viszonyítva is szignifikánsan megemelkedett az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim aktivitása, míg a foszfatáz-aktivitás 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 aktivitásában azonban kismértékű emelkedést tapasztaltunk.

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

Kísérletünk talajmikrobiológiai folyamatokra gyakorolt hatását összegezve megállapíthatjuk, hogy a vizsgált szennyvíziszapok a talaj enzimikus 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 nagyon gazdagok, optimális feltételeket biztosítanak a mikrobák szaporodásához (SZEGLI, 1984). Alátámasztják ezt a megállapítást 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 és munkatársai (2004) szintén arról számoltak be, hogy a szennyvíziszap-kijuttatás következtében megemelkedett a dehidrogenáz, a kataláz, a proteáz, az ureáz, a β -glükózidáz 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.

2. táblázat

Települési szennyvíziszapok hatása a talaj mikrobiológiai aktivitására
(tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2003)

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

Megjegyzés: Az oszlopok adatain belül egy-egy mintavételi időpontban a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól. n = 4. sz.i. = szennyvíziszap

A talajt ért nehézfémzennyezések azonban a mikrobiológiai aktivitás csökkenését okozhatják. RAJAPAKSHA és munkatársai (2004) a nehézfémek (Zn, Cu) talajbiológiai folyamatokra gyakorolt hatását laboratóriumi körülmények között vizsgálva azt tapasztalták, hogy a nehézfémterhelések 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 egyértelmű csökkenő tevékenységével – a nehézfémmel szennyezett talajokban kezdetben 3–7-szeresére növekedett, majd fokozatos csökkenése ellenére a kísérlet végén a kontrollhoz képest magasabb értékeket mutatott. STUCZYNSKI és munkatársai (2003) eredményei szerint a mesterségesen elszennyezett talajokban a cink jelentősen gátolta a dehidrogenáz, a foszfatáz, az arilszulfatáz és az ureáz enzim aktivitását. A kadmium és az ólom általában blokkolta vagy serkentette a vizsgált enzimek működését, kivételként csupán az ólom ureázaktivitást jelentősen csökkentő hatása jelentett.

A mikrobiális életközösségek adaptációs képessége viszont igen magas fokú. Stresszhatást követően a talajmikrobák átrendeződése következtében a biológiai folyamatok lelassulnak, majd később az életközösségek regenerálódása után intenzitásuk fokozatosan növekszik (SZEKI, 1984). Ezt támasztják alá BÄÄTH és munkatársai (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 kontrolltalajhoz képest.

Összefoglalás

A nyíregyházi búzaszalmával komposztált szennyvíziszap, a debreceni anaerob módon rothasztott szennyvíziszap és a miskolci riolittufával és karbidmésszel érlelt, granulált szennyvíziszap talajmikrobiológiai hatásait tanulmányoztuk tenyészedényes kísérletben. Kezeletlen barna erdőtalajon (kontroll 0%), valamint a szennyvíziszapokat kezelésként 10, illetve 15%-ban tartalmazó talajkultúrákban takarmányborsó jelzőnövényeket neveltünk.

Megállapítottuk, hogy a talaj szennyvíziszapokkal való kezelése és a talajmikroorganizmusok száma és tevékenysége között szoros összefüggés van. Mindhárom iszap esetében valamennyi mintavételi időpontban a kontrollhoz képest megemelkedtek, vagy szignifikánsan nem csökkentek az összes baktériumszám és a mikroszkopikus gombaszám értékei. Az iszapok fokozták az ureáz, a dehidrogenáz és a celluláz enzim aktivitását, míg a foszfatázaktivitás lényeges változást nem mutatott. Ezeket a kedvező hatásokat feltételezésünk 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 kaptunk. A vizsgált iszapok közül a debreceni rothasztott és víztelenített iszap hatása kifejezetten kedvező volt. A nyíregyházi rothasztás után komposztált iszap, valamint a miskolci granulált, illetve ásványi anyagokkal kevert és érlelt iszap jótékony hatása kisebb mértékű volt és közöttük lényeges különbséget nem találtunk. Az anaerob rothasztás, mint iszapstabilizációs eljárás hatásos előkezelésnek bizonyult, de mindhárom iszapkezelés hozzájárulhat az eredményesebb végső elhelyezéshez.

A vizsgált települési szennyvíziszapok szakszerű mezőgazdasági alkalmazásuk esetén pozitív hatást gyakorolhatnak a talajbiológiai életre, amely lényeges a talaj anyagforgalmi dinamikájának javításában, a talaj termékenységének fokozásában.

Kulcsszavak: baktérium, gomba, talajenzim-aktivitás, települési szennyvíziszap, nehézfém

Irodalom

- ABDORHIM, H. et al., 2004. Szennyvíziszap-adagok hatása a növény (*Triticum vulgare* L.) – talaj rendszer néhány mikrobiológiai és biokémiai tulajdonságára. *Agrokémia és Talajtan*. **53**. 355–366.
- BÁÁTH, E. et al., 1998. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Appl. Envir. Microbiol.* **64**. 238–245.
- BERTI, W. R. & JACOBS, L. W., 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* **25**. 1025–1032.
- BIRÓ B., 1999. További tudnivalók a kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezéséről. *Talajbiológiai következmények. Gyakorlati Agrofórum. (X.)* **9**. 4–6.
- BREZOVCSIKNÉ A. M., ANTON A. & PUSZTAI A., 1985. A talajok szacharázaktivitásának változása szennyvíziszap-terhelés hatására. In: *Mezőgazdasági termelés és környezetvédelem. XXVII. Georgikon Napok Kiadványa*. 410–418. Keszthely.
- DEL VAL, C., BAREA, J. M. & AZCÓN-AGUILAR, C., 1999. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungus populations in heavy metal-contaminated soils. *Appl. Envir. Microbiol.* **65**. 718–723.
- FILEP GY., 1988. Talajvizsgálat. Egyetemi jegyzet. DATE. Debrecen.
- GAZDAG I., 2003. Elvárások a víziközmű-ellátás és -szolgáltatás területén az EU-csatlakozási szerződés teljesítése érdekében. In: *Vízellátás, csatornázás. (VI.)* 6–13. Info-Prod Kiadó és Kereskedő Kft. Budapest.
- HAIDEKKER B., 2002. A szennyvíziszap-felhasználás előnyei és veszélyei. *Környezetvédelmi Füzetek. BME OMIKK. Budapest*.
- KÁTAI J., 1999. Talajmikrobiológiai jellemzők változása trágyázási tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. **48**. 348–359.
- KRÁMER, M. & ERDEI, G., 1959. Application of the method of phosphatase activity determination in agricultural chemistry. *Soviet Soil Sci.* **9**. 1100–1103.

- KÖDÖBÖCZ L. et al., 2003. Rhizobium törzsek túlélőképessége különböző vívóanyagokban. *Agrokémia és Talajtan*. **52**. 395–408.
- MERSI, W. & SCHINNER, F., 1991. An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodinitrotetrazolium-chloride. *Biol. Fertil. Soils*. **11**. 216–220.
- MERSI, W. & SCHINNER, F., 1996. CM-Cellulose Activity. In: *Methods in Soil Biology*. (Eds.: SCHINNER, F. et al.) 190–193. Springer-Verlag. Berlin–Heidelberg.
- MORENO CASELLES, J. et al., 1997. Heavy metal pollution in sewage sludges and agricultural impact. *Fresenius Environmental Bulletin*. **6**. 519–524.
- MORVAI B. et al., 1999. Nehézfém és szennyvíziszap-kutatások a TAKI-ban. In: XIII. Országos Környezetvédelmi Konferencia Kiadványa, 192–196. Siófok.
- PÁLNÉ K., 1996. A szennyvíziszap-kezelés fejlesztési irányai Európában. *Környezetvédelmi Füzetek*. OMIKK. Budapest.
- RAJAPAKSHA, R. M. C. P., TOBOR-KAPLON, M. A. & BÁÁTH, E., 2004. Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Appl. Envir. Microbiol.* **70**. 2966–2973.
- SILVEIRA, M. L. A., ALLEONI, L. R. F. & GUILHERME, L. R. G., 2003. Biosolids and heavy metals in soils. *Sci. Agricola*. **60**. 793–806.
- SIMON L. & SZENTE K., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. *Agrokémia és Talajtan*. **49**. 231–246.
- SIMON L., PROKISCH J. & GYÖRI Z., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan*. **49**. 247–255.
- SOLER ROVIRA, P. et al., 1996. Agricultural use of sewage sludge and its regulation. *Fertilizer Research*. **43**. 173–177.
- STUCZYNSKI, T. I., MCCARTY, G. W. & SIEBIELEC, G., 2003. Response of soil microbiological activities to cadmium, lead, and zinc salt amendments. *J. Environ. Qual.* **32**. 1346–1355.
- SZEGI J., 1984. Mikrobiológiai folyamatok a szennyvíziszappal kezelt talajokban. In: *Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésének talajtani és agrokémiai kérdései*. (Szerk.: BENESÓCZKINÉ J. & BAKODINÉ K.) 151–159. MÉM NAK. Budapest.
- SZILI-KOVÁCS T., 1985. A szennyvíziszap elhelyezés talajmikrobiológiai problémái. *Agrokémia és Talajtan*. **34**. 486–493.
- SZLÁVIK I., OLÁH J. & SZÖNYI I., 1984. Települési szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezése és hasznosítása. *VIZDOK*. VMGT-148. Budapest.
- TAMÁS J. & FILEP GY., 1995. Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. *Agrokémia és Talajtan*. **44**. 419–427.
- URI, ZS., SIMON, L. & KOVÁCS, B., 2003a. Heavy metal concentration in rye grown in soil treated with three different municipal sewage sludges from Eastern Hungary. In: *Proc. 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, June 15–19, 2003. Scientific Programs I. SP03p-Trace Elements in the Food Chain. Vol. 1. 300–301. Uppsala, Sweden.
- URI ZS., SIMON L. & KOVÁCS B., 2003b. Szudánifű nehézfém-akkumulációjának vizsgálata szennyvíziszapokkal kezelt talajból. In: *Mikroelemek a táplálékláncban*. (Szerk.: SIMON L. & SZILÁGYI M.) 290–300. Bessenyei György Könyvkiadó. Nyiregyháza.

VERMES L., 2003. Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Kertészettudományi Kar Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék. Budapest.

Érkezett: 2005. június 1.

Effect of Variously Pre-treated Municipal Sewage Sludges on the Microbe Composition and Enzyme Activity of the Soil

¹ZS. URI, ²E. LUKÁCS-VERES, ²J. KÁTAI and ¹L. SIMON

¹Department of Land and Environmental Management, College of Nyíregyháza, Nyíregyháza and

²Department of Soil Science, University of Debrecen, Debrecen (Hungary)

Summary

The soil microbiological effects of three municipal sewage sludges from East Hungarian cities were studied in a pot experiment. Sewage sludge from Nyíregyháza was composted with wheat straw, sewage sludge from Debrecen was anaerobically digested, and granulated sewage sludge from Miskolc was matured with rhyolite tuff and carbide lime. Fodder pea was cultivated in brown forest soil cultures, which were untreated (control) or amended with 10% or 15% sewage sludge.

A close relationship was found between the sewage sludge treatments and the number and activity of soil microbes. For all the sewage sludges at all three sampling times the total numbers of bacteria and microscopic fungi (CFU) were either significantly enhanced or no changes were detected. The application of sewage sludge enhanced the activity of urease, dehydrogenase and cellulase, while the activity of phosphatase was not influenced. This beneficial effect can presumably be attributed to materials present in sewage sludge that stimulate the proliferation of soil microbes and the activity of enzymes.

All the municipal sewage sludges had a positive influence on the total number of microbes and on the activity of enzymes in the soil, but their effects differed slightly from each other. The most beneficial effect was exhibited by the digested, dehydrated sewage sludge from Debrecen. The sewage sludge from Nyíregyháza (which was composted after digestion) and Miskolc (which was granulated and mixed with minerals and matured) had similar, somewhat less beneficial effects on these parameters. The most effective procedure for sewage sludge stabilization, from the point of view of agricultural utilization, was anaerobic digestion.

When appropriately applied in agriculture, the sewage sludges studied here may have a positive influence on the biological activity of the soil, having a beneficial effect on the dynamics of the nutrient cycle and enhancing soil fertility.

Table 1. Effect of municipal sewage sludge on the quantity of soil microorganisms (pot experiment, Nyíregyháza, 2003). (1) Treatment (ratio of sewage sludge mixed with the soil, %). a) Control. b) Municipal sewage sludge from Nyíregyháza. c) Municipal sewage sludge from Debrecen. d) Municipal sewage sludge from Miskolc. (2) Total number of bacteria (CFU). (3) Number of microscopic fungi (CFU). A. After the harvest of the previous crop. B. Two weeks after the application of the sludge. C. At the harvest of fodder pea. *Note:* Values designated by different letters are significantly different at $P < 0.05$. $n = 4$. Abbreviations: sz.i.= sewage sludge

Table 2. Effect of municipal sewage sludge on the soil enzymatic activity (pot experiment, Nyíregyháza, 2003). (1) Treatment (ratio of sewage sludge mixed with the soil, %). a) Control. b) Municipal sewage sludge from Nyíregyháza. c) Municipal sewage sludge from Debrecen. d) Municipal sewage sludge from Miskolc. (2) Phosphatase

activity, P_2O_5 mg/100g/2 h. (3) Urease activity, NH_4-N mg/100g/24 h. (4) Dehydrogenase activity, INTF $\mu\text{g/g/2h}$. (5) CM-cellulose activity, glucose $\mu\text{g/g24h}$. A. After the harvest of the previous crop. B. Two weeks after the application of sludge. C. At the harvest of fodder pea. *Note:* Values designated by different letters are significantly different at $P<0.05$. $n = 4$. Abbreviations: sz.i.= sewage sludge.