



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

**KOMMUNÁLIS SZENNYVÍZISZAP KOMPOSZT  
MEZŐGAZDASÁGI HASZNOSÍTÁSÁNAK  
ÉRTÉKELÉSE TARTAMKÍSÉRLETBEN**

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

DOI: 10.54598/001540

TOMÓCSIK ATTILA

Gödöllő

2021

## **A doktori iskola**

**megnevezése:** Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezettudományi  
Doktori Iskola

**tudományága:** Környezettudomány

**vezetője:** Csákiné Dr. Michéli Erika

egyetemi tanár

MATE, Szent István Campus,

Környezettudományi Intézet

**Témavezető:** Dr. Füleky György †

professzor emeritus

MATE, Szent István Campus,

Környezettudományi Intézet

---

Az iskolavezető jóváhagyása

---

A témavezető jóváhagyása

## Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS .....	5
2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS .....	8
2.1. A szennyvíziszap keletkezése, mennyisége és minősége.....	8
2.2. Szennyvíziszap kezelési eljárások .....	10
2.2.1. A komposztálás kémiája és mikrobiológiája .....	12
2.2.2. A komposzt adalékanyagai.....	16
2.2.3. Komposztálási rendszerek és módszerek .....	16
2.2.4. A komposztok tápanyag szolgáltató képessége.....	19
2.2.5. A komposztok kedvező hatása a talajokra .....	20
2.2.6. A komposztok kedvezőtlen hatása a talajokra.....	21
2.3. A komposztban előforduló potenciálisan toxikus elemek és hatásaik .....	22
2.3.1. A cink .....	23
2.3.2. A réz .....	23
2.4. Szennyvíziszapok, szennyvíziszap komposztok és komposztált ipari melléktermékek elhelyezése és hasznosítása.....	23
2.4.1. Szántóföldi elhelyezés .....	25
2.4.2. Talajjavítást célzó elhelyezés .....	27
2.4.3. Egyéb hasznosítási lehetőségek.....	27
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	29
3.1. A kísérlet elrendezése.....	29
3.2. A kísérleti terület talaja .....	30
3.3. Kísérletben alkalmazott tesztnövények .....	32
3.4. A kísérleti terület éghajlati viszonyai a vizsgált időszakban.....	33
3.5. A nyíregyházi szennyvíztisztító Komposztáló Telepén működő technológia leírása.....	34
3.6. A komposztkeverék vizsgálati paraméterei.....	36
3.7. Mintavételek módszere és időpontjai .....	36
3.8. Talaj- és növénymintákból elvégzett vizsgálatok.....	37
3.9. Alkalmazott statisztikai módszerek .....	37
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	38
4.1. Talaj kémhatásának változása 2007-2013 között.....	38
4.2. A talaj szerves-anyag tartalom alakulása 2007-2013 között .....	41

4.3. A talaj felvehető foszfor tartalom alakulása 2007-2013 között.....	43
4.4. A talaj felvehető kálium tartalom alakulása 2007-2013 között.....	45
4.5. A talajban mért összes és felvehető Cu és Zn elemtartalom változása 2007-2013-között.....	46
4.6. A tesztnövényekben mért Cu és Zn mennyiségének változása 2007-2013 között .....	52
4.7. A tesztnövények termésmennyiségének változása 2007-2013 között.....	56
4.8. Termésmennyiség és a vizsgált talajkémiai tulajdonságok közötti összefüggések alakulása 2007-2013 között.....	59
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	65
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	67
7. ÖSSZEFOGLALÁS .....	69
8. SUMMARY .....	72
IRODALOMJEGYZÉK.....	75
1. Melléklet.....	89
Statisztikai táblázatok.....	89
KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS.....	93

## 1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

*„Amint tudjuk, a legtermészetesebb és legjobb alakban történő tápanyag visszapótlás a növények az istállótrágyában történő visszapótlás... az istállótrágya után közvetlenül, mint legértékesebb és legtermészetesebb trágya következik a komposzt- vagy szemét-trágya”*

*(Anonim)*

A hazai tápanyagutánpótlás szintje messze elmarad a '70-80-as évekhez képest. Jelenleg 110-120 kg/ha tápanyag kerül ki átlagosan hazánkban a megművelt területekre. Ez hozzájárul a talajok tápanyagtartalmának csökkenéséhez, ezt még inkább fokozza az input anyag árak fokozatos emelkedése, így a gazdálkodók nagy többsége jórészt, csak egyoldalú, beszűkült tápanyag kijuttatást (elsősorban nitrogén) végez. A drasztikusan lecsökkent állatállománnyal, a szervestrágyázás is jelentősen visszaesett, ez pedig számos káros folyamatot indított el a talajokon. Az intenzív művelésnek köszönhetően talajaink szervesanyag-tartalma fokozatosan csökken (KOVÁCS, és CSATHÓ, 2005).

Európában Magyarországot a talajainak adottságainak tekintetében előkelő helyen tartják számon, habár ezek jelentős része a jobb és nagyobb termés érdekében javításra szorul. A gazdálkodásba vont területeink harmada tartozik a jó, negyede a közepes és majdnem fele a rossz vagy kedvezőtlen vízgazdálkodási kategóriába VÁRALLYAY (2001) besorolása szerint. A legutolsó kategóriába sorolhatók a nyírségi tájra jellemző, kis szervesanyag-tartalmú, sekély termőrétegű homok- és barna erdőtalajok is (VÁRALLYAY, 1984).

A homok fizikai féleséggel rendelkező talajok termőképessége igen csekély, valamint ásványi anyagokban és szerves kolloidokban is szegények (VÁRALLYAY, 1984; SMITH, 1996). A biztonságos jövedelmezőség elérése érdekében tájfajtákat használva, a megfelelő munkaműveleteket alkalmazva és a tervezetten történő szerves-anyag tartalmú tápanyag-utánpótló anyagokat kijuttatva biztosítható a termelés az ilyen típusú talajokon. A bevált mezőgazdasági gyakorlat szerint trágya alkalmazásával (pl. istállótrágya vagy növényi komposzt), valamint különböző szerves anyagból készített, eltérő összetételű szennyvíziszap komposzttal javíthatjuk a talaj tápanyag tartalmát (CHANDRA et al., 2009; ZINATI et al., 2001) és növelhetjük kolloidtartalmát is (ADANI et al., 2009).

A szennyvíztisztítás folyamata során keletkező szennyvíziszapok biztonságos, környezetre veszélytelen ártalmatlanítása ma is megoldásra váró fontos feladat (PAP ÉS PARNÉ, 1984; BARNA, 1998; GARDNER, 1998; BIAŁOBRZEWSKI et al., 2015; KULIKOWSKA, 2016). A szennyvíziszap komposztálással történő hasznosítása és ártalmatlanítása egyik lehetséges megoldása az előbbieken említett „problémának” (CHEN et al., 2014).

A szennyvíziszapot is tartalmazó komposztok pozitív hatását erősítő tapasztalatok mellett többéves iszaphasznosítási kísérletek igazolják a szennyvíziszap trágyázó hatását, amelyekben a növények is kedvezően reagáltak az iszapkezelésre. Az iszap talajra gyakorolt kedvező hatásai a talaj szervesanyag-tartalmának növelése, a talaj termékenységének, tápanyag-szolgáltató képességének és mikrobiológiai aktivitásának növelése, ami komplex trágyázó hatást jelent (VERMES, 1998; OTOBANG et al., 1997). A fentebb leírtak alapján leszögezhetjük, hogy a kommunális szennyvíziszap komposzt mezőgazdaságban történő körütekintő, megfelelő felhasználás esetén javítja a talajok kémiai tulajdonságait úgy, hogy nem károsítja a talajt, a termesztett növényeket és az élővilágot.

A szennyvíziszapok és a szennyvíziszapot is tartalmazó komposztok azonban negatív hatással is lehetnek. Alkalmazásuk esetén elsősorban az iszaphól származó potenciálisan toxikus elemek megjelenése révén, illetve tartós használatuk esetén ezen elemek feldúsulásával a talajban és a növényi felvétellel a táplálékláncba kerülve számolhatunk negatív hatásokkal (VERMES, 1998).

Az előbbi feltevések igazolására és a felhasználó gazdálkodókban felmerülő kétségek eloszlatására fontos a szennyvíziszap komposztok hosszú távú vizsgálata. Amennyiben az eredmények igazolják, a szennyvíziszap komposzt pozitív hatását a talaj kémiai tulajdonságaira és a termesztett növények minőségi paramétereire, abban az esetben nyugodtan alkalmazhatják / alkalmazhatjuk ezeket a készítményeket a talajainkból hiányzó makro-, és mikroelemek és legfőbbképpen a hiányzó szerves anyag utánpótlására.

Munkámat a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézetében Magyarországon egyedülálló módon a komposztált szennyvíziszapra, mint táp- és szervesanyag-forrásra alapozott tartamkísérletben folytattam, ahol a szennyvíziszap komposzt tartamhatására vonatkozó kérdéseket elemeztem. Szántóföldi felhasználás

során a szennyvíziszap komposzt, talajra és növényekre gyakorolt hatást tanulmányoztam.

Dolgozatom megírásával a következő kérdésekre kerestem a válaszokat:

- A több éven keresztül alkalmazott kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt kezelés milyen mértékben befolyásolja az alkalmazott tesztnövények termésmennyiségét.
- Szántóföldi parcellakísérletben a vizsgált talajkémiai tulajdonságok közül a hosszú távú komposzt kezelés hogyan hat ezen paraméterekre.
- A szennyvíziszap komposzt kezelés miként befolyásolja a talajkémiai tulajdonságok és a tesztnövények terméseredményei közötti kapcsolatot.
- A talajra gyakorolt hatása mellett milyen hatással van a rendszeres komposzt kijuttatás a növények elemtartalmára.

## 2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az irodalmi feldolgozás folyamán bemutatom a szennyvíziszap keletkezését és kezelésének módjait. Kitérek a komposztálás folyamatának ismertetésére, a komposztálás adalékanyagaira és a komposzt talajra gyakorolt kedvező és kedvezőtlen hatásainak ismertetésére. Áttekintem a komposztban található potenciálisan toxikus elemek előfordulását a természetben és a komposztokban és azok élővilágra gyakorolt hatását. Ismertetem a szennyvíziszap és szennyvíziszap komposzt elhelyezését és hasznosítását. Bemutatom a komposzt minősítésének jelenlegi hazai helyzetét.

### *2.1. A szennyvíziszap keletkezése, mennyisége és minősége*

A megnövekedett vízfelhasználás egyenes következménye a településeken a nagy mennyiségben keletkező szennyvíz (évi 100-150 ezer tonna a KSH adatai alapján), amely a szakszerű elvezetés és a szükséges tisztítás hiányában az ember egészségét, gazdasági tevékenységét és a környezetet egyaránt veszélyezteti. STEFANOVICS (1975) szerint a nagyobb mennyiségben jelentkező szennyvizet nem lehet egyszerűen tisztítás nélkül a folyókba és a tavakba visszavezetni, mert azok már nem képesek megbirkózni az ilyen mennyiségű és koncentrált szennyezésekkel.

Az Európai Unió csatlakozásunk után a szigorodó jogszabályok eredményeként a víz- és szennyvízhálózat kiépítettsége nagymértékben felgyorsult. 2012-ben a települések 58 %-ában épült ki a csatornahálózat (forrás: I<sub>1</sub>). Magyarországon a szennyvízes fejlesztések irányát a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési- és Tisztítás Megvalósítási Program határozta meg. A programban 2000 lakosegyenérték (LE) fölötti szennyvízelvezetési agglomerációk szerepeltek. Ennek keretében Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében a szennyvízközmű ellátottság 2015 év végére 81 %-os, ami kb. 6 %-os elmaradottságot jelent az országos átlaghoz képest. Azonban a lakosság több mint 25 %-át érintő, 2000 LE alatti települések szennyvízkezelése továbbra is megoldásra váró probléma (VERES, 2015).

A szennyvíziszap a szennyvíztisztítás mellékterméke. A tisztítás során elválasztott iszapok mennyisége a korszerű szennyvíztisztító telepek esetében a szennyvíz térfogatának 0,5-1,0 %-a (KOC SIS, 2005). Az előülepítőből származó nyersiszap 92-95 % nedvességtartalmú, a fölös eleveniszap nedvességtartalma pedig 96,5-98,0 % (TUROVSZKIJ, 1980). Rothasztást és víztelenítést követően szárazanyag-tartalmuk



(6-12 %) jelentősen növekszik, szerves-anyag tartalma 30-60 % között mozog (FYTILI ÉS ZABANIOTOU, 2008). Korábban az iszap túlnyomó részét lerakóban helyezték el, azonban az érvényes környezetvédelmi előírások a lerakást szigorúbban szabályozzák. Magyarországon jelenleg a keletkező szennyvíziszapok mindössze 2 %-át deponálják, 98 %-át hasznosítják, melynek megoszlása a következőképpen alakul: 46 %-ot rekultivációra, 38 %-ot mezőgazdasági célokra, 5 %-ot energetikai célokra, és 9 %-ot egyéb célokra használnak (SIMON és VINCZE, 2015). A szennyvíziszapok felhasználása Európában 2008-as adatok alapján a következőképpen alakul: 40 %-át kerül hulladéklerakóra, 37 %-át mezőgazdasági területeken hasznosítják, 11 %-át égetik és 12 % kerül más területen (pl. erdészet, talajjavítás) hasznosításra (FYTILI és ZABANIOTOU, 2008)

Az iszap rendszerint „folyadék” vagy „félig folyadék” állapotú és szárazanyag-tartalma a tisztítás folyamataitól függ. Az eltávolításra kerülő szilárd anyagok közül az iszap messze a legnagyobb térfogatú, így kezelése, elhelyezése az üzemeltető számára az egyik legkomplexebb feladat (ÖLLŐS, 1995).

A szennyvíztisztító telepek biológiai tisztító részegységében keletkező szennyvíziszap mennyiségét úgy határozhatjuk meg, hogy az éves vagy a napi szennyvízmennyiség századrészét tekintjük alapnak a megfelelő folyékony iszapmennyiségnek, átlagosan 2%-os szárazanyag-tartalommal.

A növényi makrotápanyagok közül a nedves iszapok a szárazanyag néhány százalékát kitevő mennyiségben tartalmaznak nitrogént és foszfort, míg káliumban viszonylag szegények. Az előbbieken felsorolt tápelemek (N-, P-, K) összmennyisége a szennyvíziszapban átlagosan a szárazanyag 5 %-a körül mozog.

Mivel a szennyvízből az ülepítéssel eltávolítható anyagok az iszapban koncentrálnak, a hasznos anyagok mellett káros hatású, toxikus vegyületek is előfordulnak. Ezek mennyisége akkor érhet el veszélyes mértéket, ha a háztartási jellegű szennyvizekhez túl sok, hasznosításra egyébként alkalmatlan mennyiségű ipari szennyvíz keveredik, vagy ha az ipari szennyvizek előzetes kezelése nem történt meg a közcsetornába vezetés kívánalmai szerint.

Bakteriológiai szempontból a szennyvíziszapok koncentráltan tartalmazzák mindazokat a mikrobiális szervezeteket, amelyeket az a szennyvíz is tartalmazott, amelyből származnak. A települési szennyvizek iszapjában a grammonként

kimutatott össz csíraszám rendszerint milliós-tízmilliós nagyságrendet ér el, a coli-szám tíz- és százezres nagyságrendű, a streptococcusok, valamint a clostridiumok ezres és tízezres értékekkel fordulnak elő, és mindig kimutathatók belőle szalmonellák, protozoák és más patogén szervezetek.

Az iszap halmazállapota, pontosabban nedvességtartalma is fontos tényező, bár nem alapvető, hiszen a beltartalom lényegében a szárazanyaghoz kötődik. A szennyvíztisztító üzem tervezési és kivitelezés folyamatának azonban mégis meghatározója, hogy milyen halmazállapotú (folyékony, földszerű, illetve granulált állapot) az anyag, hisz ez befolyásolja az iszap tárolhatóságát, szállíthatóságát és kiadagolhatóságát, valamint ezek eszköz- és géprendszerét (VERMES, 1998).

## ***2.2. Szennyvíziszap kezelési eljárások***

A keletkező szennyvíziszapok tulajdonságai illetve környezetvédelmi, közegészségügyi problémái szorosan összefüggenek a kezelés módszerével. A teljes szennyvíztisztítási technológia legkritikusabb tényezője a keletkezett iszap elhelyezése és hasznosítása (JUHÁSZ, 1990).

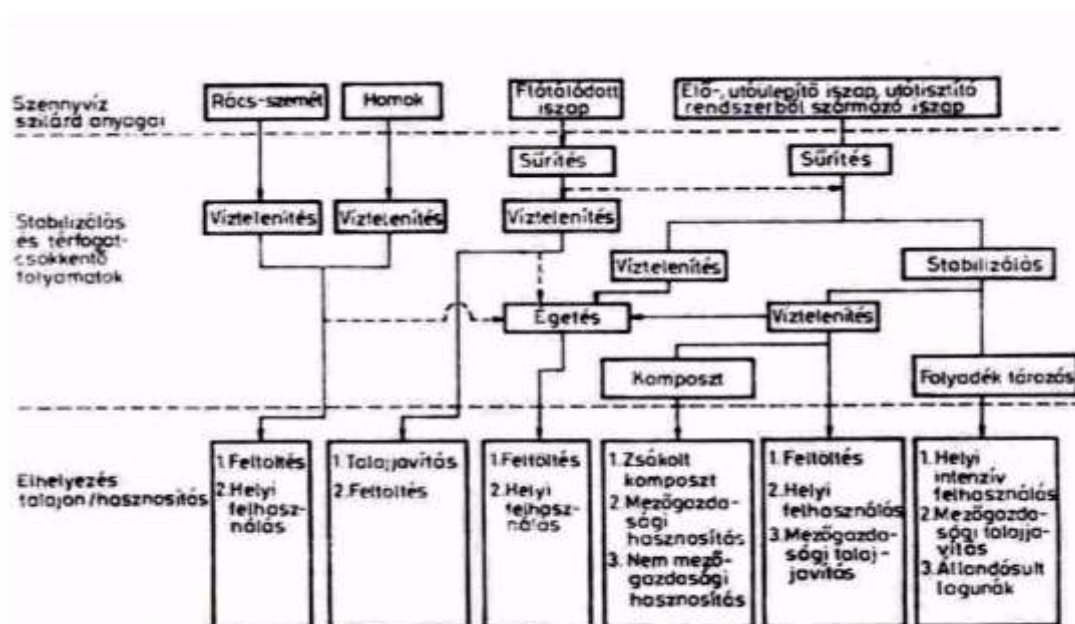
A szennyvíztisztítási módszerek meghatározása során mindig figyelemmel kell lenni a szennyvíziszap elhelyezésére. A kezelési technológia milyensége a folyamat legkritikusabb részétől, azaz az elhelyezés, illetőleg, a hasznosítás módjától, valamint az érkező szennyvíz összetételétől függ (*1. ábra*).

A szennyvíziszap kezelés célja az anyag nedvességtartalmának csökkentése, bűz, szagártalom, fertőzőképesség csökkentése, illetve megszüntetése.

A szennyvíziszap minősége jellemző az adott településre, leginkább a tisztítási technológiára, s így településenként változhat. Ezek a tényezők befolyásolják a későbbi felhasználási módot. A tisztítási technológiák hatásfokának javítása, illetve a fokozatok számának emelkedése általában az iszap mennyiségének növekedéséhez is vezet (TAMÁS, 1998; BARÓTFI, 2000).

Az iszapkezelés és elhelyezés fontosabb eljárásai:

- iszapstabilizálás,
- iszapsűrítés,
- kondicionálás,
- iszap fertőtlenítése,
- víztelenítés,
- szárítás,
- komposztálás,
- szállítás, deponálás (METCALF et al., 2013; WÓJTOVIC et al., 2013).



1. ábra. A szennyvíziszapok kezelésének és elhelyezhetőségének technológiai áttekintése (TAMÁS, 1998).

### Az iszapstabilizálás

Az előülepítő fenekéről és felszínéről eltávolított lebegő iszap (uszadék) kb. 5 % szárazanyag és 95 % víztartalmú. Szaganyagokat bocsát ki. Nyersiszapként ismert.

Az iszapstabilizálás anaerob vagy aerob folyamatok révén játszódhat le. Mindkét rendszerre jellemző, hogy a baktériumok az iszapot a kezelés, illetve a végső elhelyezés előtt tovább stabilizálják, egyszerűbb formákká alakítják (ÖLLŐS, 1995; TAMÁS, 1998; BARÓTFI, 2000).

## **Az iszapsűrítés**

A sűrítés célja a kezelendő iszap mennyiségének csökkentése a felesleges víz eltávolításával (gravitációs szűrés, centrifugálás, stb.).

A sűrítés technológiai elemeinek csoportosítása:

- Gravitációs sűrítés
- Flotációs sűrítés
- Dinamikai sűrítés

A gyakorlatban a gravitációs és a flotációs sűrítőket alkalmazzák, míg a többi technológiai elem csak speciális esetekben kerül előtérbe (TAMÁS, 1998; BARÓTFI, 2000).

## **A kondicionálás**

A kondicionálás célja az iszap víztelenítési sajátosságainak kedvezővé tétele. A kondicionálás tehát az iszap víztelenítése, transzportja, elhelyezése, hasznosítása előtti előkezelése. Ez a folyamat legtöbbször hőkezeléssel (pasztörözés) valósítható meg. A kondicionálás másik módja az anaerob (levegőtől elzárt) rothasztás, amely során a szerves anyagok metánná ( $\text{CH}_4$ ) és szén-dioxiddá ( $\text{CO}_2$ ) alakulnak. Az így kapott metángáz (biogáz) megfelelő átalakítás után energiává (villamos, hő) alakítható (BARÓTFI 2000).

## **A szennyvíziszapok fertőtlenítése**

A megnövekedett mennyiségű szennyvíziszap kezelésének, tárolásának és ártalommentes elhelyezésének kapcsán minduntalan felmerül az iszapfertőtlenítés kérdése. A kommunális szennyvíziszapok közegészségügyi-járványügyi jelentőségét a toxikus nehézfém-tartalom mellett annak nagy mikrobiológiai szennyezettsége, tehát fertőző tulajdonsága adja meg. A kommunális szennyvíziszapot tehát fertőző anyagnak kell tekinteni (SZLÁVIK et al., 1984; BARÓTFI, 2000).

### ***2.2.1. A komposztálás kémiája és mikrobiológiája***

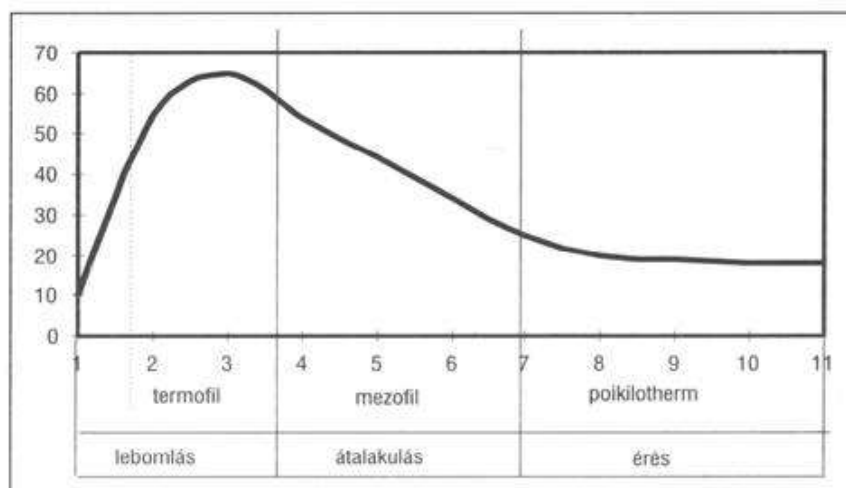
A hulladékok ártalmatlanítására vagy azok hasznosítására alkalmazhatjuk a komposztálás módszerét. A folyamat során a magas szervesanyag-tartalmú hulladékok aerob mikroorganizmusok segítségével, hőtermelés közben lebomlanak, átalakulnak (KERÉNYI, 1990; DUNST, 1991). A legváltozatosabb helyekről

származó szerves anyagok komposztálhatóak, ezzel egy időben környezetkímélő módon újrahasznosíthatóak a komposztálással. Az ezen folyamat végeredményeképpen keletkező anyag alkalmas a talaj tápanyag szolgáltató képességének megőrzésére és javítására (POSTA, 2017). A komposztálódási folyamat alatt a szerves anyagok lebomlanak egyszerű alapvegyületeikre (széndioxidra, szulfátra, nitrátra és vízre) az ott jelenlévő mikro- és makro organizmusok közreműködésével. A nem ásványosodott szerves anyagokból humusz anyagok keletkeznek e folyamat során (ALEKSZA és DÉR, 1988).

A legfontosabb tényezők, amelyek hatással vannak a komposztálás folyamatára a következők: a komposztálandó szerves anyag C/N aránya, a nedvességtartalom, az oxigén ellátottság, a kémhatás, a hőmérséklet és az esetlegesen előforduló potenciálisan toxikus elemek (ALEKSZA és DÉR, 2001; EPSTEIN, 1997; KOCSIS, 2005).

A komposztálás alatt a folyamat lezajlásához az optimális C/N arány 25-35:1. Amennyiben szűkebb a C/N aránya, akkor a nitrogén ammónia formájában távozik el a rendszerből. Amikor tágabb a C/N aránya, ekkor a szerves anyag bomlása nehezen indul be (ALEKSZA és DÉR, 2001; KOCSIS, 2005). A komposzt nedvességtartalma nagymértékben hat a komposztálódás mikrobiológiai aktivitására, ezen keresztül befolyásolja a komposzt hőmérsékletét, a lebontás sebességét és a mikrobiális közösséget (EPSTEIN, 1997). A túl száraz komposzt halomban (40% alatti nedvességtartalom esetében) korlátozódik a mikróbák aktivitása. A túl nedves viszonyok között (60% nedvességtartalom felett) pedig anaerob viszonyok alakulhatnak ki (ALEKSZA és DÉR, 2001). A komposzt halom szélén aerob jelenséget, a belsejében anaerob jelenséget tapasztalhatunk, e két jelenségnek egyensúlyban kell lennie az érés folyamata alatt, amelyről a megfelelő időben végzett levegőztetés és az esetlegesen elvégzett nedvesítéssel gondoskodhatunk (FORRÓ, 1998).

A komposzt érés aerob körülmények között egy exoterm folyamat, mely során hő szabadul fel és távozik a szabadba. A komposzt összeállításától az érési fázisok végéig változó hőmérsékleti viszonyok alakulnak ki a komposzt prizmákban. Ezen hőmérsékleti változások alapján a 2. ábrán bemutatott szakaszokra oszthatjuk a komposztálódás folyamatát.



2. ábra. A hőmérséklet változása a komposztálás során (ALEKSZA és DÉR, 2001).

Az első szakaszban az úgynevezett *bevezető szakaszban* az életkörülményeiknek legmegfelelőbb körülmények közé kerülő mikroorganizmusok intenzíven szaporodni kezdenek. Ebben a fázisban bekövetkezik a könnyen lebomló fehérjék és szénhidrátok feltáródása. Ekkor rövid idő alatt gyorsan emelkedik a prizmák hőmérséklete, általában 40 °C-ig. Eddig az értékig nevezzük így a komposztálódás ezen szakaszát. A hőmérséklet a mikroorganizmusok fokozott anyagcseréjének hatására gyorsan termofil (40 °C felett) tartományba kerül. Ez a szakasz a prizmák összeállítása után optimális esetben néhány óra leforgása alatt bekövetkezik. Az irodalmi feldolgozásokban a szerzők gyakran nem is említik ezt a szakaszt.

A második szakaszban (*lebomlási vagy termofil szakasz*) a szervesanyag lebontásáért felelős mikroorganizmusok működése következtében folyamatosan emelkedik a komposzt prizmák hőmérséklete. A mezofil szervezetek száma még az életfolyamataiknak megfelelő 45 °C-ig növekszik, majd ezen hőmérséklet felett létszámuk csökkenni kezd, és ezzel egy időben a folyamatban átveszik helyüket a termofil mikroorganizmusok. Hőmérsékleti optimumuk 50-55 °C között található, de vannak fajok, amelyek még 75 °C-on is jól érzik magukat. A meghatározóan egy hétig terjedő szakaszban a nehezen lebomló cellulóz és hemicellulóz bontása is megkezdődik. Magas (75 °C felett) hőmérsékletet meghaladó tartományban, már nem zajlanak a biológiai folyamatok, ekkor csak a kémiai- autooxidatív és pirolitikus- folyamatok zajlanak a komposzt prizmában. Ebben a szakaszban a kétféle hőmérsékleti tartományban működő (mezofil és termofil) mikroorganizmusok kapcsolatban vannak egymással, miszerint a mezofilek életfolyamataik alatt képződő hőmennyisége szolgáltatja a termofil flóra számára szükséges hőenergiát. Ezt a

kapcsolatot nevezzük más néven metabiózissnak. Nem elhanyagolható módon a mezofil mikroorganizmusok az életfolyamataik alatt a termofil mikroorganizmusok részére kedvezőbb tápanyag hozzáférést tesznek lehetővé.

A harmadik szakasz (*átalakulási szakasz*), több héten keresztül is tarthat. Ebben a fázisban a hőmérséklet nagymértékű csökkenését tapasztalhatjuk és ebben a fázisban a mikroorganizmusok megkezdik a lignin bontását. Ezen folyamatok alatt mono-, di-, és trifenol vegyületek képződnek. Ezen vegyületek egyesüléséből keletkeznek a humuszanyagok.

A komposztálódási folyamat utolsó szakasza a *felépülési szakasz*. Ez az érési fázis, ahol a prizma hőmérséklete csökkenést mutat. Ebben a periódusban a szerves anyag humifikálódása a jellemző, amelytől elnyeri sötét színét a komposzt és jelentős sugárgomba szám növekedést is tapasztalhatunk, ami a komposztérettség jelzésére is szolgálhat. A pszikrofil baktériumok és penészgombák életfolyamataiknak megfelelő hőmérsékleti értéke a 15-20 °C közötti tartomány (ALEKSZA és DÉR, 2001).

Magyarországon számos szennyvíztisztító telepen a kirohasztott szennyvíziszapot komposztálják és ezután hasznosítják. Gyöngyösön a 24%-os szárazanyag tartalmú rohasztott szennyvíziszapot városi zöldhulladékkal komposztálják együtt, levegőztetett technológia segítségével (BAKI et al., 2013). Győr városában az ugyancsak rohasztott szennyvíziszapot a nyári időszakban keletkező zöld hulladékkal együtt komposztálják (JUHÁSZ, 2011). Nyíregyházán a víztelenített, rohasztott iszapot szalmával, bentonittal és riolittal együtt komposztálják, melyet Nyírkomposzt néven engedélyezett terméként értékesítenek (I<sub>2</sub>). Sopronban a Szennyvíztisztító Telepen képződő rohasztott iszapot fa apríték hozzáadásával (JUHÁSZ, 2011) és repceszalmával keverik, majd zártkamrás, levegőztetett gyorskomposztálási technológiával kezelik (BAKI et al., 2013). Székesfehérváron korábban a víztelenített rohasztott iszapot szalmával keverve komposztálták (JUHÁSZ, 2011). A Kecskeméti Szennyvíztisztító Telepen a kirohasztott szennyvíziszapból (33%) és fűrészporból, faaprítékból (67%) készült komposzt Hírös Komposzt néven rendelkezik korlátozásmentesen felhasználható terménynövelő anyag engedéllyel (I<sub>3</sub>). A komlói rohasztott szennyvíziszapból "Biomass Super Mikrokomplex Komló" nevű komposzt készül, amely 15% fahamut is tartalmaz (I<sub>4</sub>).

### ***2.2.2. A komposzt adalékanyagai***

A komposztálódási folyamatok optimális lefolyásához a minimális porozitás 30 térfogat %. A komposztok összeállítása során fontos az aerob viszonyok eléréséhez szükséges szerkezetjavító anyagok (szalma, fanyesedék, repce és kukoricaszár, stb.) alkalmazása. Ezen anyagok hozzájárulnak a komposzt halom légátjárhatóságához (ALEKSZA és DÉR, 1998; KOCSIS, 2005).

### ***2.2.3. Komposztálási rendszerek és módszerek***

A dolgozatom ezen fejezetében a különböző komposztálási rendszereket mutatom be röviden. Az osztályzás legfőbb szempontja a komposztálás és a környezet egymáshoz való viszonya.

#### ***a.) Nyitott rendszerek***

##### ***a.) 1. Passzív komposztálás***

Műszakilag a legkevesebb elemből álló rendszer. Optimálisan a tág C/N arányú növényi hulladékok komposztálására alkalmazható, ahol a kiindulási anyagok stabilak és nem rothadnak. A komposztálási folyamat során a prizma összeállításán kívül egyéb nem történik. Az érési idő folyamán, egy, legfeljebb két alkalommal a statikus prizmákat átforgatják, szükség esetén nedvesítik, de maga a folyamat passzív jellege nem változik. A prizma oxigénnel történő ellátása a pórusokon keresztül diffúzió útján történik. A komposztálódási időtartam a nyersanyagoktól, a prizma méretétől, annak nedvesség tartamától, illetve a környezeti hőmérséklettől függően 6 hónap és 3 év között változik. A passzív komposztálás igen lassú, nagy helyigényű eljárás, viszont alacsony a munkaerő és gépesítési igénye (ALEKSZA et al. 2005; CŐKE, 2011)

##### ***a.) 2. Prizma komposztálás***

A komposztprizmákat háromszög vagy trapéz keresztmetszetű alakra rakják, és megállapított rendszerességgel átforgatják. Ezzel a művelettel keverik és homogenizálják az anyagot és így biztosítják az aerob feltételeket, a keletkező hő, a vízgőz és a gázok eltávolítását. Az optimális prizmaméretnél jó néhány meghatározó tényezőt sorolhatunk fel, ilyen a szubsztrát összetétele, a nedvességtartalom, a levegőztetés, gázcsere és nem utolsósorban a forgatógép mérete.



A komposztálódási folyamat (amennyiben a feltételek kedvezőek) 8-10 hét alatt lezajlik, ekkor a komposztálható szerves anyag megfelelő minőségű komposzttá alakul át. Ehhez szükséges az intenzív mikrobiális tevékenység, amihez biztosítani kell az 50 százalék körüli nedvességtartalmat, a megfelelő szemcseösszetételt és az elméletben meghatározott optimális prizma méretet (3 m széles és 1,5 m magas). Ezen méretnél a komposztprizma közepén sem lesz magas talajra eső nyomás, így megmarad a megfelelő porozitás.

### ***a.) 3. Levegőztetett prizmakomposztálás***

A komposztprizmán belül élő aerob mikroorganizmusoknak az életműködésükhöz állandó szinten kell tartani az oxigén mennyiségét. Ezen elv alapján alakították ki a levegőztetett prizmakomposztálás (ASP- Aerated static pile) elméletét. A szükséges levegő bejuttatása többféle módszerrel történhet. A leggyakoribb megoldás perforált merev csövek beágyazása, vagy levegőztető csatornák besüllyesztése a komposztprizmába. Ezekon keresztül a levegőt egy ventilátor vagy egy pumpa juttatja be, így a komposztálás folyamata percről-percre szabályozhatóvá válik. A befűjt levegő mennyiségének meghatározásához monitorozni szükséges a komposztprizma hőmérsékletét és oxigéntartalmát. A levegőztetett prizmakomposztálás során a levegő bejuttatása lehet nyomott vagy szívott rendszerű. A nyomott rendszer használatakor a levegőt a prizmába fűjják és a gázcsere termékek a komposztprizma teljes felületén keresztül távoznak a környezetbe. A szívott rendszer alkalmazásakor a levegő a gázcsere termék elszívásakor keletkezett vákuum hatására jut be a komposztprizma belsejébe. Ebben az esetben a komposztprizmából kiszívott gázokat gázmosó és biofilter beiktatásával tisztítják (ALEKSZA et al. 2005; CSÓKE, 2011).

### ***b.) Zárt komposztálási rendszerek***

#### ***b.) 1. Szemipermeábilis membránnal takart levegőztetett komposztálási rendszerek***

Az előző fejezetben bemutatott levegőztetett komposztálási rendszert továbbfejlesztették, amikor is egy szemipermeábilis membrántakaróval zárttá tették komposztálási rendszert. A mikroorganizmusok oxigénnel történő ellátása fontos eleme ennek a rendszernek, ezt egy aktív levegőztető egység biztosítja. Az érés

folyamán a szükséges levegő mennyiségét a komposztprizma hőmérséklete és oxigéntartalma alapján határozza meg a rendszer. A komposztálás zárt rendszerű megvalósulását egy speciális membrántakaró biztosítja. A takaróanyag légáteresztő képességének  $1,5 - 6,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  érték között kell lennie, a pórus átmérője nem haladhatja meg a  $0,2 \text{ }\mu\text{m}$ -t. A takaróanyag vízgőz áteresztéssel szembeni ellenállása új és használt állapotban sem haladhatja meg a  $19,5 \text{ m}^2 \text{ Pa/W}$  értéket, továbbá ellen kell állnia minimum  $50 \text{ kPa}$  víznyomásnak. A takaróanyag biztosítja a gázcserét a környezet és a prizma belseje között, de a kellemetlen szaganyagokat, a nedvességet és a hőt visszatartja a külvilágtól (ALEKSZA et al. 2005; CŐKE, 2011).

### ***b.) 2. Zárt reaktor terek***

Ennél a komposztálási rendszernél a folyamat egy zárt egységben történik. A zárt reaktor teres rendszerben a következő csoportokat különböztetjük meg: dobkomposztálás, kamrás (box) komposztálás, alagút (tunnel) komposztálás és konténerben történő komposztálás. Az előbbieken felsorolt módszerek az intenzív szakasz időtartamától és az elért komposzt érettségi fokától függően különböznek egymástól. A zárt komposztálási technológiáknak magas a beruházási és üzemeltetési költsége, mivel igen bonyolult és fejlett műszaki megoldásokat találhatunk ezen rendszerekben. Viszont gyakran használják olyan lakott területen, ahol jelentős mennyiségben keletkezik a szerves hulladék, korlátozott a komposztáláshoz szükséges terület és az esetlegesen kellemetlen szaghatást ki akarják zárni (ALEKSZA et al. 2005; CŐKE, 2011).

### ***3. A vermikomposztálás***

A hagyományos komposztálási módszerrel és ahhoz teljesen megegyező költségeket igénylő, viszont mezőgazdasági hasznosítás szempontjából magasabb színvonalú készterméket előállító alternatíva a vermikomposztálás és a vermikomposzt (gilisztahumusz) lehet (KARDOS et al., 2015). Az említett módszer és (vég)terméke a következőkben felsorolt tulajdonságokkal jellemezhető: (1) a hagyományos komposztálási technológia idő intervallumának 50%-a alatt „elkészül” a késztermék (VISVANATHAN et al., 2005). (2) A szemcseméret-eloszlása és szerkezetessége ideálisabb, mint a hagyományos komposzt esetén (DOMINGUEZ et al., 1997), (3) a növények számára fontos makro- és mikro elemeket könnyebben felvehető formában tartalmazza (ATIYEH et al. 2000; NDEGWA és THOMPSON,

2001). (4) Ezen technológia alkalmazásával csökkenthető a szárazanyag növelő adalékanyagok felhasználása (LOEHR et al., 1985). (5) A vermikomposztban jóval aktívabb az enzimek anyagcseréje, mint a hagyományos technológiával készült komposztban (HONG et al., 2011). (6) A vermikomposztban a giliszták bélcsatornájában élő specifikus mikroflóra szintetizáló hatása következtében növényi növekedési hormonhatású (PGR; Plant Growth Regulators) anyagok találhatóak (TOMATI et al., 1988; GRAPELLI et al., 1985; GALLI et al., 1990), (7) magasabb a szintén növényi növekedést serkentő huminsav és humuszanyag tartalma a hagyományos komposzthoz hasonlítva (ARANCON et al., 2006; TICHY és PHUONG, 1975; DAVID et al. 1994). (8) Jelentősen csökken a patogén kórokozók száma a vermikomposztálás folyamata során a konvencionális komposztokban mért értékekhez viszonyítva (EASTMAN et al. 2001; YADAV et al., 2010; SUTHAR, 2010).

#### ***2.2.4. A komposztok tápanyag szolgáltató képessége***

A komposztok kiváló talajjavító és tápanyag-utánpótló készítmények. Azonban ezek a tulajdonságaik nagyban függenek a nyersanyag összetételétől és a komposztálási technológiától. A mezőgazdaságban történő alkalmazhatóságukat, a kiszórható mennyiséget és időpontot jelentősen befolyásolja a komposztok nitrogénszolgáltató képessége, amely a környezetünk védelmében fontos a mai napig (ALEKSZA és FÜLEKY, 2002).

A jelentős tápanyag szolgáltató képességgel bíró szennyvíziszap komposztok alkalmazása során számos növényfajnál figyelték meg a termésmennyiség növekedését. Fás szárú növények közül az Oliva (GASCO ÉS LOBO, 2007) esetében. A szántóföldi növények köréből a lucerna (ANTOLIN et al., 2010), a rizs (SINGH és AGRAWAL, 2010), a kukorica (GROTTO et al., 2015), a búza (KOUTROUBAS et al., 2014; TSADILAS et al., 2014; YKMAZ és TEMIZGÜL, 2014; EID et al., 2019), az árpa (SORIANO-DISLA et al., 2014; (FERNANDEZ et al., 2009), a gyapot és a lóbab (ANTONIADIS et al., 2010; EID et al., 2018) betakarítását követően tapasztaltak terméstöbbletet. A zöldségnövények esetében pozitívan hatott a zöldbab (KUMAR és CHOPRA, 2014), az uborka (EID et al., 2017a; WAQAS et al., 2014), a paradicsom és az édes paprika (HOSSIAN et al., 2010; CASCAD-VELA et al., 2007), a káposzta, a brokkoli és a spenót (ANTONIUS

et al., 2012; TÜRKMEN et al., 2004; KUMAR et al., 2016; EID et al., 2017b) termesztése folyamán a növények termésmennyiségére.

### **2.2.5. A komposztok kedvező hatása a talajokra**

A talaj egy három (illetve, négy) fázisú, polidiszperz rendszer (VÁRALLYAY, 2002b). A talaj a földkéreg felső szilárd burka, a növénytermesztés meghatározó közege. Alapvető tulajdonsága a termékenység, ami azt jelenti, hogy a benne és rajta fejlődő növényeket a megfelelő időpontban és az aktuális fenológiai fázishoz szükséges mennyiségben ellátja vízzel és tápanyaggal (STEFANOVICS et al., 1999). A talajban a megfelelő használat mellett irreverzibilis változások nem következnek be, azonban automatikus megújulása nem megy végbe csak abban az esetben, ha a benne található és a talajt felépítő anyagok körforgása zavartalan (VÁRALLYAY, 1997).

A jó minőségű szennyvíziszap komposzt rendszeres alkalmazásának szükségessége mind a képződés, mind a felhasználás, azaz a növénytermesztés oldalán felmerül. Mivel meg kell oldani az egyre nagyobb mennyiségben képződő kommunális szennyvíziszap elhelyezését, további felhasználását, a szervesanyag-hiányban szenvedő talajok erre kézenfekvő lehetőséget kínálnak (KÁDÁR et al., 2009).

Tenyészedényes kísérletekben a komposzt kezelés hatására javult a talaj szerkezete, kémhatása nőtt, az eredetileg alacsony makroelem tartalom kedvezően változott: a komposzt jelentősen növelte a talaj szerves anyag és felvehető foszfor tartalmát. Mindezek a változások kedvezően hatottak a talaj termékenységére, amit a teszt növények növekedése jól jelzett (TOMÓCSIK et al., 2009).

Egy másik komposzt alkalmazás hatását vizsgáló kísérletben a kapott eredmények alapján javult a talaj tulajdonságai közül a szerves szén-tartalom, a teljes porozitás és a felvehető vízkapacitás. Ugyanezen vizsgálat során jótékony hatású változásokat is megfigyeltek a talaj humuszanyagainak összetételében. Ezeket megerősítette a megnövekedett huminsav tartalom és huminsav/fulvosav arány. A talaj kationcserélő kapacitása és bázistelítettsége is nőtt valamennyi szennyvíziszappal kezelt parcellában (WEBBER et al., 2007).

Egy kilenc éves kísérlet adatértékelése során a RAINER és munkatársai (2008) a következő megállapításokat tették:

- a háromévente kijuttatott 20 t/ha szárazanyag tartalmú komposzt kezelés hatására javult a talaj szerkezete,
- a komposzttal kezelt parcellákban javult a talaj vízháztartása,
- nőtt a biológiai aktivitás.

Különböző dózisu szennyvíziszap komposzt alkalmazása során a tritikálénál mért termésmennyiségek eredményei pozitív hatást mutattak a kontroll parcellákhoz viszonyítva (TOMÓCSIK et al., 2008a). WEI Y. és LIU, Y., (2005) vizsgálatai szerint a szennyvíziszap komposzt alkalmazása kedvezően befolyásolta a termés mennyiségét. A 2003-ban végzett kisparcellás kísérleteknél a fejes káposzta (*Brassica oleracea L.*) tápanyag-utánpótlásában történt alkalmazás során is nagyobb terméseredmény született a kezeletlen parcellákhoz viszonyítva (TOMÓCSIK et al., 2006).

PEREZ-MURCIA és munkatársai (2006) négy szennyvíziszap komposzt kezelést állítottak be, amely növekvő mennyiségben tartalmazott komposztált szennyvíziszapot (0%, 15%, 30% és 50%, v/v) és hozzá tőzeget kevertek. Jelzőnövényként brokkolit (*Brassica oleracea var. Botryti cv. Marathon*), használtak. A kísérlet értékelése során megállapították, hogy a brokkoli nagyobbra nőtt és magasabb hozamot ért el a 30% komposztot tartalmazó keverékben, azonban a legtöbb szennyvíziszap komposztot (50%-ot) tartalmazó keveréknek volt a legnagyobb makro-és mikro tápelem tartalma. RAVIV et al. (1986) számolt be arról, hogy a szennyvíziszap és a tőzeg kombinációja csökkentik a szennyvíziszap esetlegesen felmerülő negatív tulajdonságait.

#### **2.2.6. A komposztok kedvezőtlen hatása a talajokra**

A szennyvíziszapot tartalmazó komposztok elhelyezéséről és felhasználásáról számos kutatás készül és készül. Használatuk során javulhat a talaj fizikai- kémiai és mikrobiológiai tulajdonsága (ARANYOS et al., (2017); TOMÓCSIK et al., 2018; MAKÁDI, 2010), viszont a talajba jutó nehézfém szennyeződés számos probléma forrása lehet. A komposztban található szerves vegyületekkel képzett komplexek útján a nehézfémek oldhatóvá válnak és ennek okán a termesztett növények nehézfém-tartalma növekedhet (CSATHÓ, 1994; KÁDÁR, 1991).

A szennyvíziszap komposzttal a talajba kerülő potenciálisan toxikus elemek jelen lehetnek a talajoldatban, a talaj szilárd alkotóelemeihez kapcsolódva vagy

oldhatatlan csapadék formájában. Ezen elemek felvehetősége jelentősen függ a talaj tulajdonságaitól. Amennyiben a talaj pH-ja savanyú, ekkor a toxikus elemek többsége oldható és ez által felvehető formába kerül. Felvehetőségüket általában csökkenti a magasabb szervesanyag-tartalom (SIMON, 1999).

A különböző dózisokban kijutatott szennyvíziszap komposzt kezelések (0, 9, 18, 27 t ha<sup>-1</sup>) eredményeként a kísérleti terület talajában mért arzén-tartalom (As) csak kis mértékben emelkedett (TOMÓCSIK et al., 2008b).

### ***2.3. A komposztban előforduló potenciálisan toxikus elemek és hatásaik***

Ezeknek az elemeknek a jelenléte a komposztokban a felhasználásuk során limitáló tényező. Toxikusan hathatnak a természetű növényekre, gátolhatják a növények pigment képződését, befolyásolják a fotoszintézis folyamatát, az enzimek és hormonok működését (SINGH et al., 2016; HUSAINI és RAI, 1991; SHARMA és DIETZ, 2009).

Az As átlagos koncentrációja a lizoszférában 1,5-2 mg/kg, a talajvizekben 0,01-2,1 mg/dm<sup>3</sup>. A Föld talajainak As-tartalma 1-95 mg/kg között alakul és a szennyeztelen talajban mért értéke kevesebb, mint 10 mg/kg (ALLOWAY, 1990; ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1991). A növények számára az arzén nem esszenciális elem, habár nagyon kis koncentrációban elősegíti a gyökerek fejlődését. Növényekben nehezen szállítódik, így a gyökérben halmozódik fel, a föld feletti növényi részekben nulla vagy alacsony mennyiségben található meg (KÁDÁR, 1991; SIMON, 1999).

A kadmium (Cd) nyomelem, habár biológiai funkcióval nem rendelkezik, de magas koncentrációban toxikus lehet a növények és az állatok számára (JARUP et al., 1998). Csontrendszeri elváltozásokkal járó környezeti eredetű mérgezést okozott Japánban, ami "Itai-itai betegség" néven vált ismertté (KOBAYASHI, 1978). Az eseményt követően irányult nagyobb figyelem erre az elemre (ADRIANO, 1986., FERGUSSON, 1990).

A króm (Cr) a talajban kétféle oxidációs formában {Cr(III) és Cr(IV)} található meg. A talajból a természetű növényekbe kevés króm kerül be, elsősorban (hasonlóan az As-hoz) a gyökérben halmozódhat fel. A Cr(III) a növények némely biokémiai és fiziológiai életfolyamataira stimuláló hatással van, hiánya esetében

hiánytünetek tapasztalhatók, viszont nem sorolható az esszenciális elemek közé (SZEKVÁRI, 2005; SIMON, 1998; FODOR, 2002).

### **2.3.1. A cink**

A talajok cink (Zn)-tartalma függ az alapkőzet természetétől, a szervesanyag-tartalmától, a talajtextúrától és a pH-tól. A bázisos kőzetből származó talajok cinktartalma magasabb, mint a savanyú kőzetből képződött talajoké. A vizsgálatok azt mutatják, hogy a cink eloszlása a talaj horizontjaiban egyenletes. Leginkább oldható formában 5-7 pH tartományban van jelen (KOCHAIN, 1991). Kizárólag Zn(II) formában található meg a talajban az agyagásványok kristályrácsaiban, különböző szorpciós komplexekben. A Zn esszenciális mikroelem a növények számára, hiánya esetében a növények klorofillban szegények. Továbbá megfigyelhető még az íz közök rövidülése és a levelek deformálódása (FODOR, 2002; SIMON, 1998; KÁDÁR, 1995; KABATA-PENDIAS és PENDIAS, 2001).

### **2.3.2. A réz**

Egy átlagos mezőgazdasági talaj réz (Cu)-tartalma 1-50 ppm között változhat, ez azonban a klimatikus zónáktól függ. A mérsékelt és hideg területek: teljes Cu mennyisége a nyomnyi mennyiségtől a néhány 100 ppm-ig terjed (a legalacsonyabb a fluvio-glaciális és az alluviális hordalékknál), a száraz és félszáraz területeken a réz mennyisége átlagos vagy több, a trópusi nedves régiókban a talajok Cu tartalma a nyomnyi mennyiségtől 200-250 ppm-ig terjedhet (KÁDÁR, 1991; SIMON, 1999). A Cu mozgása rendkívül kicsi a talajban, így az ionos formában bekerült réz hamar lekötődik. Legerősebben adszorbeálódik a kétértékű ionok közül, az agyagásványok felületén és a szerves anyaghoz is. A növények számára esszenciális elem, az élettani folyamatokban (fotoszintézis, szénhidrát- és nitrogén anyagcsere folyamatok, stb.) jelentős a szerepe és több enzim alkotórésze (LOCH és NOSTICZIUS, 2004; KÁDÁR, 1995).

## **2.4. Szennyvíziszapok, szennyvíziszap komposztok és komposztált ipari melléktermékek elhelyezése és hasznosítása**

Hazánkban a települési önkormányzatok feladatkörébe tartozik a csatornázásról, a szennyvizek tisztításáról, a tisztított szennyvíz elvezetéséről, illetőleg a nem közművel összegyűjtött háztartási szennyvíz, továbbá a szennyvíziszap ártalommentes elhelyezéséről történő gondoskodás. Mindezen feladatokról a helyi

önkormányzatairól szóló 2011. évi CLXXXIX. törvény, valamint a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény rendelkezik. A jelenleg érvényben lévő szennyvíziszap-elhelyezési irányelv (86/278/EGK) végrehajtását a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól szóló 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet biztosítja, melyről részletesebben lentebb tesztek említést. Az előbbiek során említett rendelet alapján meghatározott határértékeknek megfelelően került meghatározásra a szakhatóság által a mezőgazdasági felhasználáshoz szükséges engedély, amit a termőföld védelméről szóló 2007. évi CXXIX. törvény talajvédelemre vonatkozó fejezete ír elő. A korlátozásmentesen felhasználható engedéllyel nem rendelkező szennyvíziszap komposztok és a szennyvíziszapok mezőgazdasági területen történő felhasználásához talajvédelmi terv készítése szükséges. A terv tartalmi és formai követelményeit a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló 90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet határozza meg. A szennyvíziszap-elhelyezési irányelv (86/278/EGK) előírásainak a magyarországi jogrendszerbe történő áttemelése és a hazai szabályozása biztosította azt, hogy jelenleg a keletkező szennyvíziszapok mindössze 2%-át ártalmatlanítják lerakással, 98%-a hasznosításra kerül (46% rekultiváció, 38% mezőgazdasági hasznosítás, 5% energetikai hasznosítás, 9% egyéb hasznosítási mód) (SIMON ÉS VINCZE, 2015).

Ahogy fentebb írtam, ebben a bekezdésben ismertetem a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági területen történő szakszerű felhasználásával foglalkozó 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendeletet. Az említett rendeletben megállapított határértékek betartásával elkerülhetővé válnak a talajra, a felszíni és felszín alatti vizekre, valamint az élővilágra gyakorolt káros hatások. Szabályozza a szennyvízelvezető műben összegyűjtött és az ugyanitt tisztított szennyvíz, illetve kezelt szennyvíziszap mezőgazdasági területre történő kijuttatását. Továbbá a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának feltételeit is meghatározza. A rendeletben foglaltak alapján a szennyvíz és a szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználása engedélyhez kötött. Az Élelmiszerlánc-biztonsági, Növény- és Talajvédelmi Főosztály járási hivatalának Növény- és Talajvédelmi Osztálya határozatban engedélyezi a következő szükséges dokumentumok alapján: - talajtani szakvélemény, - a közegészségügyi, - állategészségügyi, - környezetvédelmi és vízügyi szakhatóság, valamint a - települési önkormányzat jegyzőjének hozzájárulása.



A termésmnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról szóló 36/2006. (V.18.) FVM rendelet a talaj tápanyag-utánpótlására és a talajtermékenység javítására alkalmazható, szerves és szervesetlen anyagok felhasználását szabályozza. A rendeletben leírtak alapján történő engedélyezési eljárás folyamán forgalomba hozatali és felhasználási engedélyt szerzett készítmények alkalmazásakor a termelőknek/felhasználóknak nincs szükségük szakhatósági engedély beszerzésére. Az engedéllyel (az abban leírtak szerint) rendelkező termék, az engedély keltezésétől számított tíz éven keresztül forgalmazható. A hazánkban engedélyezett termésmnövelő anyagok publikus adatbázisa a Nemzeti Élelmiszerlánc - biztonsági Hivatal (NÉBIH) internetes felületén elérhető a leendő felhasználók számára. A rendeletben a következő termésmnövelő anyagok kerültek meghatározásra: szerves trágya, műtrágya, ásványi trágya, komposzt, gilisztahumusz, talajkondicionáló készítmény, mikrobiológiai készítmény, termesztő közeg, növénykondicionáló készítmény, virágföld és palántaföld (ARANYOS, 2016).

A szennyvizek tisztítása fontos és nélkülözhetetlen feladat, azonban a szennyvíztisztító üzemekben eltérő területekről származó és különböző minőségű szennyvíziszapok felhasználása megosztja a szakembereket. A komposztálással hasznosított szennyvíziszapok felhasználását a tápanyagokban szegény mezőgazdasági területeinken elsődleges szempontnak kell tekinteni.

#### ***2.4.1. Szántóföldi elhelyezés***

A hagyományos gazdálkodásban a szerves anyag visszajuttatása a növényi maradványok beforgatásával, zöld- és istállótrágyázással történt.

A talajok szerves anyag utánpótlására az istállótrágyát használták a legnagyobb mennyiségben, 3-5 évenkénti rendszerességgel kijuttatva a mezőgazdaságilag művelt területekre. Napjainkra az állattartás mértéke lecsökkent, valamint a technológia is megváltozott, ezért a felhasználható istállótrágya mennyisége nem elegendő a szántóföldek rendszeres szerves anyag-utánpótlására.

A korábban alkalmazott szervesanyag-utánpótlási módokat tehát ki kell egészíteni más lehetséges anyagok felhasználásával, amelyek gazdaságosan alkalmazhatók és nem jelentenek veszélyforrást a környezetre. Ilyen anyagok a szerves hulladékok (pl. a szennyvíziszap) melyek megfelelő kezelés után kijuttathatók a mezőgazdasági területekre (BALOGH, 1965). A mezőgazdasági növénytermesztés felhasználója is

az iparban keletkező melléktermékeknek, amelyek egy megfelelő kezelés után, mint tápanyag-utánpótlásra alkalmas anyagok jelennek meg a termelés körfolyamatában (MEKKI et al., 2013, PIOTROWSKA et al., 2006; VAN ZWIETEN et al., 2010; KÁDÁR et al., 2009; KOVÁCS et al., 2005; EBRAHEM et al., 2020). A szennyvíziszap mezőgazdaságban történő használata régóta elterjedt. Ebben az esetben fokozott figyelmet kell fordítani a kémiai és biológiai biztonságra a növénytermesztés folyamán mind humán, mind állategészségügyi szempontokból (ROIG et al., 2012).

A különböző forrásokból származó szennyvíziszap jelentősen befolyásolhatja a szántóföldi elhelyezés lehetőségét (BINDER et al., 2002). A jó minőségű kommunális eredetű szennyvíziszapból készült komposzt magas szervesanyag-tartalma folytán alkalmas a talaj szervesanyag-tartalmának növelésére, ezáltal a talajdegradációs folyamatok csökkentésére (CASADO-VELA et al., 2006).

SIMON et al. (2015) energetikai célra termesztett kosárfonó fűzzel (*Salix viminalis x triandra*, cv. *Inger*) egy barna erdőtalajon beállított szabadföldi tartamkísérletben vizsgálták, hogy a kommunális szennyvíziszap komposzt, illetve a fűzhamu (FH) milyen hosszantartó hatást gyakorol a fűzfavesszők elemösszetételére és termésmennyiségére. Az eredmények értékelése után megállapították, hogy a kijuttatott kommunális szennyvíziszap komposzt (15 t/ha) és a 600 kg/ha FH nem okozott jelentős változást a betakarított fűzavesszők fajlagos esszenciális makro- (N, P, K, Ca, Mg) és mikroelem (Cu, Fe, Mn, Zn) felvételében és nem okozott toxikuselem (As, Ba, Cd, Pb) akkumulációt. A komposzt szignifikánsan 34%-kal, a FH pedig 17%-kal növelte meg a betakarított fűzavesszők nedves össztömegét. Az együttesen kijuttatott anyagok hatására nem növekedett számottevően a fűz hozama.

A zöldborsó fontos fehérje forrás a humán és az állati táplálkozásban (SINGH és LAURA, 2014). Számos tanulmány igazolta, hogy a zöldborsó öntözése szennyvíziszappal elnyomta a növény védekező mechanizmusát (SIDDIQI ET AL., 2000), csökkentette a csírázókéességét (SIHA és PAUL, 2013) és negatívan hatott a növény védekezőképességére (LEWIS et al., 1992; LUMSDEN et al., 1983).

Megfelelő minősége esetén a rendszeres, okszerű alkalmazása nem rontja sem a talaj, sem a termesztett növények minőségét. A komposztálás során alkalmazott adalékanyagokkal a komposztok minősége, kedvező hatása tovább javítható. A

komposztált szennyvíziszap stabil szerves anyag, és mint ilyen, a homoktalajok javításában több céllal is felhasználható.

#### ***2.4.2. Talajjavítást célzó elhelyezés***

A szennyvíziszapok anaerob stabilizációs folyamatokat követően alkalmasak lehetnek a mezőgazdasági felhasználásra és a talajok egyes tulajdonságának javítására is (MILLS et al., 2014).

KÁDÁR és RAGÁLYI (2012) vágóhídi komposzttal végzett kísérleteinek eredményei 6 év után is igazolták a talaj szántott rétegének humusz-, összes N-, összes P- és S-, valamint oldható P-, S-, Fe-, Zn- és Mo-tartalmának emelkedését. A talajba juttatott szerves anyag jelentős része, az összes-N 18–20%-a beépülhetett a talaj tartós humuszanyagaiba. A kísérletben alkalmazott éretlen és félérett komposztok kijuttatásánál is hasonlóan emelkedtek az értékek.

KÁDÁR és RAGÁLYI (2012) a növekvő csontos húsliszterhelés eredményeképpen átmenetileg 0,5 pH(H<sub>2</sub>O) értékkel igazolhatóan mérsékeltek a talaj kémhatását, emelték az „összes” só, az összes-N és ásványi-N frakciók mennyiségét. A savtermelő nitrifikáció méreteire és sebességére utal, hogy az 1. évben 13-szorosára nőtt a szántott réteg NO<sub>3</sub>-N-, illetve 6-szorosára az NH<sub>4</sub>-N-koncentrációja. Aszályos évben a kukorica csekély termésével nem tudta hasznosítani a sok ásványi-N-t, mely feltehetően az altalajba távozatott. A 6. évben a húsliszt lebomlott, és a mobilis bomlástermékei (NO<sub>3</sub>-N, vízoldható sók, savak) eltűntek.

#### ***2.4.3. Egyéb hasznosítási lehetőségek***

Az iszapégetés kézenfekvő, de mégis kényyszerű megoldás. A különégetés folyamatában 18-35% közötti szárazanyag tartalomra víztelenítik a szennyvíziszapot (DONATELLO and CHEESEMAN, 2013), a két érték között leggyakrabban 25% szárazanyag tartalom az általánosan elfogadott érték (HOUILLON and JOLLIET, 2005). Az égéstermék szennyezi a levegőt, és a visszamaradó hamu végső elhelyezéséről külön gondoskodni kell. Hasznos szerves-anyagok, és esszenciális növényi tápanyagok mennek veszendőbe, és végül a megvalósítás fajlagos költsége is igen nagy (METCALF AND EDDY, 1984).

A szennyvíziszap komposzt rekultiválható területeken történő elhelyezése esetén cél az emberi beavatkozás (bányászat, nagyarányú tereprendezés) következtében a talajok megromlott tulajdonságainak javítása, esetleg azok helyreállítása és a növényzet visszatelepülésének megoldása. Felhasználásukkal lényegében kettős cél valósítható meg: a komposzt elhelyezése és a terméketlen terület megjavítása, termővé tétele.

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. A kísérlet elrendezése

A kisparcellás kísérlet a DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet 0414/a Hrsz-ú tábláján kapott helyet, amelynek GPS koordinátái a következők: N; 47°98'69, E; 21°70'23. A kísérletet 2003 tavaszán állítottuk be a Nyírségvíz ZRt-vel közösen kidolgozott NYÍRKOMPOSZT korlátozásmentesen felhasználható komposztkészítmény felhasználásával. Magyarországon egyedülálló módon a komposztált szennyvíziszapra, mint táp- és szervesanyag forrásra alapozott tartamkísérletként tartjuk fenn a területet, ahol a szennyvíziszap komposztot az istállótrágyához hasonlóan három évenként juttatjuk ki a területre. A kijuttatás folyamatát a 3. ábrán keresztül szemléltetem.



3. ábra. Szennyvíziszap komposzt keverék kijuttatása, röpdítő tárcsás műtrágyaszórával

A kísérlet tervezése során négy kezelést alakítottunk ki, öt blokkban, ahol minden egyes blokkban háromévente 0, 9, 18 és 27 t/ha dózisonak megfelelő szennyvíziszap komposztot szórtunk ki, majd a komposztot a talajba közép mély (20-25 cm) szántással bedolgoztuk. A kísérletben zöldborsó (*Pisum sativum* L.), tritikálé (x *Triticosecale* X *Wittmack*) és kukorica (*Zea mays* L.) tesztnövények kiterített vetésforgóban követték egymást (ahogy napjainkban is). Egy blokk elrendezését a 4. ábrán mutatom be.

	Zöldborsó	Tritikálé	Kukorica	Kontroll
				9 t/ha
				18 t/ha
19 m				27 t/ha
	12 m			

4. ábra. A szennyvíziszap komposzt dózisok és a tesztnövények elrendezése egy blokkban

Az alkalmazott növény fajok fajtáit a „3.3. Kísérletben alkalmazott tesztnövények” című fejezetben tüntetem fel.

A több alkalommal (2006, 2009 és 2012-ben) kijuttatott korlátozásmentesen felhasználható termésknövelő anyag (NYÍRKOMPOSZT) összetétele a következőképpen alakult: 40% sz.a. szennyvíziszap, 25% sz.a. szalma, 30% sz.a. riolit, 5% sz.a. bentonit. A komposzt kijuttatása minden alkalommal a betakarítás után történt, melyet megelőzött a szennyvíziszap komposzt minőségi paramétereinek vizsgálata. Ezeket az eredményeket a „3.6. A komposztkeverék vizsgálati paramétere” című fejezetben közlöm. A tesztnövények közül a zöldborsó és kukorica szármaradványa a talajba bedolgozásra került, míg a tritikálé szalma, minden évben lehordásra került a kísérleti parcellák területéről.

### 3.2. A kísérleti terület talaja

A kísérleti terület talaja a kötöttség értéke alapján homok fizikai féleségbe sorolható, kémhatása savanyú, humusz- és foszfortartalma közepes, káliumtartalma jó (Makádi et al. 2008). Az előbbi megállapításokat alátámasztják a következő paraméterek, pH(H<sub>2</sub>O) - 6,20; pH(KCl) - 5,31; humusz - 0,90%; NO<sub>3</sub>-N - 9,6 mg/kg; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 240,1; K<sub>2</sub>O – 183,3 mg/kg. A vizsgálatok folyamán talajszelvény gödröt is ástunk, amelyet az 5. ábrán láthatunk.



*5. ábra Kovárványos barna erdőtalaj szelvénye a szennyvíziszap komposzt alkalmazását vizsgáló területen*

A vizsgálati eredmények és a tapasztaltak alapján megállapíthatjuk, hogy a terület talajtípusa kovárványos barna erdő talaj.

### 3.3. Kísérletben alkalmazott tesztnövények

A kísérleti területen alkalmazott tesztnövények termesztéstechnológiai elemeit az 1. táblázatban foglaltam össze.

1. táblázat. A szennyvíziszap komposzt kísérlet tesztnövényeinek agrotechnológiai műveletei

növény faj	kukorica	zöldborsó	tritikálé	kukorica	zöldborsó	tritikálé
növény fajta	MV NK 333 MTC	Zeusz	Dusi	MV NK 333 MTC	Zeusz	Dusi
év	2006			2007		
<b>munkaművelet</b>						
vetőágykészítés				x	x	
vetés (tavasszal)				x	x	
növényvédelem				x	x	
betakarítás				x	x	x
szárzúzás				x		x
tárcsázás				x	x	x
komposzt kijuttatás	x	x	x			
szántás	x	x	x	x	x	x
vetőágykészítés						x
vetés (összel)			x			x
növény faj	kukorica	zöldborsó	tritikálé	kukorica	zöldborsó	tritikálé
növény fajta	MV NK 333 MTC	Zeusz	Dusi	MV NK 333 MTC	Zeusz	Dusi
év	2008			2009		
<b>munkaművelet</b>						
vetőágykészítés	x	x		x	x	
vetés (tavasszal)	x	x		x	x	
növényvédelem	x	x		x	x	
betakarítás	x	x	x	x	x	x
szárzúzás	x		x	x		x
tárcsázás	x	x	x	x	x	x
komposzt kijuttatás				x	x	x
szántás	x	x	x	x	x	x
vetőágykészítés			x			x
vetés (összel)			x			x
növény faj	kukorica	zöldborsó	tritikálé	kukorica	zöldborsó	tritikálé
növény fajta	MV NK 333 MTC	Zita	Titán	MV NK 333 MTC	Zita	Titán
év	2010			2011		
<b>munkaművelet</b>						
vetőágykészítés	x	x		x	x	
vetés (tavasszal)	x	x		x	x	
növényvédelem	x	x		x	x	
betakarítás	x	x	x	x	x	x
szárzúzás	x		x	x		x
tárcsázás	x	x	x	x	x	x
komposzt kijuttatás						
szántás	x	x	x	x	x	x
vetőágykészítés			x			x
vetés (összel)			x			x
növény faj	kukorica	zöldborsó	tritikálé	kukorica	zöldborsó	tritikálé
növény fajta	MV NK 333 MTC	Zita	Szabolcs	MV NK 333 MTC	Zita	Titán
év	2012			2013		
<b>munkaművelet</b>						
vetőágykészítés	x	x		x	x	
vetés (tavasszal)	x	x		x	x	
növényvédelem	x	x		x	x	
betakarítás	x	x	x	x	x	x
szárzúzás	x		x	x		x
tárcsázás	x	x	x	x	x	x
komposzt kijuttatás	x	x	x			
szántás			x			x
vetőágykészítés			x			x
vetés (összel)			x			x



### 3.4. A kísérleti terület éghajlati viszonyai a vizsgált időszakban

A bemutatott időszakban (2. táblázat) átlagos csapadékmennyiség hullott, a 2007-ben 532 mm, 2008-ban 561 mm és 2009-ben 624 mm. Kiemelkedő mennyiség esett 2010-ben (995 mm). Az Alföld ezen részére jellemző csapadék hullott 2011-ben (454 mm), majd ezt követően 2012-ben igen kevés csapadékot mérhettünk (382 mm). A 2013. év ismét az átlagnak megfelelő (485 mm) csapadékot hozott.

2. táblázat. A kísérleti területen hullott csapadék mennyiségének alakulása mm-ben 2007-2013 között

Hó/Év	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
	csapadék (mm)						
<b>Január</b>	28,7	34,1	39,9	43,2	33,1	26,3	52,7
<b>Február</b>	62,6	4,2	34,8	52,8	11,2	11,0	37,9
<b>Március</b>	20,8	44,3	42,1	30,6	41,0	1,0	64,6
<b>Április</b>	4,5	37,6	5,0	94,0	19,3	31,5	41,0
<b>Május</b>	50,3	40,0	39,5	176,6	33,5	85,2	80,3
<b>Június</b>	36,1	91,6	137,8	88,2	42,1	53,1	45,6
<b>Július</b>	37,2	111,6	20,0	147,7	132,6	52,5	35,7
<b>Augusztus</b>	51,1	37,5	56,1	71,2	34,2	8,1	5,0
<b>Szeptember</b>	108,7	48,1	35,3	104,1	27,8	19,3	39,6
<b>Október</b>	48,2	20,8	69,8	19,5	29,0	30,0	31,6
<b>November</b>	46,2	23,1	81,7	61,8	1,0	24,5	49,6
<b>December</b>	38,0	68,9	62,2	105,9	49,6	40,1	2,0
<b>Összesen</b>	<b>532,4</b>	<b>561,8</b>	<b>624,2</b>	<b>995,6</b>	<b>454,4</b>	<b>382,6</b>	<b>485,6</b>

(Forrás: DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet)

2007-ben a sokévi átlaghoz viszonyítva melegebb volt a tavasz és a nyár, viszont szeptembertől hűvösebb volt az idő az ilyenkor megszokotthoz képest. 2008-ban minden hónapban magasabbak voltak a közép hőmérsékletek. 2009 áprilisában 4,2 °C-kal volt magasabb a havi átlaghőmérséklet.

2010 egy átlagos évnek számított a hőmérsékleti értékeket figyelembe véve. Ehhez képest melegebb idő volt 2011-ben. Az elmúlt 112 év második legmelegebb nyara volt a 2012-es nyár. A 2013-as év nem sokkal maradt el a 2012-ben mért hőmérsékletektől (TOMÓCSIK, et al., 2016).

### ***3.5. A nyíregyházi szennyvíztisztító Komposztáló Telepén működő technológia leírása***

A fejezetben röviden ismertetem a kísérletben alkalmazott szennyvíziszap komposzt előállítási folyamatát, amely a Nyírségvíz ZRt. Központi Komposztáló Telepén történik (KRAJECZ, 2013). A komposzttelepen alkalmazott technológiában felhasznált alap és adalékanyagok mennyiségét a gyártandó termék határozza meg. A Nyírségvíz ZRt. kettő engedélyezett komposzt receptúrával rendelkezik, ezek a Nyírkomposzt és a Nyírkomposzt Plusz termékek.

A prizmakészítés első lépéseként (a receptúrától függően) aprítógéppel felaprított szalmát és/vagy aprított fanyesedéket terítenek a prizma alapra. Ezt követi a víztelenített iszap ráhordása a kiterített strukturáló anyagra (szalma, fanyesedék), amely történhet közvetlenül a konténerszállító gépkocsival, vagy homlokrakodó géppel az átmeneti tárolóból.

Az elterített iszapra újabb aprított szalmaterítés kerül, majd prizmakeverő géppel a rétegzett prizmát összekeverik. Ezután újra a szalma-, iszap ráhelyezése következik a meglévő szalma-iszap keverékre, majd ismételten a keverés. A leírt folyamat addig ismétlődik, amíg a prizma el nem éri az optimális magasságát és talpszélességét.

A prizmák keverését prizmázó gép végzi, melyet a 6. ábrán mutatok be. A prizmák igazítása homlokrakodó géppel történik.



*6. ábra Prizma keverése Backhus prizmázó géppel*

*(Forrás: Nyírségvíz Zrt.)*

A prizmák felépítése 10 nap alatt történik, amit ezután depónia oldalmaró géppel raknak és kevernek át (7. ábra). A folyamat során a prizma áthelyeződik az eredeti helye melletti területre, így mindig egy-két azonos helyen állítják össze a prizmákat.



7. ábra Prizma áthelyezése Backhus típusú oldalmaró géppel  
(Forrás: Nyírségvíz Zrt.)

Az komposztálódási folyamat alatt a prizmákban a hőmérséklet mérést naponta – szondás hőmérővel – mérik és naplózzák. Az érés befejeződése után a komposztot kirostálják és a rostált komposzthoz homlokrakodó géppel szállítják az előírt mennyiségű és minőségű adalék (bentonit, riolit) anyagokat, majd prizmakeverő géppel összekeverik. Az engedélyokiratban szereplő összetételnek megfelelő komposztot értékesítés előtt rostálják, mely munkafolyamatot a 8. ábrán szemléltetem.



8. ábra A kész komposzt rostálása  
(Forrás: Nyírségvíz Zrt.)

A kirostált komposztot ezután értékesítik, melyet elsősorban (sajnos) autópálya rézsúk füvesítésére, jobb esetben gyümölcsös telepítésekor az ültető gödrökbe és csak ritkán szántóföldi növénytermesztésben tápanyag-utánpótlásra használnak fel.

### **3.6. A komposztkeverék vizsgálati paramétereit**

A szennyvíziszap komposzt összetételét a jelenleg érvényben lévő 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet komposztokra vonatkozó határértékeinek betartásával állítottuk össze. A 3. táblázatban közlöm a vizsgált időszak alatt 3 alkalommal kijuttatott Nyírkomposzt vizsgálati eredményeit.

3. táblázat. A kijuttatott komposzt vizsgálati eredményei a kijuttatás éveiben

Paraméter	Kiszórás évei		
	2006	2009	2012
pH (H <sub>2</sub> O)	7,13	n.m.	7,18
pH (KCl)	n.m.	6,36	n.m.
Száranyagtartalom [m/m% eredeti anyag]	58,49	45,88	n.m.
Szervesanyag tartalom [m/m% szárazanyag]	25,67	20,60	27,63
Vízben oldható összes só [m/m% szárazanyag]	3,75	3,02	2,15
Összes N-tartalom [m/m% szárazanyag]	1,09	1,15	1,26
Összes P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -tartalom [m/m% szárazanyag]	2,47	2,71	1,04
Összes K <sub>2</sub> O-tartalom [m/m% szárazanyag]	0,56	0,47	0,27
Összes Mg-tartalom [m/m% szárazanyag]	0,53	0,32	0,43
As [mg/kg]	8,13	18,71	9,44
Cd [mg/kg]	1,41	0,74	1,60
Co [mg/kg]	5,47	2,92	3,65
Cr [mg/kg]	25,70	11,17	12,67
Cu [mg/kg]	93,50	110,00	124,67
Hg [mg/kg]	0,84	0,76	<1,00
Ni [mg/kg]	31,10	9,46	8,06
Pb [mg/kg]	38,10	16,04	24,50
Se [mg/kg]	0,58	0,07	<1,00

### **3.7. Mintavételek módszere és időpontjai**

A vizsgált talajtulajdonságok mérése a talajmintákat a szántott (0–30 cm-es) és a mélyebb (30-60 cm) rétegből gyűjtöttük, teszt növényenként és komposzt dózisonként, öt leszúrásból szedett pontmintából képeztünk egy átlagmintát. Majd műanyag vödörben homogenizáltuk a pontmintákat és kódszámokkal, belső címkével ellátott nejlon zacskóba gyűjtöttük a talajmintákat.

A talajmintavétel minden évben szeptemberben történt a betakarítás után az esedékes komposzt kijuttatás előtt. A vizsgálatok előtt a talajmintákat 2 mm-es szitán átszitáltuk és légszáraz állapotban tároltuk. 2011-ben nem történt meg a talajminták vizsgálata a szennyvíziszap komposztos kísérletből.

A szennyvíziszap komposzt tesztnövények termésmennyiségére gyakorolt hatásának értékeléséhez megmértük a begyűjtött magmennyiséget (komposztdózisonként, minden parcellából, a zöldborsóból és a tritikáléból 4x1 m<sup>2</sup>-ről, a kukoricából 4x1 folyóméterről kézi betakarítás, majd feldolgozás, tisztítás után), majd a kapott eredményekből számítottuk a hektáronkénti termésmennyiséget (t/ha).

### ***3.8. Talaj- és növénymintákból elvégzett vizsgálatok***

A talajkémiai vizsgálatokat a Debreceni Egyetem MÉK Agrárműszerközpont laboratóriuma végezte el, a következő szabványoknak megfelelően: **pH(KCl)** – MSZ08-0206-2:1978; **pH(H<sub>2</sub>O)** – MSZ-08-0206-2:1978; **humusz(%)** – MSZ-08-0210:1977; **AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>** (mg/kg) – MSZ 20135:1999; **AL-oldható K<sub>2</sub>O** (mg/kg) – MSZ 20135:1999; **KCl EDTA-oldható Cu** (mg/kg) – MSZ 20135:1999; **KCl EDTA-oldható Zn** (mg/kg) – MSZ 20135:1999; a talaj **összes Cu** (mg/kg) mennyisége – MSZ 20135:1999; a talaj **összes Zn** (mg/kg) mennyisége – MSZ 20135:1999; A **növényekben mért összes Zn** (mg/kg) meghatározását az MSZ-08-1783-33:1985 és **növényekben mért összes Cu** meghatározását az MSZ-08-1783-34:1985 szabványoknak megfelelően végezték.

### ***3.9. Alkalmazott statisztikai módszerek***

A kapott adatok kiértékeléshez IBM SPSS Statistics 21.0 programcsomagot használtam. A kezelések hatását többszintű variáncianalízissel vizsgáltam. A kezeléscsoportok közötti különbségek kimutatására Tukey-tesztet használtam, az eltérő csoportok jelzését az abc betűivel végeztem. A kezeléshatások vizsgálatát 95%-os ( $p \leq 0,05$ ) valószínűségi szinten hajtottam végre. A talaj kémiai tulajdonságok és a tesztnövények termésmennyiségei közötti összefüggések szorosságának és irányának leírására Pearson's-féle korrelációs számítást végeztem (SAJTOS, és MITEV, 2007).

## 4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A vizsgálatot a Kutatóintézet Talajbiológiai és talajhasznosítási osztály munkatársaival közösen végeztem, az itt bemutatott elemzéseket és eredményeket önállóan rendszereztem és összegeztem. A következőkben a statisztikai módszerekkel kiértékelt eredményeimet mutatom be, ahol a szennyvíziszap komposzt hatását vizsgáltam a talaj kémiai tulajdonságaira [pH(H<sub>2</sub>O), pH(KCl), Al-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Al-oldható K<sub>2</sub>O, humusz%,, összes réz(Cu) mg/kg, összes cink(Zn) ], a talajban és a tesztnövényekben mért elemtartalomra, valamint a tesztnövények termésmennyiségére vonatkozóan. Az eredmények alapján a talaj-növény rendszerben végbemenő változásokat követtem az alkalmazott anyag és annak kijutatott dózisa alapján.

### ***4.1. Talaj kémhatásának változása 2007-2013 között***

A talajtulajdonságokat figyelembe véve a kémhatás értéke a semleges tartomány környékén a legkedvezőbb tartomány. Savanyú kémhatás esetén csökken a növények számára fontos tápelemek felvehetősége, viszont a toxikus és potenciálisan toxikus elemek nagy része könnyen felvehetővé válik ebben a tartományban.

A kísérleti terület felső, szántott (0-30 cm) rétegéből vett talajminták kálium kloridos kémhatásának {pH(KCl)} változását a *4. táblázatban* mutatom be. Az általam vizsgált évek közül, négy évben pozitív hatást gyakorolt a talaj kálium-kloridos kémhatására (pHKCl) a talaj szántott rétegében a szennyvíziszap komposztos kezelés. A 2006-ban kiszórt komposzt még nem eredményezett számottevő (statisztikailag igazolható) pHKCl emelkedést a 2007-es évben. Matematikailag is igazolható pozitív hatást a parcellákból gyűjtött minták közös kezelésátlagainak figyelembevételkor a 2008-as évtől tapasztaltam. Az említett évben mindegyik kezelés eltért a kontrolltól, viszont a dózisok között kimutatható különbséget nem tapasztaltam. A 2009-től 2013-ig terjedő időszakban is a kontrollhoz viszonyítva magasabb kémhatást tapasztaltam a kezelt parcellák talajában és a különböző mennyiségű komposztok között statisztikailag is igazolható különbséget figyeltem meg.

4. táblázat. A pH(KCl) változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	pH (KCl)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	5,29±0,99a	5,68±0,41a	n.m.	5,09±0,61a	n.m.	5,87±0,61a	3,63±0,64a
<b>9 t/ha</b>	5,25±0,59a	6,13±0,50b	n.m.	6,48±0,40b	n.m.	6,68±0,41b	5,71±0,48b
<b>18 t/ha</b>	5,27±0,57a	6,49±0,45bc	n.m.	6,87±0,46bc	n.m.	7,18±0,23c	6,45±0,39c
<b>27 t/ha</b>	5,18±0,35a	6,54±0,36c	n.m.	7,09±0,46c	n.m.	7,23±0,26c	6,54±0,41c

*a-c indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).*

*n.m. nincs mérés.*

*(N=15)*

A háromévenként kijutatott komposzt készítmény jelentős hatással volt a kezelt terület talajának kémhatására, mivel a kontroll parcellákban a pH 4-es érték alá csökkent a bemutatott időszak végére.

A vizsgált terület talajának mélyebb (30-60 cm) rétegéből származó minták pH(KCl) eredményeit az 5. táblázatban foglaltam össze. A 2007-2008-as években a komposztkezelések eredménye alapján a kontrollhoz viszonyítva kismértékű emelkedést tapasztaltam a pH(KCl) értékében. A 2009-es vizsgálati évtől kezdve a kijutatott komposzt hatására a kezeletlen területekhez hasonlítva matematikailag igazolható különbséget mutattam ki a kapott eredmények között.

5. táblázat A pH(KCl) változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	pH (KCl)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	4,47±0,44a	5,60±0,37a	n.m.	4,53±0,42a	n.m.	5,58±0,37a	3,76±0,78a
<b>9 t/ha</b>	4,42±0,41a	5,87±0,51a	n.m.	4,94±0,61ab	n.m.	5,84±0,37a	4,86±0,83b
<b>18 t/ha</b>	4,45±0,44a	5,89±0,31a	n.m.	5,19±0,60b	n.m.	6,39±0,37b	5,47±0,74bc
<b>27 t/ha</b>	4,52±0,42a	5,95±0,40a	n.m.	5,31±0,57b	n.m.	6,61±0,37b	5,99±0,53c

*a-c indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).*

*n.m. nincs mérés.*

*(N=15)*

Az említett évtől (2009) kezdve az utolsó bemutatott évig (2013) a 27 t/ha-os dózis átlageredményei voltak a legnagyobbak. 2012-ben és 2013-ban a 18 és 27 t/ha-os kezelések statisztikailag is bizonyított kezelés különbséget eredményeztek a kezeletlen kontroll és 9 t/ha-os dózishoz viszonyítva. A kísérlet beállításakor a felső

(0-30 cm) és a mélyebb (30-60 cm) talajréteg pH(KCl) értékek között több mint 1 érték különbséget tapasztaltam, ami a vizsgált időszak végére lecsökkent. A vizsgált időszak végére ebben a vizsgált talajrétegben is a kémhatás növekedését tapasztaltam. A pH-érték, a kationcserélő képesség, a szervesanyag-tartalom és a felvehető fémkoncentráció olyan talajtulajdonságok, amelyek jelentősen befolyásolják a fémfelvétel folyamatát, annak akkumulációját és eloszlását a növényben (QUARTACCI et al., 2006).

A komposztos kísérlet talajának 0-30 cm-es rétegéből vett minták vizes kémhatásának {pH(H<sub>2</sub>O)} változását a 6. táblázatban mutatom be. A kísérlet kezdetekor (2003) vizsgáltam a talaj vizes kémhatását (6,20), amely a bemutatott időszak alatt a kontroll parcellákban csökkent, és ez a csökkenés 2013-ig tovább erősödött, tehát a műtrágyázás nélküli termesztés mellett is a homoktalaj kémhatásának csökkenését tapasztaltam. A kezeletlen területhez viszonyítva statisztikailag igazolható pozitív hatást figyelhettem meg, a 2008, 2010, 2012 és 2013-as években mindhárom dózisonál. A háromévenként (2006, 2009 és 2012-ben) kijutatott komposzt nem emelte meg kiugróan a talaj vizes kémhatásának értékét. Hasonlóan a kálium-kloridos kémhatás értékéhez, folyamatosan közelített a semleges értékhez.

6. táblázat. A pH(H<sub>2</sub>O) változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	pH (H <sub>2</sub> O)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	6,18±0,83a	4,67±0,45a	4,55±0,57a	4,08±0,58a	n.a.	4,98±0,65a	4,61±0,64a
<b>9 t/ha</b>	6,25±0,46a	5,56±0,79b	5,60±0,55b	5,60±0,50b	n.a.	5,86±0,43b	6,65±0,46b
<b>18 t/ha</b>	6,25±0,46a	6,01±0,71b	6,33±0,46c	6,14±0,56c	n.a.	6,38±0,24c	7,36±0,37c
<b>27 t/ha</b>	6,13±0,30a	6,12±0,52b	6,38±0,54c	6,39±0,60c	n.a.	6,44±0,27c	7,43±0,42c

*a-b indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik (P < 0,05).*

*n.a. nincs adat.*

*(N=15)*

A vizsgált terület 30-60 cm-es rétegéből szedett talajminták pH(H<sub>2</sub>O) eredményeit a 7. táblázatban összegzem. Az átlagértékek eredményeit megvizsgálva a nagyobb (18 és 27 t/ha) komposzt mennyiségek eredményeztek statisztikailag bizonyítható kezelés hatást 2010-ben és 2012-ben. Mindhárom dózis, csak a 2013-as évben tudott



ilyen eredményt elérni. A vizsgált időszak alatt a kémhatás nem változott olyan mértékben, mint amit a szántott talajrétegben tapasztaltam.

7. táblázat. A pH(H<sub>2</sub>O) változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	pH (H <sub>2</sub> O)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	5,48±0,44a	4,65±0,40a	4,06±0,23a	3,47±0,43a	n.m.	4,69±0,51a	4,74±0,78a
<b>9 t/ha</b>	5,36±0,39a	5,07±0,75a	4,44±0,53ab	3,90±0,61ab	n.m.	4,93±0,37a	5,83±0,80b
<b>18 t/ha</b>	5,41±0,49a	4,99±0,47a	4,50±0,40ab	4,16±0,61b	n.m.	5,49±0,37b	6,42±0,70bc
<b>27 t/ha</b>	5,45±0,44a	5,05±0,48a	4,65±0,53b	4,24±0,58b	n.m.	5,75±0,39b	6,92±0,51c

*a-c indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik (P < 0,05).*

*n.m. nincs mérés.*

*(N=15)*

#### 4.2. A talaj szerves-anyag tartalom alakulása 2007-2013 között

A szántott talajréteg szerves anyag tartalmának változását a 8. táblázatban mutatom be. Az átlagértékek között magasabb értékeket tapasztaltam, de a kapott eredmények között matematikailag nem igazolható a kezelés hatása 2008 és 2009-ben. Az utolsó két vizsgált évben (2012-2013) mindegyik parcellában növekedett a humusz-tartalom a komposzt kezelésekre eredményeképpen. A legnagyobb dózis (27 t/ha) a 2012-es év, míg a 18 t/ha-os dózis a 2013-as év átlagadatai között mutatott statisztikailag igazolt kezelés hatást.

8. táblázat. A Humusz (%) változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	Humusz (%)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	0,95±0,27a	0,79±0,26a	0,76±0,18a	0,91±0,32a	n.m.	0,67±0,14a	0,78±0,17a
<b>9 t/ha</b>	1,02±0,23a	0,82±0,31a	0,78±0,15a	1,18±0,25b	n.m.	0,79±0,26ab	0,94±0,26ab
<b>18 t/ha</b>	0,98±0,22a	0,85±0,21a	0,83±0,21a	0,97±0,24ab	n.m.	0,76±0,28ab	1,04±0,27b
<b>27 t/ha</b>	1,01±0,40a	0,98±0,47a	0,88±0,26a	1,08±0,22ab	n.m.	0,96±0,40b	1,01±0,30ab

*a-b indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik (P < 0,05).*

*n.m. nincs mérés.*

*(N=15)*

A 2006-os évben történt komposzt kijuttatás hatására 2007-ben az átlag szervesanyag-tartalom a kontroll területéhez hasonló volt mindhárom kezelésben. A következő vizsgált évben (2008) az átlagértékek esetén a kontrollhoz viszonyítva

minden kezelésben nagyobb szervesanyag-tartalmat mértem. 2009-ben az előző évhez hasonló tendenciát figyelhettem meg az eredmények átlag értékeinek elemzésekor. A következő megfigyelési évben (2010) a 9 t/ha-os kezelés eredményezte a legnagyobb szerves-anyag tartalom növekedést, de a másik két dózis hatására is növekedett a vizsgált paraméter. 2012-ben a 9 és 27 t/ha-os adagok hatására magasabb értékeket tapasztaltam a szervesanyag-tartalom vizsgálata során a kontroll területhez viszonyítva. Az utolsó vizsgált időpontban (2013) mindhárom kezelt területből vett átlagminták szervesanyag-tartalmának növekedését eredményezték a szennyvíziszap komposzt kezelések. A talajba vitt szerves anyagok növelik a talaj víztartó képességét (VÁRALLYAY, 2002). A szervesanyag-adagolás csökkenti a térfogatsűrűséget és a talaj tömörségét. A makro-tápanyagok közül a foszfor iszappal kijuttatott mennyisége a talaj legfelső rétegében kimutatható. A megkötődés ellenére a növényeknek szükséges foszformennyiség a talajban rendelkezésre áll (VERMES, 1998).

A mélyebb rétegből vett talajminták szervesanyag-tartalmának alakulását a 9. táblázat mutatom be.

Az adatokat kiértékelve megállapítottam, hogy a 30-60 cm-es talajrétegben is emelkedett a szervesanyag-tartalom, de kisebb mértékben, mint az előzőekben bemutatott művelt rétegben.

9. táblázat. A Humusz (%) változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	Humusz (%)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	0,51±0,12a	0,76±0,36a	0,75±0,24a	0,72±0,22a	n.m.	0,66±0,20a	0,65±0,22a
<b>9 t/ha</b>	0,51±0,12a	0,56±0,27a	0,71±0,20a	0,73±0,32a	n.m.	0,70±0,24a	0,63±0,20a
<b>18 t/ha</b>	0,49±0,11a	0,74±0,23a	0,80±0,15a	0,71±0,17a	n.m.	0,66±0,13a	0,72±0,29a
<b>27 t/ha</b>	0,49±0,11a	0,71±0,27a	0,69±0,18a	0,66±0,18a	n.m.	0,66±0,24a	0,72±0,24a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )

A bemutatott időszak elején (2007-ben), a komposzt kijuttatását követően közel azonos eredményeket kaptam a kontroll és a kezelt területek talajából gyűjtött átlagmintákban. Statisztikailag igazolható kezeléshatást nem tudtam kimutatni ebben az évben. Ugyanilyen megállapításra jutottam az eredmények átlagértékeinek vizsgálata során. A következő évben (2008-ban) emelkedést figyeltem meg

mindegyik parcellában. Az átlagértékek közül a két nagyobb adag (18 és 27 t/ha) esetében tapasztaltam nagyobb értékeket a legkisebb (9 t/ha) dózishoz viszonyítva, viszont mindhárom kezeléshez képest a kontroll parcellák átlag eredményei nagyobbak voltak. 2009-ben az előző évben tapasztalt emelkedéshez képest nem volt számottevő a növekedés és két kezelésben (18 t/ha és 27 t/ha parcellákban) csökkent a szervesanyag-tartalom. A kijuttatást követő évben (2010) a talaj mélyebb (30-60 cm-es) rétegében a 9 t/ha-os kezelés kivételével csökkent a szervesanyag-tartalom az előző évhez viszonyítva. 2012-ben a komposztot nem kapott parcellákban mért szervesanyag-tartalom közel azonos volt a komposztos kezelésekben kapott értékhez. A következő évben (2013) a különböző dózisok nem emelték meg a vizsgált talajtulajdonság értékét.

#### **4.3. A talaj felvehető foszfor tartalom alakulása 2007-2013 között**

A kísérleti terület felső (0-30 cm) talajrétegéből szedett talajminták felvehető foszfortartalom értéke arányosan növekedett a kijuttatott szennyvíziszap komposzt dózisaival (10. táblázat) 2008 és 2013 között. Az említett időszakban a talaj AL-oldható foszfortartalma a közepes és jó ellátottsági szintről az igen jó ellátottsági szintre emelkedett a szennyvíziszap komposzt adagok hatására. A 2006. évi kijuttatást követően - átlagértékeket figyelembe véve - 2007-ben a 9 t/ha-os kezelés hatására növekedett jelentősebben a felvehető foszfortartalom. A másik két dózis hatására csak kisebb emelkedést tapasztaltam a vizsgált értékben a kontrollhoz viszonyítva. 2008-ban szintén mindhárom kezelés hatására átlagértékben nőtt az AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalma. Ebben az évben a kijuttatott dózisok növekedésével megegyező irányban emelkedett a vizsgált talajkémiai tulajdonság értéke.

10. táblázat. Az AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	224,6±127,46a	134,6±69,28a	97,0±26,65a	116,6±36,22a	n.m.	103,2±35,16a	147,2±33,79a
<b>9 t/ha</b>	276,6±108,02a	155,8±42,28a	141,7±37,90ab	230,6±64,57b	n.m.	164,0±51,30b	185,4±52,60b
<b>18 t/ha</b>	234,2±72,53a	240,6±101,70b	185,1±47,31b	268,7±71,15b	n.m.	228,7±87,47c	209,7±49,00bc
<b>27 t/ha</b>	235,3±76,93a	331,4±112,57c	253,7±82,86c	381,3±59,12c	n.m.	304,7±79,08d	239,5±29,90c

*a-c, indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik (P < 0,05).*

*n.m. nincs mérés.*

*(N=15)*

A kontroll területhez viszonyítva matematikai módszerrel is igazolható kezeléshatást a 18 és 27 t/ha-os komposzt kezelések eredményeztek. A következő évben (2009) a 27 t/ha-os adag hatására több, mint 2,5-szeres emelkedést tapasztaltam az eredményekben a kezeletlen területhez viszonyítva, amely statisztikailag igazolható pozitív hatást mutatott. A 9 t/ha-os dózis alkalmazása közel 50%-kal, a 18 t/ha-os komposzt mennyiség 90%-kal növelte az AL-P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalmat a talajban. A dolgozatomban bemutatott további évek (2010, 2012 és 2013) átlageredményeit értékelve hasonló tendenciát figyeltem meg. Az előzőekben felsorolt mindhárom évben a legmagasabb adag (27 t/ha) hatására statisztikailag igazolható emelkedést mértem a talaj AL-oldható foszfor tartalom alakulásában.

A kísérleti terület talajának mélyebb (30-60 cm) rétegéből vett minták AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> tartalmának alakulását a 11. táblázatban foglalom össze. Az átlagértékek eredményeit elemezve 2007-ben a kezelések közül a 27 t/ha komposzt adag javított a vizsgált talajkémiai tulajdonságon. A másik két dózis parcella talajából közel azonos adatokat mértem, amelyek alatta maradtak a kezeletlen területből mért eredményeknek. 2008-ban a 18 és 27 t/ha-os dózisok emelni tudták az AL-oldható foszfortartalom átlag értékét a kontroll területhez viszonyítva.

11. táblázat Az AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> változása a 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	75,8±27,97a	102,8±33,23a	89,80±41,38a	98,8±59,85a	n.m.	102,2±45,76a	160,2±40,23a
<b>9 t/ha</b>	69,7±26,63a	99,5±34,17a	94,33±33,31a	106,4±51,43a	n.m.	115,5±27,11ab	157,9±50,17a
<b>18 t/ha</b>	69,0±31,17a	104,7±31,92a	95,43±38,34a	143,3±66,31a	n.m.	164,9±39,12b	160,8±35,13a
<b>27 t/ha</b>	85,4±29,80a	106,6±28,14a	115,66±50,77a	141,6±47,87a	n.m.	148,1±58,46ab	160,4±53,74a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
(N=15)

A legkisebb komposzt mennyiséget (9 t/ha) kapott parcellákban mért eredmények kis mértékben maradtak el a komposztot nem kapott parcellákban mért adatoktól. A következő vizsgálati évben (2009) mindegyik kezelés növelte a vizsgált paramétert a kezeletlen területhez viszonyítva. 2010-ben és 2013-ban is hasonló trendet figyeltem meg a komposzt kijuttatás hatásaként. 2012-ben az AL-oldható P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> tartalom átlagértékek közül a 18 t/ha-os dózis statisztikailag igazolható növekedést eredményezett.

#### 4.4. A talaj felvehető kálium tartalom alakulása 2007-2013 között

A talaj felső szántott rétegének AL-oldható K<sub>2</sub>O tartalom változását a 12. táblázat segítségével szemléltetem. A kísérleti terület AL-oldható káliumtartalmának ellátottsági szintje 2007-ben a jó és igen jó kategóriákba sorolható.

12. táblázat. Az AL-oldható K<sub>2</sub>O változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	K <sub>2</sub> O (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	190,7±67,73a	187,9±43,33a	151,5±39,07a	134,3±25,58a	n.m.	131,8±21,80a	143,7±38,33a
<b>9 t/ha</b>	201,6±53,87a	177,5±45,49a	158,9±45,65a	124,4±24,89a	n.m.	126,3±33,31a	151,9±35,17a
<b>18 t/ha</b>	199,5±68,90	174,5±40,06a	161,7±50,94a	135,4±40,00a	n.m.	134,1±32,77a	161,8±27,79a
<b>27 t/ha</b>	210,8±130,59a	188,8±44,56a	161,2±59,82a	133,8±30,91a	n.m.	148,7±36,68a	173,6±21,90a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )

2007 és 2012 között a komposztkezelések hatására nem emelkedett a talaj kálium-tartalma. A kiindulási évhez viszonyítva minden alkalmazott dózisban és a kontroll parcellában is jelentős csökkenést tapasztaltam. Ez a tendencia, csak a 2013-as évben mutatott pozitív változást.

A mélyebb rétegből szedett talajminták AL-oldható kálium-tartalom változását a 13. táblázatba foglalva mutatom be. Az alacsonyabb mennyiségi szintről induló kálium-tartalom a vizsgálati évek végére lecsökkent, nem tudta megemelni a szennyvíziszap komposzt kezelés ezt a vizsgálati paramétert.

13. táblázat. Az AL-oldható K<sub>2</sub>O változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

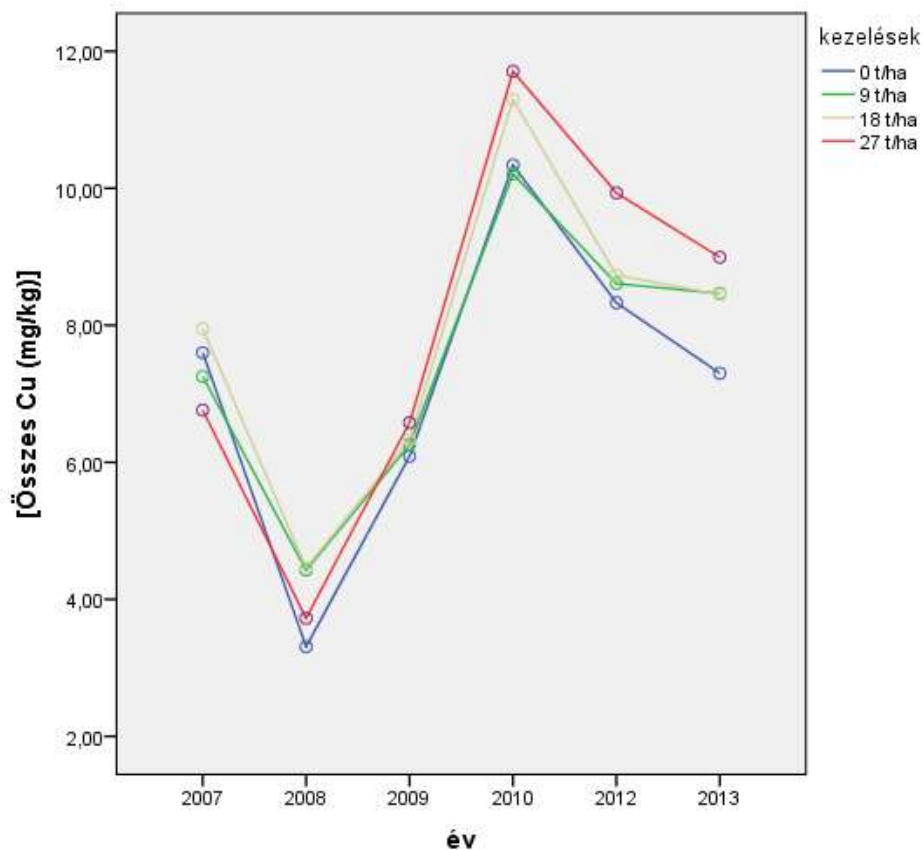
Kezelés	K <sub>2</sub> O (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	129,3±27,74a	173,2±39,40b	133,8±36,56a	107,0±32,02a	n.m.	114,9±26,15a	133,2±37,50a
<b>9 t/ha</b>	124,6±27,49a	165,8±37,98ab	139,8±43,46a	118,4±38,02a	n.m.	108,6±29,39a	123,3±34,95a
<b>18 t/ha</b>	127,1±30,84a	135,0±22,34a	135,2±51,24a	127,2±45,04a	n.m.	104,3±33,66a	123,1±32,71a
<b>27 t/ha</b>	138,7±47,70a	141,7±39,04ab	138,2±53,20a	129,2±40,30a	n.m.	106,5±42,51a	128,1±40,63a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )

Az eredmények ingadozása hasonlóképpen alakult a szántott réteg és a mélyebb réteg kálium-tartalma esetében is a 2010 és 2013 évek között.

#### 4.5. A talajban mért összes és felvehető Cu és Zn elemtartalom változása 2007-2013-között

A talajban mért összes réz (Cu) mennyiségének változását a 10. ábrán mutatom be. A szennyvíziszap komposzt rendszeres (háromévenkénti) kijuttatásának eredményeképpen a vizsgált időszak végére növekedést tapasztaltam a talaj szántott rétegében. A komposzttal kijuttatott Cu átlagos mennyisége 2006-ban: 1,68 kg/ 1 tonna komposztban; 2009-ben: 1,98 kg/ 1 tonna komposztban; 2012-ben: 2,24 kg/ 1 tonna komposztban.

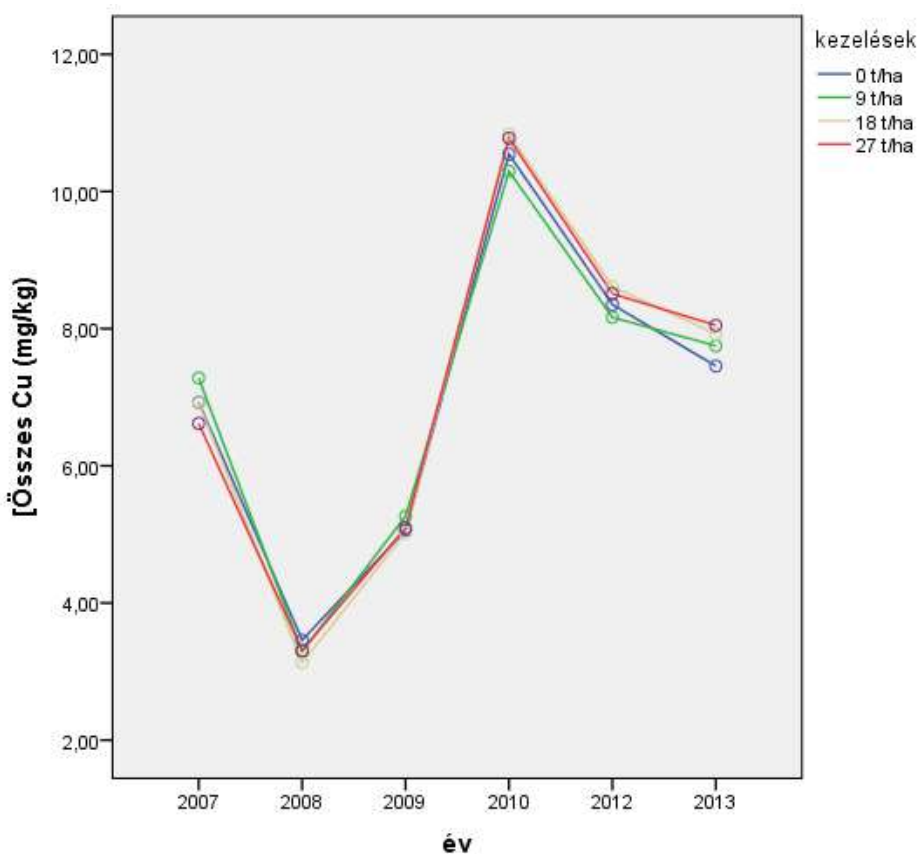


10. ábra Az összes Cu-tartalom változása szennyvíziszap komposzt kezelések hatására a talaj szántott rétegében (N=15)

Az összes réz-tartalom 2007-ben közel azonos értékről indult, melyet követően 2008-ban kisebb értékeket tapasztaltam. 2009-ben az első kijuttatást követő harmadik évben újból növekedett a vizsgált elemtartalom. A következő mintavételi

időpontban (2010) szedett mintákból egy még magasabb összes réz-tartalmat kaptam, valószínűleg a soron következő komposzt adag emelte meg ilyen mértékben a Cu mennyiségét. Ekkor már a kiindulási értékhez viszonyítva is növekedést mértem. 2012-ben és 2013-ban kismértékű csökkenést figyeltem meg, de még ezen eredmény értékek is felül voltak a 2007-ben mért alapértékeknek tekintetknél.

A kísérleti terület talajának mélyebb (30-60 cm) talajrétegéből származó talajminták összes Cu-tartalom változását a 11. ábrán mutatom be. A mért eredmények alapján a szántott réteghez nagyon hasonló lefutású diagramot kaptam ebben az esetben. Első kiszórást követően nem emelkedett meg a vizsgált paraméter értéke, majd csak a második komposzt kezelés eredményezett számottevő emelkedést. Megfigyeltem, hogy a mérési időpontokban a kontroll és a kezelt parcellákból származó eredmények közel azonosak voltak.



11. ábra Az összes Cu-tartalom változása szennyvíziszap komposzt kezelése hatására a talaj 30-60 cm-es rétegében  
(N=15)

Ez a jelenség ugyancsak észlelhető volt a 0-30 cm-es rétegben, viszont itt még közelebbi értékeket mutattak a mérési eredmények.

A talaj felvehető Cu-tartalom változását a különböző szennyvíziszap komposzt kezelések hatására a 14. - 15. táblázatok segítségével szemléltetem. A szántott talajrétegben (14. táblázat) a komposztkezelések 2010-ben növelték a talaj Cu mennyiségét. Ekkor a kontrollhoz viszonyítva mindhárom dózis pozitív hatást eredményezett a bemutatott mikro elem mennyiségében. A következő években ismét alacsonyabb értékeket tapasztaltam. A kísérlet területének talajában alacsony a felvehető Cu koncentrációja. A magasabb szerves-anyag bevitellel emelkedik a talaj pH-értéke, ami a Cu oldhatóságát csökkenti.

14. táblázat. A KCl-EDTA-oldható Cu változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	Cu (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
kontroll	n.m.	n.m.	1,20±0,57a	2,33±0,75a	n.m.	1,05±0,21a	1,25±0,17a
9 t/ha	n.m.	n.m.	1,28±0,43a	2,61±0,72a	n.m.	1,20±0,23ab	1,16±0,15a
18 t/ha	n.m.	n.m.	1,48±0,36a	2,91±0,66a	n.m.	1,19±0,25ab	1,13±0,26a
27 t/ha	n.m.	n.m.	1,64±0,46a	2,93±0,90a	n.m.	1,36±0,20b	1,22±0,16a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )

A szennyvíziszap komposzt tartamkísérlet mélyebb talajrétegében (30-60 cm) a felső réteghez hasonló eredményeket tapasztaltam a kezelések hatására a felvehető Cu-tartalomban (15. táblázat). A komposztkezelések hatására növekvő biomassza nagyobb mennyiségű réz felvételét igényli, így a kezeléshatás elmaradásában ez is szerepet játszhat. A növények számára esszenciális mikroelemként ismert Cu tekintetében a komposzt többszöri kijuttatásával az összes réz-tartalom esetében mindkét talajmélységben növekedett a kapott érték. A felvehető Cu mennyiségének jelentős változását nem tudtam kimutatni a kezeléseket követően sem.

15. táblázat. A KCl-EDTA-oldható Cu változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	Cu (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
kontroll	n.m.	n.m.	1,10±0,50a	1,49±0,64a	n.m.	1,31±0,30a	1,18±0,22a
9 t/ha	n.m.	n.m.	1,12±0,47a	1,77±1,07a	n.m.	1,10±0,26a	1,23±0,28a
18 t/ha	n.m.	n.m.	1,05±0,36a	1,89±0,91a	n.m.	1,08±0,41a	1,22±0,25a
27 t/ha	n.m.	n.m.	1,04±0,39a	1,73±0,96a	n.m.	1,17±0,21a	1,11±0,19a



*a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelöli ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )*

A talaj felvehető Zn-tartalmának változását a felső 0-30 cm-es rétegben a 16. táblázatban foglalom össze. Az első vizsgált évben (2009) a két nagyobb dózis statisztikailag igazolható növekedést eredményezett a 0-30 cm-es talajszintben a kontroll területhez viszonyítva. 2010-ben a 18 és 27 t/ha-os komposzt adag szignifikánsan növelte a Zn mennyiségét a kísérleti terület felső rétegében a kontroll és a 9 t/ha-os kezelésekhez hasonlóan. A következő vizsgálati évben (2012) hasonló, matematikailag igazolható különbségeket tapasztaltam, mint az előzőleg bemutatott évben. 2013-ban a komposzt kezelése hatására mindhárom dózis magasabb cink mennyiséget eredményezett a kontrollhoz viszonyítva, habár a kezeletlen és a kezelt területeken is csökkenést (kivéve a 9 t/ha-ban) figyelhettem meg.

*16. táblázat. A KCl-EDTA-oldható Zn változása a talaj szántott rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására*

Kezelés	Zn (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
kontroll	n.m.	n.m.	0,87±0,30a	3,66±2,48a	n.m.	2,37±1,01a	1,73±0,61a
9 t/ha	n.m.	n.m.	1,51±0,30a	3,56±0,98a	n.m.	2,53±0,83a	2,65±0,89b
18 t/ha	n.m.	n.m.	2,54±0,30b	4,81±1,23ab	n.m.	3,41±0,64b	2,95±0,64b
27 t/ha	n.m.	n.m.	3,92±0,30c	5,44±2,20b	n.m.	4,69±0,90c	3,34±0,83b

*a-c, indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )*

A rézhez hasonlóan, a cink esetében is tapasztaltam kezeléshatást a vizsgált mélyebb talajszintben (17. táblázat). 2009-ben a kontrollhoz viszonyítva nagyobb értékeket kaptam a kezelt területeken. Hasonló tendenciát figyeltem meg a következő vizsgálati évben (2010) is. 2012-ben a 9 t/ha-os kezelésben mértem a legkisebb Zn mennyiséget. Statisztikailag igazolható különbséget ebben az évben a kontrollhoz viszonyítva a 18 és 27 t/ha-os kezelésekben figyeltem meg. Az utolsó bemutatott évben (2013) a kezeletlen parcellákból származó minták adták a legmagasabb értéket, a többi kezelt területről kisebb adatokat kaptam. A homoktalajokra jellemző, alacsony koncentrációkat mértem a felvehető cinktartalom esetében is, melyen a szennyvíziszap komposzt kijuttatása kis mértékben változtatni tudott.

A szennyvíziszap komposzt kijuttatásával a talajban növeljük a szerves-anyag mennyiséget, ezzel javítjuk annak tápanyag-szolgáltató képességét (ALEKSZA és DÉR, 1998).

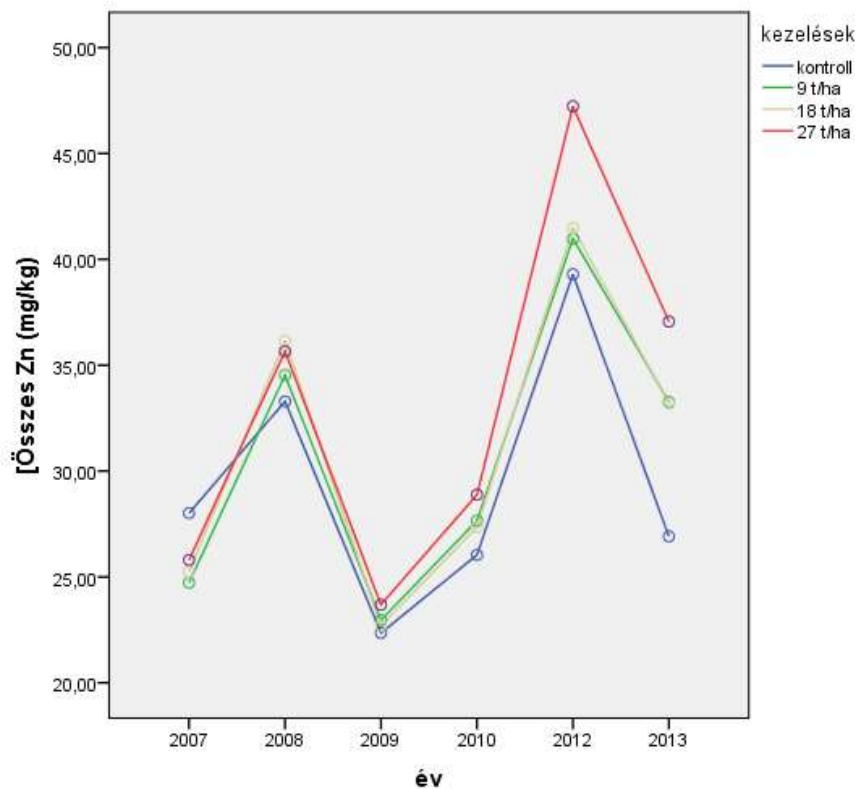
17. táblázat. A KCl-EDTA-oldható Zn változása a talaj 30-60 cm-es rétegében, szennyvíziszap komposzt kezelés hatására

Kezelés	Zn (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	n.m.	n.m.	0,57±0,72a	1,83±0,80a	n.m.	2,59±0,76a	2,72±1,04a
<b>9 t/ha</b>	n.m.	n.m.	1,04±1,65a	2,53±2,03a	n.m.	1,93±0,40a	2,11±0,88a
<b>18 t/ha</b>	n.m.	n.m.	0,70±0,30a	2,35±1,17a	n.m.	2,08±0,88a	2,40±1,15a
<b>27 t/ha</b>	n.m.	n.m.	1,13±0,61a	2,17±1,20a	n.m.	2,07±0,57a	2,54±1,13a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
n.m. nincs mérés.  
( $N=15$ )

A talajban lévő felvehető Cu kisebb mértékben hozzáférhető a növények számára, mint a Zn (ZHELJAZKOV, és WARMAN, 2004). A megfelelő dózisban alkalmazott szennyvíziszap komposzt nem rontja sem a talaj, sem a növények minőségét. A szennyvíziszap komposzt három évente történő kijuttatása egyik végleges környezetbarát elhelyezési módja lehet a hulladéknak tekintett, értékes beltartalmi mutatókkal rendelkező szennyvíziszapnak (TOMÓCSIK et al., 2018).

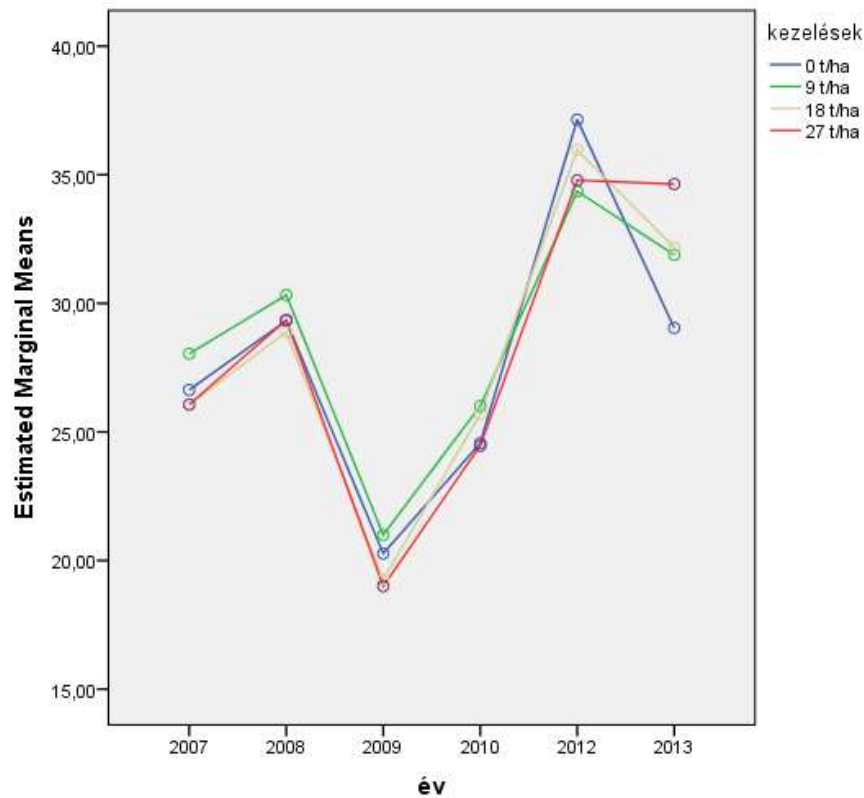
A talaj felső rétegében mért összes Zn-tartalom alakulását a 12. ábra segítségével szemléltetem. Az első vizsgálati évben (2007), a kontroll parcellában mértem magasabb értékeket a kísérletben szereplő többi parcellához viszonyítva. 2008-ban a vizsgált paraméter emelkedett mindegyik kezelésben és a kontrollban is. A talaj felső rétegében 2009-ben a 9 és 18 t/ha-os kezelésekben közel azonos Zn-koncentrációt mértem, a 27 t/ha-os komposzt adagnál kaptam valamivel magasabb értéket. Az újratezelést követően megmaradt az előző évi trend, a két alacsonyabb adag esetén hasonló, míg a nagy dózis esetében magas koncentrációkat mértem 2010-ben.



12. ábra Az összes Zn-tartalom változása szennyvíziszap komposzt kezelések hatására talaj felső rétegében  
(N=15)

A következő két bemutatott évnél (2012 és 2013) is megfigyelhettem ezeket a változásokat. 2013-ban statisztikailag igazolható különbséget tudunk kimutatni a kontroll parcella és a kezelt parcellák között.

A talaj mélyebb rétegében vizsgált Zn-koncentráció alakulását a 13. ábrán mutatom be. Az első két bemutatásra kerülő évben (2007 és 2008) közel azonos értékeket kaptam, viszont 2008-ban kissé magasabb eredményeket tapasztaltam az előző évhez képest. 2009-ben a kezeletlen parcellához viszonyítva a 9 t/ha-os dózis hatására volt magasabb a vizsgált paraméter. 2010-ben is a legkisebb komposzt adag kijuttatása eredményezte a legmagasabb Zn-koncentrációt.



13. ábra Az összes Zn-tartalom változása szennyvíziszap komposzt kezelések hatására a talaj 30-60 cm-es rétegében (N=15)

2012-ben kissé magasabb eredményeket mértem a kontroll parcellákban a kezelt területekhez viszonyítva. A komposzt kiszórását követően a legnagyobb adag hatására emelkedett legjobban a Zn-koncentrációja.

Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletben a 60-as években beállított foszfor műtrágyázási kísérletben a túlzott P műtrágya adagolás toxikus tüneteit Zn adagolással CSATHÓ (2002) meg tudta oldani.

#### 4.6. A teszt növényekben mért Cu és Zn mennyiségének változása 2007-2013 között

A teszt növények magjában mért Cu-koncentráció változását a 18.-20. táblázatokban mutatom be. 2007-ben a zöldborsó szemtermésében a kontroll parcellában mértem a legmagasabb koncentrációt a három kezeléshez viszonyítva. A következő évben (2008) csökkenést tapasztaltam és hasonló eredményt kaptam mindegyik komposzttal kezelt parcellából származó növényben.

18. táblázat. Zöldborsó szemtermés Cu mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Cu (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	10,71±5,81a	4,55±2,43a	7,75±1,31a	10,39±1,53a	4,33±0,22a	7,81±0,72a	2,88±1,17a
<b>9 t/ha</b>	7,46±0,76a	3,63±2,43a	6,84±1,05a	8,92±0,86a	4,44±0,47a	7,89±0,33a	3,74±0,90a
<b>18 t/ha</b>	7,51±0,89a	4,52±1,50a	6,92±0,89a	10,00±0,33a	4,03±0,47a	7,76±0,89a	4,36±0,69a
<b>27 t/ha</b>	7,10±1,04a	3,42±1,18a	7,06±0,32a	9,61±0,30a	4,17±0,53a	7,87±0,71a	4,45±1,17a

a, index:a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A zöldborsó mag Cu mennyisége (18. táblázat) a 2009-ben kiszórt szennyvíziszap komposzt kezelés hatására megemelkedett a 2010-es év vizsgálati eredményei alapján. 2012-ben közel azonos mérési adatokat kaptam. 2013-ban csökkenést tapasztaltam az előző évhez viszonyítva, de az adott éven belül vizsgálva az eredményeket a kontroll parcellában volt a legkisebb a Cu-koncentrációja.

A tritikálé mag Cu mennyisége mindkét komposzt kiszórást (2009 és 2012) követően emelkedet a kezelések hatására (19. táblázat.).

19. táblázat. Tritikálé szemtermés Cu mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Cu (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	4,30±1,29a	3,32±1,88a	4,37±0,79ab	10,55±1,88a	3,90±3,37a	n.a.	1,97±0,30a
<b>9 t/ha</b>	4,10±0,76a	4,35±0,28a	4,92±0,42b	10,35±0,97a	2,20±0,35a	n.a.	1,83±0,32a
<b>18 t/ha</b>	4,19±0,36a	3,78±0,38a	3,81±0,91ab	10,24±0,86a	1,92±0,20a	n.a.	1,93±0,18a
<b>27 t/ha</b>	3,98±0,64	4,17±0,49a	3,50±0,45a	9,90±0,71a	1,85±0,12a	n.a.	2,09±0,43a

a, index:a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A kukorica magban mért Cu-koncentráció a 2012-es évben történt kijuttatás után a vizsgálati eredmények növekedését mutatták (20. táblázat.). Statisztikailag igazolható kezeléshatást nem tapasztaltam a Cu-koncentráció változásában a vizsgálataim folyamán.

20. táblázat. Kukorica szemtermés Cu mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Cu (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	3,74±0,58a	2,35±0,16a	n.m.	2,33±2,07a	2,05±1,51a	n.a.	1,06±0,07a
<b>9 t/ha</b>	3,99±0,45a	3,65±2,73a	n.m.	3,34±2,31a	1,56±0,70a	n.a.	1,07±0,08a
<b>18 t/ha</b>	3,07±1,37a	2,46±0,25a	n.m.	2,92±1,66a	1,38±0,28a	n.a.	1,03±0,06a
<b>27 t/ha</b>	3,42±1,52a	2,92±0,54a	n.m.	2,21±2,04a	1,61±0,51a	n.a.	1,03±0,04a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A vizsgálataimban szereplő tesztnövények közül egyik szemtermésében sem haladta meg a Cu-tartalom a szennyezetlen talajon növekedett növényben mérhető érték maximumát, a 20 mg/kg-ot.

A szennyvíziszap komposzt kísérletben alkalmazott tesztnövények szemtermésében mért Zn-koncentráció változását a 21.-23 táblázatokban közlöm. A zöldborsó magjában mért adatok 2007-ben és 2008-ban a 2006-os kezelést követően közel azonos értéket mutattak (21. táblázat.). Ezt követően a kezelt parcellákban termelt növények magjában 2009-ben a 27 t/ha-os kezelésben, a kiszórást követően 2010-ben a 18 és 27 t/ha-os parcellákban, 2012-ben és 2013-ban mindhárom dózis esetében nagyobb volt a kontroll területen termesztett növények magjában mért adatokhoz viszonyítva. A bemutatott évek közül zöldborsónál 2013-ban tudtam statisztikailag igazolható kezeléshatást kimutatni a kontroll és a kezelt területek között.

21. táblázat. Zöldborsó szemtermés Zn mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Zn (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	44,35±10,51a	47,05±12,01a	46,30±5,65a	34,83±7,40a	32,92±4,32a	37,92±2,68a	29,10±2,63a
<b>9 t/ha</b>	42,96±3,68a	42,55±22,98a	45,28±8,50a	33,53±4,30a	32,88±3,19a	39,08±3,79a	38,26±5,38b
<b>18 t/ha</b>	44,76±4,72a	51,53±4,50a	45,26±4,59a	37,29±5,92a	31,04±3,47a	38,28±2,98a	37,34±5,19b
<b>27 t/ha</b>	45,43±5,78a	50,50±5,58a	49,86±2,41a	36,00±4,92a	34,98±3,53a	41,62±3,78a	41,04±5,78b

a-b, indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A tritikálé mag Zn-koncentrációja mindhárom kiszórást követő évben emelkedett a komposzt kezelésekben (22. táblázat.). Statisztikailag igazolható kezeléshatást nem tapasztaltam a bemutatott években. A Zn hiányára nagyon érzékenyen reagál a gabonafélék közül a durumbúza. Elsőként a hajtáscsúcsban jelentkezik a Zn-koncentráció csökkenése (CACMAK et al., 1996).

22. táblázat. Tritikálé szemtermés Zn mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Zn (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	40,34±5,06a	26,25±13,78a	26,92±3,49a	46,29±11,31a	27,66±1,89a	12,14±2,22a	34,28±7,87a
<b>9 t/ha</b>	40,06±5,69a	32,91±1,93a	29,62±3,14a	50,47±4,86a	29,21±3,44a	11,93±2,08a	31,10±6,19a
<b>18 t/ha</b>	41,47±4,82a	32,06±4,08a	26,37±5,64a	49,97±8,39a	26,72±2,45a	12,51±1,55a	30,22±4,21a
<b>27 t/ha</b>	42,10±5,73a	35,60±1,17a	27,49±2,70a	48,70±7,34a	28,98±3,69a	14,14±1,53a	29,20±6,67a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A kukorica tesztnövény (23. táblázat.) esetében 2009-ben kevés mintaszám következtében nem végeztem statisztikai számításokat. 2010-ben a két nagyobb adag hatására tapasztaltam magasabb Zn-koncentrációt. 2012-ben és 2013-ban mindhárom dózis Zn mennyiségének emelkedését eredményezte a kukorica szemtermésében. A szennyvíziszap komposzt kezelés következtében a kukorica Zn felvétele jelentősen emelkedett, amely komposzt magas szerves anyag tartalmának köszönhető (WARMAN és TERMENN, 2005).

23. táblázat. Kukorica szemtermés Zn mennyiségének változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

Kezelés	Zn (mg/kg)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>kontroll</b>	19,76±1,66a	22,74±2,77a	n.m.	24,84±15,25a	14,97±1,56a	5,83±0,44a	10,64±0,79a
<b>9 t/ha</b>	20,06±1,36a	25,17±5,95a	n.m.	22,47±10,80a	15,29±3,03a	7,84±1,99a	11,72±1,60a
<b>18 t/ha</b>	20,32±2,12a	21,84±1,84a	n.m.	25,35±14,32a	14,89±1,36a	6,81±1,61a	12,54±1,79a
<b>27 t/ha</b>	21,99±1,44a	23,07±2,15a	n.m.	30,64±15,23a	15,47±1,06a	6,22±1,16a	12,18±1,36a

a, index: a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

A vizsgálataimban szereplő tesztnövények közül egyik szemtermésében sem haladta meg a Zn-tartalom a szennyezetlen talajon növekedett növényben mérhető érték maximumát, a 150 mg/kg-ot.

#### **4.7. A tesztnövények termésmennyiségének változása 2007-2013 között**

A 2007-től 2013-ig terjedő évek között a szennyvíziszap komposzt alkalmazásának a tritikálé termésmennyiségére gyakorolt hatását a 24. táblázatban foglalom össze. Az említett időszak első három (2007-2009) évében kismértékű termésnövekedést eredményezett a szennyvíziszap komposzt kijuttatása a kezelt parcellákban a kontroll parcellához viszonyítva. 2009-ben a 18 és 27 t/ha dózissal kezelt parcellákban termett többet a tritikálé a kezeletlen területhez képest. Ebben az időszakban nem tudtam statisztikai módszerekkel igazolni a kezelés átlagok közötti különbségeket. 2010-ben mindhárom kezelt parcellában nagyobb termést mértem, a kontroll területekhez viszonyítva. Az eredmények közül a 27 t/ha-os komposztmennyiséget tartalmazó parcella és a komposztot nem kapott terület között szignifikáns kezeléshatást mutattam ki a terméseredményekben.

*24. táblázat. Tritikálé termésmennyiség változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között*

kezelések	Tritikálé termés (t/ha)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>0 t/ha</b>	2.1 a	3.3 a	1.5 a	1.3 a	1.9 a	1.8 a	1.0 a
<b>9 t/ha</b>	2.6 a	3.6 a	1.4 a	1.6 ab	2.4 ab	2.3 ab	1.3 ab
<b>18 t/ha</b>	2.9 a	3.9 a	2.0 a	1.6 ab	2.8 b	2.7 b	1.5 ab
<b>27 t/ha</b>	2.8 a	4.2 a	1.9 a	1.8 b	3.0 b	2.9 b	1.6 b

*a-b indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )*

2011-ben és 2012-ben a tesztnövény terméseredménye nagyobb volt a szennyvíziszap komposzt dózisok hatására a kezeletlen parcellához képest. Ezekben az években a két nagyobb dózisban (18 és 27 t/ha) termett tritikálé mennyisége meghaladta a kontroll területeken termett mennyiséget. Több mint 50%-os termésnövekedést tapasztaltam ezekben az években az említett kezelések hatására, mely statisztikai módszerekkel is igazolható volt. A 2013-as év arányaiban hasonló eredményeket mutat a 2010-es év eredményeihez, mind a termésmennyiségben, mind



a kezelések közötti eredményeinek összefüggésében, viszont a termésmennyiség minden parcellában alatta volt az előző években (2011, 2012) mértéknek.

A kukorica termésmennyiségének változását az 25. táblázat szemlélteti. 2007-ben a kezelések hatására nem emelkedett a hozam, a kontroll területről nagyobb termést takarítottam be, mint a szennyvíziszap komposzttal kezelt területekről. A következő évben (2008) mindhárom komposzt dózis hatására statisztikailag igazoltan növekedett a betakarított kukorica mennyisége a kezeletlen parcellához képest. 2009-ben a 18 és 27 t/ha adagok eredményeztek szignifikáns termésmennyiség emelkedést. Ebben a tenyészedőszakban a 9 t/ha-os parcellában termett a legkevesebbet a kukorica. A következő két évben (2010-2011) ismételten a két nagyobb (18 és 27 t/ha) dózis statisztikailag igazolható pozitív hatást fejtett ki a kukorica hozamára. Több mint 50%-kal növekedett a termés mennyisége. 2012-ben közel azonos volt a kukoricatermés a kezeletlen és a kezelt parcellákban. Ebben az évben nem tapasztaltam szignifikáns különbséget.

25. táblázat. Kukorica termésmennyiség változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

kezelések	Kukorica termés (t/ha)						
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
<b>0 t/ha</b>	8.2 a	7.8 a	7.9 ab	6.3 a	5.5 a	4.8 a	6.2 a
<b>9 t/ha</b>	7.8 a	9.2 b	6.6 a	7.4 ab	7.1 ab	4.6 a	6.7 ab
<b>18 t/ha</b>	7.9 a	9.8 b	8.2 b	9.0 b	8.2 b	5.1 a	7.3 ab
<b>27 t/ha</b>	7.3 a	9.8 b	9.0 b	9.5 b	8.4 b	4.9 a	7.8 b

*a-b indexek: a különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).*

( $N=20$ )

Az utolsó bemutatott évben (2013) a kontrollhoz viszonyítva mindegyik parcellában nőtt a termésmennyiség. A legnagyobb adagot (27 t/ha) tartalmazó parcella és a szennyvíziszap komposztot nem kapott terület között statisztikailag igazolt ez a termésmennyiség növekedés.

A harmadik tesztnövény, a zöldborsó termésmennyiségére gyakorolt hatást 2007 és 2013 között a 26. táblázatban mutatom be. A vizsgált évek közül a 2007-2008 és a 2011-2013-as tenyészedőszakban a kontroll és a kezelt parcellákból betakarított

magmennyiségek között statisztikailag igazolható kezelés hatást nem tudtam igazolni.

26. táblázat. Zöldborsó termésmennyiség változása szennyvíziszap komposzt kezelés hatására 2007-2013 között

kezelések	Zöldborsó termés (t/ha)					
	2007	2008	2010	2011	2012	2013
<b>0 t/ha</b>	0.3 a	1.2 a	1.3 a	1.0 a	2.9 a	1.8 a
<b>9 t/ha</b>	0.3 a	1.4 a	1.7 b	1.1 a	3.2 a	1.6 a
<b>18 t/ha</b>	0.4 a	1.2 a	1.8 b	1.0 a	3.3 a	1.8 a
<b>27 t/ha</b>	0.3 a	1.1 a	1.6 b	0.8 a	3.1 a	1.5 a

*a-b* indexek: *a* különböző betűk a Tukey-teszt szerint statisztikailag különböző átlagokat jelölik ( $P < 0,05$ ).  
( $N=20$ )

2009-ben a szélsőséges időjárási körülmények következtében (jégverés) nem tudtam termést betakarítani, így ez az év kimaradt a táblázatból. A zöldborsó hozama 2010-ben statisztikailag növekedett a szennyvíziszap komposzt kijuttatás eredményeképpen. Ekkor a 9 t/ha dózis 30%-kal, a 18 t/ha dózis 38%-kal és a 27 t/ha dózis 23%-kal több termést eredményezett a kontroll parcellához viszonyítva.

A szerves trágyázáshoz hasonlóan a háromévente történő szennyvíziszap komposzt kijuttatással a talajokból hiányzó szerves anyagot, makro- és mikrotápelemeket pótolhatjuk. Ezeknek az alkotóknak a talajban megtalálható mennyiségének növelésével, a termesztett növények termésmennyisége is emelkedni fog. Az eltérő fiziológiai tulajdonságokkal rendelkező növényfajok/fajták azonban különbözőképpen reagálnak mindezekre a változásokra.

A vizsgálatba vont három tesztnövény közül, a kalászos növényként termesztett tritikálé hozamára hosszútávon kedvező hatást gyakorolt a szennyvíziszap komposztkezelés. A bemutatott időszak (2007-2013) alatt csak egy évben (2009), nem termett többet a növény a 9 t/ha kezelésben. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a nagyobb dózisok közül az egyik évben a 18 t/ha-os, a másik évben a 27 t/ha-os parcellák adták a nagyobb magtermést. Az évek közötti eredményeket megvizsgálva, a kijuttatási időpontokat követő második évben adott a tritikálé magasabb termést (TOMÓCSIK et al., 2016). A szintén kalászos gabonák közé sorolható tavaszi árpa terméseredményének emelkedését a tesztnövény ásványi anyag koncentrációjának növekedésével hozták összefüggésbe DEBRECZENI és

IZSÁKI (1985). A megnövelt szennyvíziszap komposzt adagok eredményeképpen a termesztett növények gyökértömege és szárazanyag mennyisége csökkent, melyet a szennyvíziszappal kijuttatott nehézfémek akkumulációja okozta fitotoxicitással indokoltak (KABATA – PENDIAS és PENDIAS, 1992; 2001, SIMON 2001).

A komposztkezelések pozitívan emelték a kukorica tesztnövény termésmennyiségét. Az első vizsgálati évtől (2007) eltekintve a következő 6 év mindegyikében jobb eredményt mutattak a 18 és 27 t/ha-os komposzt adagok. A kezelt talaj kémiai tulajdonságaiban végbemenő pozitív hatások (ARANYOS et al. 2013) a tesztnövényekre is kedvező hatással vannak. A termés mennyiségének növekedése az élettani paraméterekben (nitrogén-tartalom, szárazság-stressz tűrés, transpiráció) bekövetkező kedvező változások eredményeképpen értékelhető (SIMON és SZENTE, 2000), és ez kapcsolatba hozható a talaj szervesanyag-tartalmának emelkedésével (ČERNÝ et al. 2010). A kiszórt szennyvíziszap komposzt tápanyagaival a termesztett növények mellett a talajéletért felelős mikrobákat is tápláljuk (SINGH et al. 2011). A termés mennyiségének növekedésével nem minden esetben változnak a szemtermés tulajdonságai (VACA et al. 2011), de a nagyobb termés eléréséhez több káliumot szükséges kijuttatni, amelyhez megemelkedett tápanyag felvétel párosul (HEZHONG et al. 2010).

A zöldborsó termésmennyiségének változása a különböző adagú komposzt kezelések hatására a bemutatott 6 év során igen változó eredményeket mutatott, amelyeket az időjárás változékonysága erősen befolyásolt. Az egyenetlen mennyiségű lehulló csapadék jelentősen befolyásolja a növénytermesztési tényezők hatását (LIANG et al. 1991), így a kezelések hatásaként igazolható hozamnövekedést nem tapasztaltam a vizsgált időszak alatt egyik parcellában sem.

#### ***4.8. Termésmennyiség és a vizsgált talajkémiai tulajdonságok közötti összefüggések alakulása 2007-2013 között***

A kísérletben alkalmazott tesztnövények terméseredményei és a dolgozatomban bemutatott talajkémiai tulajdonságok {pH(KCl), pH(H<sub>2</sub>O), P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>(mg/kg), K<sub>2</sub>O(mg/kg), humusz %, Cu(mg/kg), Zn(mg/kg)} között vizsgált összefüggések eredményeit ebben a fejezetben mutatom be.

2007-ben a tritikálé termésmennyisége és a talaj kálium-tartalma között pozitív korrelációt tapasztaltam a 9 és 27 t/ha-os kezelésekben és a kontroll parcellában (27.

táblázat). Hasonlóan pozitív előjellel rendelkező összefüggést figyelhetem meg a humusz mennyiség esetében a 18 t/ha-os komposztadagot tartalmazó kezelésben is.

27. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termésmennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2007-ben

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% ( $\mu^m$ )	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,667**	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	0,595*	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,621*	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,548*	n.s.	n.a.	n.a.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		0,603*	0,562*	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,552*	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,548*	n.a.	n.a.
zöldborsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	0,567*	0,627*	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	0,545*	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.

*n.a.* - nincs adat

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten

(N=20)

A kukorica termésmennyisége és a kloridos és vizes kémhatás között pozitív lineáris kapcsolatot tapasztaltam a kontroll kezelésben. Negatív előjellel jelzett kölcsönhatást figyeltem meg a humusz mennyisége esetében a két nagyobb 18 és 27 t/ha) komposztadózisnál. A többi vizsgált talajkémiai tulajdonság és a kukorica termésmennyisége között nem találtam kapcsolatot 2007-ben.

A legkisebb dózis (9 t/ha) esetében a zöldborsó termésmennyisége és a kísérleti terület talajának pH(KCl) és pH(H<sub>2</sub>O) értékei között pozitív kapcsolatot figyeltem meg ebben az évben. Ugyancsak plusz előjelű az összefüggés a foszfor tartalom és a tesztnövény termésmennyisége esetében a 27 t/ha-os parcellában. Ebben az évben nem tapasztaltam kölcsönhatást a bemutatott paraméterek és a tesztnövények között.

A tritikálé termésmennyisége és a talaj kémhatásai {pH(H<sub>2</sub>O), pH(KCl)} között negatív korrelációt figyeltem meg a 18 t/ha kezelés eredményeképpen, 2008-ban (28. táblázat). Hasonló kapcsolatot állapítottam meg a kálium-kloridos kémhatás és a tritikálé terméseredménye között a 9 t/ha dózis esetében.

28. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termésmennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2008-ban

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% (m <sup>3</sup> m)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	-0,575*	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	-0,568*	-0,649**	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,531*	n.s.	n.a.	n.a.
zöldborsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	0,567*	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	0,636*	n.s.	0,737**	n.s.	n.a.	n.a.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.a.	n.a.

*n.a.* - nincs adat

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten  
(N=20)

2008-ban a kukorica terméseredménye esetében, csak a kálium-tartalommal összevetve tapasztaltam pozitív kapcsolatot a 27 t/ha-os dózisban. A zöldborsó termésmennyisége a vizes kémhatással mutatott pozitív korrelációt a 9 és 18 t/ha-os kezelésekben. Szintén pozitív összefüggést figyeltem meg a zöldborsó terméseredménye és a K<sub>2</sub>O-tartalom között a 18 t/ha-os kezelés hatására. A bemutatott évben (2008) a további vizsgált paraméterek között nem tapasztaltam statisztikai összefüggést.

2009-ben a zöldborsó terméseredményei és a vizsgált paraméterek között nem tudtam kimutatni korrelációs összefüggéseket (29. táblázat). A tritikálé termésmennyisége és a talaj kálium-tartalma között pozitív lineáris kapcsolatot figyeltem meg a kontroll, 18 és 27 t/ha adagokat kapott parcellákban. Hasonlóan kedvező eredményt mutattak a talaj összes cink-tartalma és a tritikálé termés adatai a kontroll területeken.

A kukorica termésmennyiségére negatívan hatott a talaj Zn- és a humusz mennyisége a kezeletlen parcellákban. Ugyancsak kedvezőtlenül befolyásolta az előbb említett tesztnövény termését ebben az évben a humusz és a kálium-tartalom alakulása a 18 t/ha-os dózis hatására.

29. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termésmennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2009-ben

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% ( $\frac{m}{m}$ )	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,671*	n.s.	n.s.	0,630*
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	0,754**	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,689*	n.s.	n.s.	n.s.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,641*	n.s.	-0,653*
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	0,658*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	-0,616*	-0,666*	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
zöldorsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*n.a.* - nincs adat

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten

(N=20)

A kukorica termésmennyiségénél kedvezőnek bizonyult a 9 t/ha adag a talaj foszfor tartalma esetében. A további számítások nem mutattak lineáris kapcsolatot a tesztnövények és a vizsgált paraméterek között.

2010-ben a talaj P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> és a cink-tartalma valamint a tritikálé termés eredménye között figyeltem meg pozitív korrelációt a 18 t/ha-os kezelésben (30. táblázat). Hasonló eredményt kaptam a Zn-tartalom és a tesztnövény termésmennyisége között a kontroll területéről.

30. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termésmennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2010-ben

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% ( $\frac{m}{m}$ )	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,614*
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	0,608*	n.s.	n.s.	n.s.	0,539*
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	-0,649*	-0,648*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	-0,729**	-0,730**	n.s.	0,619*	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		-0,642**	-0,659**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,725**
zöldorsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	-0,568*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	-0,558*	-0,547*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten

(N=20)

Ebben az évben (2010) a kukorica termésére negatívan hatott a talaj kémhatása {pH(H<sub>2</sub>O), pH(KCl)} mindhárom (9, 18 és 27 t/ha) komposzt adag esetében. A

tesztnövény termésmennyiségére kedvező hatást gyakorolt a talaj kálium-tartalma a 18 t/ha-os kezelésben, és a talajban található összes Zn mennyisége a 27 t/ha-os parcellában. A harmadik tesztnövény (zöldborsó) terméseredményeivel kapcsolatban ugyancsak negatív kölcsönhatást mutattam ki mindkét vizsgált talajkémhatás esetében a 18 t/ha-os dózisonál és a talaj foszfor-tartalom esetében a hektáronként 9 tonna komposzt keveréket tartalmazó parcelláknál. A termésmennyiségek és a többi vizsgált paraméter között nem tapasztaltam statisztikailag igazolható összefüggést.

A tritikálé terméseredményeire nem gyakoroltak hatást a talajkémiai tulajdonságok 2012-ben (31. táblázat). A kukorica termésmennyisége és a talaj kémhatása {pH(H<sub>2</sub>O), pH(KCl)} között negatív korrelációt tapasztaltam a 18 t/ha-os kezelés esetén. Ugyancsak ilyen irányú kapcsolatot figyelhettem meg a talaj foszfor tartalom és az említett tesztnövény terméseredménye között. A talajban található réz és cink mennyisége is kedvezőtlenül hatott a kukorica szemtermés mennyiségére a legnagyobb adagú (27 t/ha) komposztkezelésben.

31. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termésmennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2012-ben

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% (m <sup>100</sup> )	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	-0,684**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	-0,710**	-0,654**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,807**	-0,749**
zöldborsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,635*	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	0,594*	-0,529*	n.s.	-0,673**	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten

(N=20)

A zöldborsó terméseredménye és a talaj P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalom, valamint a talaj Cu mennyisége között pozitív összefüggést mutattam ki. Az előbbit 9 t/ha-os, az utóbbit a kontroll parcellákban mért eredmények alapján. Negatívan hatott a tesztnövény szemtermés mennyiségére a talaj kálium-tartalma és a réz mennyisége a 9 tonna komposzt keveréket tartalmazó területeken. A bemutatott talajkémiai tulajdonságok és a tesztnövények terméseredményei között ebben az évben nem tapasztaltam további korrelációs összefüggést.

A dolgozatomban bemutatott évek közül, az utolsó évben (2013) a tritikálé terméseredménye és a vizsgált talajkémiai tulajdonságok között csak pozitív korrelációs összefüggéseket tapasztaltam (32. táblázat). Kedvezően hatott a kloridos és vizes kémhatás, a foszfor-és a kálium mennyisége a 9 t/ha-os kezelésben és a két makro elem a 18 t/ha dózissal kezelt területeken is. A K<sub>2</sub>O-tartalom még a 27 tonna komposzt adag esetében is hatott a tesztnövény szemtermés mennyiségére.

32. táblázat. Korrelációs összefüggések a tesztnövények termés mennyisége és a talaj kémiai tulajdonságai között 2013-ban

	kezelések		pH (KCl)	pH (H <sub>2</sub> O)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/kg)	K <sub>2</sub> O (mg/kg)	Humusz% (m/m)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)
tritikálé termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	0,652**	0,666**	0,738**	0,574*	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	n.s.	n.s.	0,679**	0,629*	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	0,530*	n.s.	n.s.	n.s.
kukorica termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	-0,591*	-0,543*	n.s.	-0,562*	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		-0,741**	-0,709**	n.s.	n.s.	n.s.	0,570*	
zöldborsó termés (t/ha)	0 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	-0,643**
	9 t/ha	Pearson-féle	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	18 t/ha	korreláció	-0,653**	-0,601*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	27 t/ha		n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*n.s.* - nincs szignifikáns különbség

\* - szignifikáns korreláció 0,05 szinten

\*\* - szignifikáns korreláció 0,01 szinten

(N=20)

A kukorica esetében, csak a legnagyobb (27 t/ha) dózison tapasztaltam pozitív kölcsönhatást a talaj cink tartalma és a tesztnövény terméseredménye között. Negatívan befolyásolta a szemtermés mennyiségét a talaj kémhatása a 18 és 27 t/ha-os kezeléseknél és szintén kedvezőtlenül hatott a talaj kálium tartalma a 18 t/ha adag esetében a tesztnövényre.

A talaj kémhatása hátrányosan hatott a zöldborsó szemtermés eredményére a 18 t/ha-os kezeléseknél. Ebben az évben nem volt kedvező a talaj cink-tartalma a tesztnövény termésmennyiségére a kontroll kezelésben.



## 5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Az értekezésem vizsgálatainak elsődleges célja az volt, hogy bebizonyítsam a kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt tápanyag-utánpótlási célú felhasználási hatását a talaj kémiai tulajdonságaira és a termesztett növényekre vonatkozóan. A vizsgálati időszak hét évében, szántóföldi nagyparcellás kísérlet segítségével követtem figyelemmel a talajfizikai tulajdonságokban, a teszt növények elemtartalmában, valamint termésmennyiségében bekövetkező változásokat.

A korlátozásmentesen felhasználható termésnövelő (NYÍRKOMPOSZT) készítményt háromévente jutattuk ki a kísérleti területre - hasonlóan a szerves trágya gyakorlati kijuttatás módszeréhez.

A talajok kémhatás értékei általában a semleges tartomány környékén a legkedvezőbbek számos tulajdonságot figyelembe véve. A homoktalaj savanyú kémhatása csökkenti a tápelemek felvehetőségét, ezzel szemben a toxikus elemek jelentős részét mobilizálja. Mivel a szennyvíziszap komposzt minden esetben tartalmaz toxikus és potenciálisan toxikus elemeket, ezért a talaj kémhatásának megfelelő szinten tartása, szükség esetén javítása kiemelt feladat. Mivel az alkalmazott komposzt termék kémhatása a semleges tartományban van, ezzel önmagában is alkalmas a talaj kémhatásának növelésére.

A talaj szerves anyagát az abban megtalálható mikro- és makroszervezetek, az ott élő növények gyökerei, valamint ezen szervezetek elpusztult maradványai mellett a maradványokból képződő szerves anyag, a humusz alkotja. A humuszanyagoknak fontos szerepük van a talajok – stabil – szerkezetének kialakításában, hő-, víz- és tápanyag-gazdálkodásában és a sav-bázis egyensúly fenntartásában (SZABÓ 2008).

A szerves anyagban rendkívül gazdag szennyvíziszap komposzt pozitív hatása az elkövetkező években jelentősen felértékelődhet, mivel a műtrágya gyártás alapanyagai és a késztermék ára is jelentősen megemelkedett, nem beszélve a napjainkban tapasztalható globális ellátási problémákról, így a gazdálkodók keresni fogják az olcsóbb és jó minőségű, helyben elérhető, tápanyag-utánpótlásra használható készítményeket, trágyázó szereket. Ezen kívül a talajra gyakorolt kedvező hatásáról sem szabad megfeledkezünk.

A kísérleti eredményeim alapján megállapítható, hogy az egyes növényfajok eltérően reagálnak a szennyvíziszap komposzt kezelésre, amely eredményeket a gyakorlati alkalmazás során figyelembe kell venni mind a vetésforgó tervezésekor,

mind a fajválasztáskor. A tritikálé évről-évre kedvezően reagál a szennyvíziszap komposztos kezelésre. Kiemelkedő termést mértem az ismételt kiszórások utáni második években, amit a gazdálkodóknak figyelembe kell venni a vetésszerkezet tervezésekor. A kukorica is pozitívan reagált a különböző dózisú komposztkezelésekre a 2008-2013-as időszakban, viszont a vegetációs időszak csapadékmennyisége is erősen befolyásolta ennek a növénynek a termésmennyiségét.

## 6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági felhasználását vizsgáltam szántóföldi parcellás kísérletben a dolgozatom elkészítésének folyamán. Az istállótrágyához hasonlóan három évenként kijuttatott korlátozásmentesen felhasználható termésknövelő készítménynek a talajra- és a termesztett növényre gyakorolt hatását figyeltem meg hét éven keresztül.

Új tudományos megállapításaim a következők:

- Igazoltam, savanyú kovárányos homoktalajon kétszeri 27 t/ha dózisban kijuttatott kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt a kukorica tesztnövény termését 25%-al, a tritikálé tesztnövény termését 27%-kal növelte. Legkedvezőbb hatást a kijuttatások utáni második évben jelentkeztek. Ezzel szemben a zöldborsó termésmennyisége nem reagált a szennyvíziszap komposzt rendszeres alkalmazására.
- Kimutattam, hogy a savanyú homoktalajra tervezett szennyvíziszap komposzt hosszú távú és rendszeres kijuttatása folyamatosan emeli a talaj kémhatását. A 27 t/ha-os dózis 7 év alatt 7,23-ra emelte a pH értéket, szemben a kontroll talaj pH 3,63 értékével a talaj felső 0-30 cm-es rétegében.
- Kimutattam, hogy a savanyú homoktalajra tervezett szennyvíziszap komposzt hosszú távú és rendszeres kijuttatása növelte a talaj szervesanyag-tartalmát a felső 0-30 cm-es rétegben. A 27 t/ha-os komposzt adag 7 év alatt 1,01-ra emelte a talaj szervesanyag-tartalmát, szemben a kontroll talaj 0,78-as értékével.
- Vizsgálataimmal igazoltam, hogy a savanyú kovárányos homoktalajon rendszeresen alkalmazott szennyvíziszap komposzt pozitív hatással volt a talaj szervesanyag-tartalmára a mélyebb 30-60 cm-es talajrétegben is. A 18 és 27 t/ha-os dózis 7 év alatt 0,72-re emelte a talaj humusz(%) mennyiségét, szemben a kontroll talaj 0,65 humusz(%) értékével.

- Bebizonyítottam, hogy a beállított parcellakísérletben a tritikálé termésmennyisége és a talaj felvehető kálium-tartalma pozitív kapcsolatban áll, valamint eredményeim alátámasztják a kukorica terméseredménye és a talaj kémhatása közötti negatív korrelációt.
- Kisparcellás tartamkísérletben bebizonyítottam, hogy a rendszeres szennyvíziszap komposzt kijuttatás savanyú homoktalajon alkalmas a talaj felvehető cinktartalmának növelésére. 4 év alatt a cink-tartalom 15%-kal növekedett.
- Megállapítottam, hogy a savanyú homoktalajon beállított tartamkísérletben a tesztnövények szemtermésében nem halmozódott fel réz és cink. A vizsgálat folyamán a szemtermésekben mért értékek alatta maradtak a szennyezetlen talajon növő növényekre jellemző koncentrációknak.

## 7. ÖSSZEFOGLALÁS

A kísérlet beállításának helyén, Nyíregyházán és így a Nyírségben is jelentős területen fellelhető a homoktalaj. Gyenge termőképességgel és ezzel összefüggésben rossz tápanyag-szolgáltató képességgel rendelkezik ez a talajtípus. A gazdálkodók szempontjából nagyon fontos a megfelelő termésbiztonság elérése, amelynek érdekében mindenképpen javításra szorul a terület talaja. A szakirodalomban leírtak alapján a komposztált szennyvíziszap magas szervesanyag-tartalommal rendelkezik és ennek következtében alkalmas lehet e talajok tápanyag-utánpótlására és termékenységének javítására. Emellett a hulladéknak tekintett kommunális eredetű szennyvíziszap elhelyezése is megoldható egy környezetbarát módszerrel.

A DE AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet területén 2003-ban beállítottunk egy tartamkísérletet, ahol a kommunális szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági felhasználását vizsgáljuk jelenleg is. A tartamkísérletben vizsgáltam a Nyírkomposzt (a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet és a Nyírségvíz ZRt-vel közösen kifejlesztett, korlátozásmentesen felhasználható terménynövelő készítmény) rendszeres alkalmazásának hatására a talajkémiai tulajdonságok változását. A kísérleti terület jellegzetes talajtípusa a kovárványos barna erdőtalaj. A kísérletben használt Nyírkomposzt összetevői: szennyvíziszap 40%(m/m), szalma 25%(m/m), riolit 30%(m/m) és bentonit 5%(m/m). A szennyvíziszap komposzt összeállításakor és felhasználásakor a 36/2006. (V.18.) FVM rendeletben előírt határértékeket vettük figyelembe. A komposztot eddig 5 alkalommal juttattuk ki, az istállótrágyához hasonlóan három évente 0, 9, 18 és 27 t/ha (sz.a.) dózisban. A komposzt bedolgozása a talajba középmező (20-25 cm) szántással történt. A kísérletben a következő növények kerültek: tritikálé (*x Triticosecale Wittmack*), kukorica (*Zea mays L.*) és zöldborsó (*Pisum sativum L.*), ahol a teszt növények kiterített vetéskörében követték egymást.

Doktori értekezésemben arra kerestem a választ, hogy a homoktalajon alkalmazott kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt milyen hatással van a talaj kémiai tulajdonságaira és a teszt növények mikro elem tartalmára, valamint termésmennyiségére. Kutatásom keretében megvizsgáltam a talaj kémhatásának változását, a talaj szerves-anyag mennyiségének, a talaj felvehető és összes réz(Cu),

cink(Zn) mennyiségének, a talaj foszfor( $P_2O_5$ ) és kálium( $K_2O$ )-tartalmának alakulását és a teszt növények termésmennyiségének változását 2007 és 2013 között.

A kísérleti parcellák talajában mért kémhatás növekedését tapasztaltam a szennyvíziszap komposzt kezelés hatására a kontroll parcellákhoz viszonyítva a kijuttatásokat követő években, mind a 0-30 és 30-60 cm-es talajrétegben. A két magasabb dózis (18 t/ha, 27 t/ha) esetében emelkedett meg a talaj pH értéke.

Kedvező hatással van a komposzt kezelés a talaj szervesanyag-tartalom alakulására. A felső (0-30 cm) és a mélyebb (30-60 cm) talajrétegben is emelkedett a vizsgált időszak alatt a humusz % a kísérleti parcellák talajában.

A szennyvíziszap komposzt kijuttatása pozitívan hatott a talaj felvehető foszfortartalmának alakulására a vizsgált felső talajrétegben. A komposzt dózisok emelkedésével egyenes arányban növekedett a felvehető foszfortartalom is a talajban. A komposzt kezelés hatására kevésbé változott a mélyebb (30-60 cm) rétegben a felvehető foszfor mennyisége.

A kezelés eredményeképpen kis mértékben változott a talaj felvehető káliumtartalma a talaj felső (0-30 cm) és mélyebb (30-60 cm) rétegeiben a vizsgált időszak alatt.

A komposzt kijuttatása kedvező hatással volt a talajban mért összes réz(Cu) mennyiségének változására, mindkét mintázott talajrétegben.

A komposzt kezelés hatására nem változott a talajban mért felvehető Cu-tartalom a talaj felső és mélyebb rétegében.

A talajban mért felvehető és összes cink(Zn) tartalom változására a komposzt kezelés kedvezően hatott. Emelkedtek az értékek a két nagyobb dózissal (18 t/ha, 27 t/ha) kezelt parcellákban a kontroll parcellához viszonyítva.

A kísérleti eredményeim alapján megállapítható, hogy az egyes növényfajok eltérően reagálnak a szennyvíziszap komposzt kezelésre, amely eredményeket a gyakorlati alkalmazás során figyelembe kell venni mind a vetésforgó tervezésekor, mind a fajválasztáskor. A tritikálé évről-évre kedvezően reagál a szennyvíziszap komposztos kezelésre. Kiemelkedő termést mértem az ismételt kiszórások utáni második években, amely tény a termelőknek figyelembe kell venni a vetésszerkezet tervezésekor. A kukorica is pozitívan reagált a különböző dózisos komposztkezelésekre a 2008-2013-as időszakban, viszont a vegetációs időszak csapadékmennyisége is erősen befolyásolta ennek a növénynek a termésmennyiséget.

A hét év eredményei alapján a kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt alkalmas a gyenge termőképességgel rendelkező homoktalajok javítására. A komposzt kijuttatásának közvetlen hatása a talaj kémhatásának növekedésében a szerves-anyag mennyiségének emelkedésében nyilvánul meg.

A kutatási eredmények alapján megállapítható következtetés tehát az, hogy a kommunális eredetű szennyvíziszap komposzt kezelés pozitív hatást gyakorol az egyes talajfizikai tulajdonságokra. Ugyancsak kedvezően befolyásolja a tesztnövények termésmennyiségét a kijuttatást követő második évben.

## 8. SUMMARY

There is a significant presence of sandy soil at the set location of the experiment, specifically Nyíregyháza and Nyírség Region. This kind of soil presents the characteristics of lessened productivity and hence rather poor ability to provide nutrition.

In the context of farmers, productivity reliability is crucial, in the interest of which it is unquestionably important to improve the soil of given area.

Based on published relevant literature, compost sewage sludge has high organic matter content and therefore can be applicable to nutrient supplementation and productivity enhancement of said types of soil. Furthermore, the placement of communal sewage sludge considered as waste can be managed in an environmentally friendly way.

Within the confines of University of Debrecen CAS Research Institute of Nyíregyháza, in 2003 we set a content experiment in which we placed the agricultural utilization of communal sewage sludge under our scope.

During the experiment, I examined the soil chemistry character changes due to regular application of “Nyírkomposzt” (a productivity enhancement product developed by University of Debrecen CAS Research Institute of Nyíregyháza and Nyírségvíz Ltd., available to use without limitations).

The characteristic soil type of the experiment is Arenosol (Dystric Lamellic Arenosols). The contents of the “Nyírkomposzt” used in the experiment is as follows: sewage sludge 40%(m/m), straw 25%(m/m), riolit 30%(m/m) and bentonit 5%(m/m). During the composition and utilization of sewage sludge compost we adhered to the thresholds defined by 36/2006. (V.18.) Decree of the Ministry of Agriculture. Similarly to farmyard manure, so far we have provided the compost on 5 occasions every three years, in a dose of 0, 9, 18 and 27 t ha<sup>-1</sup> of dry matter. The compost is introduced into the soil by medium depth (20-25 cm) ploughing. The following plants were involved in the experiment: triticale (*x Triticosecale* Wittmack), corn (*Zea mays* L.) and green peas (*Pisum sativum* L.), where the test plants were in succession in spread crop rotation.

In my PhD thesis, I was looking for answers to the question of the effect of municipal sewage sludge compost applied to sandy soils on soil chemistry, microelement content and yield of test plants.



During my research I examined the change of chemical balance and organic material content of the soil, the total absorbable copper (Cu) and zinc (Zn), as well as the progression of phosphor ( $P_2O_5$ ) and potassium ( $K_2O$ ) in the soil and the productivity quantity of the test plants between 2007 and 2013.

I noted an increase of chemical balance in the examined parcels due to the introduction of sewage sludge compost compared to the control parcels in the years following the introduction, both in the 0-30 and 30-60 soil regions. The Ph balance of the soil increased in the case of the two elevated doses ( $18 \text{ t ha}^{-1}$ ,  $27 \text{ t ha}^{-1}$ ). The application of the compost has a beneficial effect on the organic material content of the soil. The humus content % increased both in the upper (0-30 cm) and deeper (30-60 cm) soil regions during the experiment period in the parcels involved. The introduction of the sewage compost had a beneficial effect on the progression of the phosphor absorption ability of the higher layers of examined soil. The phosphor absorption ability in the soil was directly proportional to the introduced compost doses. There was a decreased phosphor absorption ability due to compost introduction in the deeper layers (30-60 cm). The potassium absorption ability of the soil showed a decreased reaction to compost introduction in the upper (0-30 cm) and lower (30-60 cm) layers during the test period.

The introduction of compost had a positive effect on the measured change of copper (Cu) levels in both sampled soil layers. There was no notable change in the absorption ability of Cu in the upper and lower layers of the soil as a result of compost introduction. The compost treatment had an overall positive effect on the measured soil Zink (Zn) absorption. The levels were elevated regarding the parcels treated with the two larger doses ( $18 \text{ t ha}^{-1}$ ,  $27 \text{ t ha}^{-1}$ ) compared to the control plots.

It is evident from my experimental results that particular plant types react differently to sewage sludge compost treatment, hence the results are to be taken into consideration during practical application both relating to crop rotation and type selection. Triticale reacts positively to sewage sludge compost treatment. I measured outstanding produce during the second years after each repeated applications, the fact which is to be considered by producers during the structuring of seeding. Corn also reacted positively to various doses of compost treatment between 2008 to 2013. However, it is to be noted that the product quantity was significantly influenced by the precipitation of the vegetation cycle. Based on the accumulated results of seven years, communally originated sewage sludge can be applied to increase the naturally low productivity of sandy soil.

The direct effect of introduction of the compost material is evident due to the increase in chemical balance and organic material of the soil.

The conclusion from the research results is that the treatment of sewage sludge compost from municipal sewage sludge has a positive effect on certain soil physical properties. It also has a positive effect on the yield of test crops in the second year after application.

## IRODALOMJEGYZÉK

1. ADANI, F., TAMBONE, F., GENEVINI, P. (2009). Effect of compost application rate on carbon degradation and retention in soils. *Waste Management*. 29: 74–179.
2. ADRIANO D.C. (1986). *Trace Elements in the Terrestrial Environment*. New York, NY, USA: Spinger.
3. ALEKSZA, L., DÉR, S. (1998). A komposztálás elméleti és gyakorlati alapjai. Bio-Szaktanácsadó Bt., Gödöllő.
4. ALEKSZA, L.-DÉR, S. (2001). Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat, Profikomp Kft., Gödöllő.
5. ALEKSZA, L., FÜLEKY, GY. (2002). Komposztok nitrogénszolgáltató képességének vizsgálata inkubációs mérésekkel és tenyészedényes növénykísérletekkel. *Növénytermelés* 51. (4) 383-386.
6. ALEKSZA, L., KISS, T., OLESSÁK, D. (2005). *Hulladékgazdálkodási Kézikönyv. KJK-KERSZÖV, Budapest, 2005.*
7. ALI MEKKI, FATAMA AROUS, FAITHI ALOUI, SAMI SAYADI (2013). Disposal of agro-industrials wastes as soil amendments, *American Journal of Environmental Science* 9 (6): 458-469.
8. ALLOWAY, B. J. (ed.) (1990). *Heavy Metal in Soils*. Blackie and Son Ltd. Glasgows and London. 7-28.
9. ANONIM (1908). A Cséry-féle szemétrágyák ismertetése. Pátrai Irodalmi Vállalat és Nyomdaipari R.-T. Budapest. 10.
10. ANTONIADIS, V.; TSADILAS, C.D.; SAMARAS, V. (2010). Trace element availability in a sewage sludge-amended cotton grown Mediterranean soil. *Chemosphere* 2010, 80, 1308–1313.
11. ANTONIOUS, G.F., KOCHHAR, T.S., COOLONG, T. (2012). Yield, quality, and concentration of seven heavy metals in cabbage and broccoli grown in sewage sludge and chicken manure amended soil. *J. Environ. Sci. Health A* 2012, 47, 1955–1965.
12. ANTOLÍN, M.C., MURO, I., SÁNCHEZ-DÍAZ, M. (2010). Application of sewage sludge improves growth, photosynthesis and antioxidant activities of

- nodulated alfalfa plants under drought conditions. *Environ. Exp. Bot.* 2010, 68, 75–82.
13. ANNA PIOTROWSKA, GIUSEPPINA IAMARINO, MARIA ANTONIETTA RAO, LILIANA GIANFREDA (2006). Short-term effects of olive mill waste water (OMW) on chemical and biochemical properties of a semiarid Mediterranean soil, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 38, Issue 3, March 2006, 600-610.
  14. ARANCON, N.Q., EDWARDS, C. A., LEE, S., BYRNE, R., (2006). Effects of humic acids from vermicomposts on plant growth. *European Journal of Soil Biology* 42: S65–S69.
  15. ARANYOS, T., TOMÓCSIK, A., OROSZ, V., BLASKÓ, L., MAKÁDI, M. (2013). Changes in physical and chemical soil properties after 10 years of compost application. *Növénytermelés* 62: Suppl. 201-206.
  16. ARANYOS, T. (2016). Rendszeres szennyvíziszap komposzt kezelés hatása homoktalaj fizikai tulajdonságaira. PhD értekezés. Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Doktori Iskolája.
  17. ARANYOS, T. J., MAKÁDI, M., OROSZ, V., TOMÓCSIK, A., DEMETER, I., MÉSZÁROS, J., BLASKÓ, L. (2017). Effect of a long-term compost treatment on the water management of sandy soil. *Ecopersia* 5 (3). 1849-1857.
  18. ATIYEH, R.M., SUBLER, S., EDWARDS, C.A., BACHMAN, G., METZGER, J.D., SHUSTER, W., (2000). Effect of vermicompost on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiologia* 44: 579-590.
  19. BAKI, CS., HORVÁT, A., KÁRPÁTI, Á., KOSÁR G., KOVÁCSNÉ BENKÓ ZS. ÉS MÉSZÁROS, I. (2013). A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról. *MASZESZ Hírcsatorna* 2013. január-február. 10-17. p.
  20. BALOGH, J. (1965). Szennyvízhasznosítás a mezőgazdasági üzemekben. OVF Közl. Budapest.
  21. BARÓTFI, I. (Szerk.) (2000). Környezettechnika kézikönyv. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
  22. BARNA, D. (1998). Szennyvíziszap-komposztok vizsgálata bioteszttel. Szakdolgozat. PATE-MTK Mosonmagyaróvár. 5-14.
  23. BIAŁOBRZEWSKI, I., MIKŠ-KRAJNIK, M., DACH, J., MARKOWSKI, M., CZEKAŁA, W., GŁUCHOWSKA, K. (2015). Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Manage.* 43, 72–83.

24. BINDER, D.L., DOBERMANN, A., SANDER, D.H., CASSMAN, K.G. (2002). Biosolids as nitrogen source for irrigated maize and rainfed sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002, 66, 531–542.
25. CAKMAK I., YILMAZ A., KALAYCI M., BRAUN H.J. (1996). Zinc deficiency as a critical problem in wheat production in Central Anatolia. *Plant and Soil.* 180. 165–172.
26. CASADO-VELA, J., SELLÉS, S., NAVARRO, J., BUSTAMANTE, M.A., MATAIX, J., GUERRERO, C., GOMEZ, I. (2006). Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Management*, 26. 946-952.
27. CASADO-VELA, J., SELLÉS, S., DÍAZ-CRESPO, C., NAVARRO-PEDRENO, J., MATAIX-BENEYTO, J., GÓMEZ, I. (2007). Effect of composted sewage sludge application to soil on sweet pepper crop (*Capsicum annuum* var. *annuum*) grown under two exploitation regimes. *Waste Manag.* 2007, 27, 1509–1518.
28. CHANDRA, R. BHARAGAVA, R.N. YADAV, S. MOHAN, D. (2009). Accumulation and distribution of toxic metals in wheat (*Triticum aestivum* L.) and Indian mustard (*Brassica campestris* L.) irrigated with distillery and tannery effluents. *Journal of Hazardous Materials* 162. 1514–1521.
29. CHEN, Y., YU, F., LIANG, S., WANG, Z., LIU, Z., XIONG, Y. (2014). Utilization of solar energy in sewage sludge composting: fertilizer effect and application. *Waste Manage.* 34 (11), 2014–2021.
30. ČERNÝ, J., BALÍK, J., KULHÁNEK, M., ČÁSOVÁ, K., NEDVĚD, V. (2010). Mineral and organic fertilization efficiency in long-term stationary experiments. *Plant, and Soil Environment*, 56. 1 28–36.
31. CSATHÓ, P. (1994). Nehézfém- és egyéb toxikus elem forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan* 43. 371-398.
32. CSATHÓ, P. (2002). Zn-hexaminos levéltrágyázás a kukorica P-indukálta Zn-hiányának leküzdésére. *Agrofórum.* 13. (12). 20-21.
33. CSŐKE, B. (szerk.) (2011). *Hulladékgazdálkodás.* Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém.
34. DAVID, P.P., NELSON, P.V., SANDERS, D.C., (1994). A humic acid improves growth of tomato seedling in solution culture. *J. Plant Nutr.* 17 (1):173–184.

35. DEBRECZENI, I., IZSÁKI, Z. (1985). Bőrgyári szennyvíziszap hatása a növények elemi összetételére. *Agrokémia és Talajtan* 34. 421-432.
36. DOMINGUEZ, J., EDWARDS, C.A., SUBLER, S., (1997). A comparison of vermicomposting and composting. *BioCycle* 38 (4): 57–59.
37. DONATELLO, S., CHEESEMAN, C.R. (2013). Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): a review. *Waste Manag.* 33, 2328-2340.
38. DUNST, G. (1991). *Kompostierung*. Leopold Stocker Verlag, Graz – Stuttgart. p. 214.
39. EASTMAN, B.R., KANE, P.N., EDWARDS, C.A., TRYTEK, L., GUNADI, B., STERMER, L., MOBLEY, J.R., (2001). The effectiveness of vermiculture in human pathogen reduction for USEPA biosolids stabilization. *Compost Sci. Utilization* 9 (1): 38–49.
40. EID, E.M.; ALRUMMAN, S.A.; EL-BEBANY, A.F.; HESHAM, A.; TAHER, M.A.; FAWY, K.F. (2017)a. The effects of different sewage sludge amendment rates on the heavy metal bioaccumulation, growth and biomass of cucumbers (*Cucumis sativus* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2017, 24, 16371–16382.
41. EID, E.M., EL-BEBANY, A.F., ALRUMMAN, S.A., HESHAM, A., TAHER, M.A., FAWY, K.F. (2017)b. Effects of different sewage sludge applications on heavy metal accumulation, growth and yield of spinach (*Spinacia oleracea* L.). *Int. J. Phytoremed.* 2017, 19, 340–347.
42. EID, E.M., ALRUMMAN, S.A., EL-BEBANY, A.F., FAWY, K.F., TAHER, M.A., HESHAM, A., EL-SHABOURY, G.A., AHMED, M.T. (2018). The evaluation of sewage sludge application as a fertilizer for broad bean (*Faba sativa* Bernh.) crops. *Food Energy Secur.* 2018, 7, e00142.
43. EID, E.M., ALRUMMAN, S.A., EL-BEBANY, A.F., FAWY, K.F., TAHER, M.A., HESHAM, A., EL-SHABOURY, G.A., AHMED, M.T. (2019). Evaluation of the potential of sewage sludge as a valuable fertilizer for wheat (*Triticum aestivum* L.) crops. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2019, 26, 392–401.
44. EBRAHEM M. EID, AHMED F. EL-BEBANY, MOSTAFA A. TAHER, SULAIMAN A. ALRUMMAN, TAREK M. GALAL, KAMAL H. SHALTOUT, NASSER A. SEWELAM AND MOHAMED T. AHMED. (2020). Heavy Metal Bioaccumulation, Growth Characteristics, and Yield of *Pisum sativum* L. Grown in Agricultural Soil-Sewage Sludge Mixtures. *Plants* 2020, 9, 1300.

45. EPSTEIN, E. (1997). The science of composting. Technomic Publishing Company Inc., Lancaster, Pennsylvania, USA.
46. FERGUSON, J.E. (1990). The Heavy Metals: Chemistry, Environmental Impact, and Health Effects. New York, NY, USA: Pergamon Press.
47. FERNÁNDEZ, J.M., PLAZA, C., GARCÍA-GIL, J.C., POLO, A. (2009). Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Appl. Soil Ecol.* 2009, 42, 18–24.
48. FODOR, L. (2002). Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaság Tudományi Kar, Keszthely, 141.
49. FORRÓ, E. (1998). A komposztálási eljárások biológiai és talajtani alapjai. *Öko-Fórum* alapítvány, Budapest, 3-13.
50. FYTILI, D., ZABANIOTOU, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12. 116–140. p.
51. GALLI, E., TOMATI, U., GRAPPELLI, A., DI LENA, G., (1990). Effect of earthworm casts on protein synthesis in *Agaricus-bisporus*. *Biol. Fertil. Soils* 9: 290–291.
52. GARDNER, G. (1998). A szerves hulladék újrahasznosítása. [In: Brown R. L., Flavin C., French H. (szerk.) *A világ helyzete*]. Föld Napja Alapítvány, Budapest. 110-128.
53. GRAPELLI, A., TOMATI, U., GALLI, E., VERGARI, B., (1985). Earthworm casting in plant propagation. *Hort-Science* 20, 874–876.
54. GROTTTO, D., BATISTA, B.L., SOUZA, J.M.O., CARNEIRO, M.F.H., dos Santos, D., MELO, W.J., BARBOSA, F., Jr. (2015). Essential and nonessential element translocation in corn cultivated under sewage sludge application and associated health risk. *Water Air Soil Pollut.* 2015, 226, 261.
55. GASCÓ, G., LOBO, M.C. (2007). Comparison of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees. *Waste Manag.* 2007, 27, 1494–1500.
56. HEZHONG, D., XIANGQIANG, K., WEIJIANG, L., WEI T., DONGMEI, Z. (2010). Effects of plant density and nitrogen and potassium fertilization on cotton yield and uptake of major nutrients in two fields with varying fertility. *Field Crops Research* 119. 106–113.

57. HONG, S. W., LEE, J. S., CHUNG, K. S. (2011). Effect of enzyme producing microorganisms on the biomass of epigeic earthworms (*Eisenia fetida*) in vermicompost. *Bioresource Technology* 102: 6344–6347.
58. HOSSAIN, M.K., STREZOV, V., CHAN, K.Y., NELSON, P.F. (2010). Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). *Chemosphere* 2010, 78, 1167–1171.
59. HOUILLON, G., JOLLIET, O. (2005). Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis. *J. Clean. Prod.* 13, 287-299.
60. HUSAINI, Y., RAI, L.C. (1991). Studies on nitrogen and phosphorus metabolism and the photosynthetic electron transport system of *Nostoc linckia* under cadmium stress. *J. Plant Physiol.* 1991, 138, 429–435.
61. JARUP, L., BERGLUND, M., ELINDER, C., NORDBERG, G., VAHTER M. (1998). Health effects of cadmium exposure – a review of the literature and a risk estimate. *Scand J Work Env Hea* 24: 1-51.
62. JUHÁSZ, E. (1990). A szennyvíziszap-kezelés és –elhelyezés általános kérdései. *Hidrológiai Közlöny*, 70 (4) 206-210. p.
63. JUHÁSZ, E. (2011). A szennyvíztisztítás története, Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, 184. p.
64. KABATA-PENDIAS A., H. PENDIAS. (1992). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press. Boca Raton, Ann Arbor, London.
65. 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.
66. KARDOS, L., CSUMÁN, A., GÁTI, P., ERŐSS, A., ANGYAL, ZS., SOMOGYI, A., BÓDI, B., KASZA, GY. (2015). Kommunális szennyvíziszap laboratóriumi, félüzemi és üzemi vermikomposztálásának összefoglaló értékelése. Simon L. és Vincze Gy.
67. KÁDÁR, I. (1991). A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. KTM, MTA TAKI. Budapest, 84.
68. KÁDÁR, I. (1995). A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest, 388.



69. KÁDÁR, I., PETRÓCZKI, F., HÁMORI, V., MORVAI, B. (2009). Kommunális szennyvíziszap, illetve vágóhídi hulladék hatása a talajra és a növényre szántóföldi kísérletben. *Agrokémia és Talajtan*, 58. 121-136.
70. KÁDÁR, I., és RAGÁLYI, P. (2012). Vágóhídi komposztok és húsliszt hatása karbonátos homoktalajra, *Agrokémia és Talajtan* 61 (2012) 2 363–380.
71. KERÉNYI, E. (1990). Környezetvédelem. *Műszaki Értelmező Szótár*. 69: 7-16.
72. KOBAYASHI, J. (1978). Pollution by cadmium and the itai-itai disease in Japan. In: Oehme FW, editor. *Toxicity of Heavy Metals in the Environment*. New York, NY, USA: Marcel Dekker Inc. 199-260.
73. KOCHAIN, L. V. (1991). Mechanism of micronutrient uptake and translocation in plants. In 'Micronutrients in Agriculture' (J.J. Mortvedt, ed) *Soil Sci. Soc. Am. Book Series No.4*. Madison, WI. 229-296.
74. KOCSIS, I. (2005). *Komposztálás*. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
75. KOVÁCS, G.J., CSATHÓ, P. (Szerk.) (2005). *A magyar mezőgazdaság elemforgalma 1901 és 2003 között*. Agronómiai és környezetvédelmi tanulságok, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest.
76. KOVÁCS D., KARDOS Gy., FÜLEKY Gy. (2005). A feltárás és a komposztálás hatása a csontok trágyaszerként történő alkalmazhatóságára, *Agrokémia és Talajtan* 54 (2005) 3–4 427–438.
77. KOUTROUBAS, S.D., ANTONIADIS, V., FOTIADIS, S., DAMALAS, C.A. (2014). Growth, grain yield and nitrogen use efficiency of Mediterranean wheat in soils amended with municipal sewage sludge. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 2014, 100, 227–243.
78. KRAJECZ A. (2013). Belső ismeretterjesztő anyag. Nyírségvíz Zrt.
79. KUMAR, V., CHOPRA, A.K. (2014). Accumulation and translocation of metals in soil and different parts of French bean (*Phaseolus vulgaris* L.) amended with sewage sludge. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2014, 92, 103–108.
80. KUMAR, V., CHOPRA, A.K., SRIVASTAVA, S. (2016). Assessment of heavy metals in spinach (*Spinacia oleracea* L.) grown in sewage sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2016, 47, 221–236.
81. KULIKOWSKA, D. (2016). Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Manage.* 49, 196–203.

82. L. VAN ZWIETEN, S. KIMBER, S. MORRIS, K. Y. CHAN, A. DOWNIE, J. RUST, S. JOSEPH, A. COWIE (2010): Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility, *Plant and Soil*, February 2010, Volume 327, Issue 1, 235–246.
83. Lewis, J.A., Lumsden, R.D., Millner, P.D., Keinath, A.P. (1992). Suppression of damping-off of peas and cotton in the field with composted sewage sludge. *Crop Prot.* 1992, 11, 260–266
84. LIANG B. C., MACKENZIE A. F., KIRBY P. C., REMILLARD M. (1991). Corn production in relation to water inputs and heat units. *Agronomy Journal*. 83. 794-799.
85. LOCH, J., NOSTICZIUS, Á. (2004). *Agrokémia és növényvédelmi kémia*. Mezőgazda kiadó Kft. Budapest. 105-108.
86. LOEHR, R.C., NEUHAUSER, E.F., MALECKI, M.R. (1985). Factors affecting the vermistabilization process. *Water Res.* 19(10): 1311-1317.
87. Lumsden, R.D., Lewis, J.A., Millner, P.D. (1983). Effect of sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. *Phytopathology* 1983, 73, 1543–1548.
88. MAKÁDI, M., JAKAB, I., FUCHS, M., MICHÉLI, E. (2008). Terepi segédanyag. Talajtani Vándorgyűlés. Nyíregyháza.
89. MAKÁDI, M. (2010). Ásványi és szerves adalékanyagok hatása a nyírségi homoktalajok mikrobiológiai tulajdonságaira. Doktori Értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő.
90. METCALF AND EDDY INC. (1984). Achieving Improved Operation of Heat Treatment / Low Pressure Oxidation of Sludge. Draft Report to U.S. EPA, Contract 68-03-3208.
91. MILLS, M., PEARCE, P., FARROW, J., THORPE, R.B., KIRKBY, N.F. (2014). Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Manag.* 34, 185-195.
92. NDEGWA, P.M., THOMPSON, S.A. (2001). Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresour. Technol.* 76 (2): 107–112.
93. PEREZ-MURCIA, M.D., MORAL, M.D., MORENO-CASELLES, R., PEREZ-ESPINOSA, A., PAREDES, C. (2006). Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. *Bioresource Technology* 97 (2006) 123–130.
94. OTOBBANG, E., SADOVNIKOVA, L., LAKIMENKO, O., NILSSON, I., PERSSON, J. (1997). Sewage sludge: Soil conditioner and nutrient source II.

- Availability of Cu, Zn, Pb, and Cd to barley in a pot experiment. *Acta Agric. Scand. Sect. B Soil Plant Sci.* 1997, 47, 65–70 p.
95. ÖLLŐS, G. (1995). Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése I-II., Akadémia Kiadó, Budapest. 523 p.
96. PAP, J.– PAP, JNÉ. K. E. (1984). A talaj terhelhetőség vizsgálata szennyvíziszap növekvő adagjaival. „Talaj környezetvédelmének problémái” Tudományos Ülés. II. 47.
97. POSTA K. (2017). A biológiai hulladékkezelés kémiai és biológiai folyamatai (aerob, anaerob rendszerek). Aleksza L. (Szerk.) Hulladékgazdálkodás. Kézikönyv. A könyv a TÁMOP-4.1.1.C-12/1/KONV-2012-0018 számú projekt keretén belül készült.
98. QUARTACCI, M. F., ARGILLA, A., BAKER, A. J. M. & NAVARI-IZZO, F. (2006). Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard. *Chemosphere.* 63. 918–925.
99. RAINER B., BERTHOLD D., RAINER K., MARKUS M., HOLGER F. (2008). Influence of mid-term application of composts on chemical, physical and biological soil properties of agricultural soils in field trials of practical importance. CODIS 2008 International Congress, CH-Solothurn, 27th – 29th February 2008. p.91-92.
100. RAVIV, M., CHEN, Y., INBAR, Y., (1986). Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants. In: Chen, Y., Avnimelech, Y. (Eds.), *The Role of Organic Matter in Modern Agriculture.* Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, pp. 257–287.
101. ROIG, N., SIERRA, J., MARTI, E., NADAL, M., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J.L. (2012). Longterm amendment of Spanish soil with sewage sludge: effects on soil functioning. *Agric. Ecosyst. Environ.* 158, 41-48.
102. SHARMA, S.S., DIETZ, K.J. (2009). The relationship between metal toxicity and cellular redox imbalance. *Trends Plant Sci.* 2009, 14, 43–50.
103. SAJTOS, L., MITEV, A. (2007). SPSS kutatási és adatelemzési kézikönyv. Alinea Kiadó, Budapest.
104. SMITH, W.H. (1996). Utilizing composts in land management to recycle organics. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *The Science of Composting.* Blackie Academic & Professional, pp. 413–422.
105. SIMON, L. (1998). Talajszennyeződés, talajtisztítás. Oktatási segédlet. GATE Mezőgazdasági Főiskolai Kar. Nyíregyháza.

106. SIDDIQI, I., JAVAID, A., BAJWA, R. (2000). Sewage farming and VA mycorrhiza III: Effect of sewage irrigation on growth, yield, nodulation and VA mycorrhizal colonization in pea (*Pisum sativum* L.). Pak. J. Biol. Sci. 2000, 3, 967–968.
107. SIMON, L. (szerk.) (1999). Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. Budapest.
108. SIMON L. (2001). Heavy metal accumulation from sewage sludge compost amended soil in spring wheat, spring barley, and maize. [Ed.: HALASI-KUN, G. J., Ass. eds.: SINÓROS-SZABÓ, B.R. LO PINTO, B. MAROSVÖLGYI In: Pollution and Water Resources. Vol. XXXII. (1998-2001)]. Columbia University Seminars. pp. 239-246.
109. SIMON L., SZENTE K. (2000). Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. Agrokémia és Talajtan 49. 231-246.
110. SIMON L., VINCZE GY. (2015). Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza, 8-9.
111. SIMON, L., URI, Zs., VINCZE, Gy., SZABÓ, B., KONCZ, J. (2015). Települési szennyvíziszap komposzt tartamhatásának vizsgálata Salix és Arundo energianövény kultúrákban, in.: Simon L., Vincze Gy. (eds.): Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért (Utilization of wastewaters and sewage sludges for the sustainable agriculture of the region). Nyíregyházi Főiskola (College of Nyíregyháza), Nyíregyháza. 1-120.
112. SINGH, R.P., AGRAWAL, M. (2010). Biochemical and physiological responses of rice (*Oryza sativa* L.) grown on different sewage sludge amendments rates. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2010, 84, 606–612.
113. SINGH, J., LAURA, J.S. (2014). Effect of sewage irrigation on yield of pea and pigeon pea. J. Integr. Sci. Technol. 2014, 2, 80–84.
114. SINGH, S., PARIHAR, P., SINGH, R., SINGH, V.P., PRASAD, S.M. (2016). Heavy metal tolerance in plants: Role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. Front. Plant Sci. 2016, 6, 1143.
115. SINHA, S.N., PAUL, D. (2013). Impact of sewage water on seed germination and vigour index of *Cicer arietinum* L. and *Pisum Sativum* L. Int. J. Food Agric. Vet. Sci. 2013, 3, 19–26.

116. SORIANO-DISLA, J.M., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., JORDÁN, M.M. (2014). The transfer of heavy metals to barley plants from soils amended with sewage sludge with different heavy metal burdens. *J. Soils Sediments* 2014, 14, 687–696.
117. STEFANOVITS, P. (1975). *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 469 p.
118. STEFANOVICS, P., FILEP, Gy., FÜLEKY, Gy. (1999). *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó p.196
119. SUTHAR, S. (2010). Pilot-scale vermireactors for sewage sludge stabilization and metal remediation process: comparison with small-scale vermireactors. *Ecol. Eng.* 36. 703-712.
120. SZABÓ, I. M. (2008). *Az általános talajtan biológiai alapjai*. Mundus Magyar Egyetemi Kiadó, Budapest.
121. SZLÁVIK, I. - OLÁH, J. - SZŐNYI, I. (1984). Települési szennyvíziszap-kezelési technológia fejlesztése. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató sorozat* 147.
122. TAMÁS, J. (1998). *Szennyvíztisztítás és szennyvíziszap elhelyezés*. DATE, Debrecen. Egyetemi jegyzet.
123. TICHY, V., PHUONG, H.K. (1975). On the character of biological effect of humic acids. *Humus Planta* 6, 379–382.
124. TOMATI, U., GRAPPELLI, A., GALLI, E. (1988). The hormone-like effect of earthworm casts on plant growth. *Biol. Fertil. Soils* 5: 288–294.
125. TOMÓCSIK, A., MAKÁDI, M., BOGDÁNYI, Zs., MÁRTON, Á. (2006). Kommunális szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági felhasználásának vizsgálata. *Biohulladék*, 1. évf. 4. szám, pp. 16-20.
126. TOMÓCSIK, A., MAKÁDI, M., MÉSZÁROS, J., TÓTH, GY. and MÁRTON, Á. (2008a). Use of composted communal sewage sludge in agriculture. *ORBIT2008 (Organic Recovery and Biological Treatment), Moving Organic Waste Recycling towards Resource Management and for Biobased Economy*, Wageningen, 13-15th Oct. 2008.
127. TOMÓCSIK, A., MAKÁDI, M., OROSZ, V., MÁRTON, Á. (2008b). Szennyvíziszap komposzt többszöri tápanyag-utánpótlásra történő hasznosításának hatása a toxikus elem tartalomra. *Talajvédelem különszám*, Szerkesztette: Simon László. Bessenyei György Könyvkiadó, Talajtani Vándorgyűlés Nyíregyháza, 2008. május 28-29. *Talajvédelem* pp. 355-340.

128. TOMÓCSIK ATTILA, MAKÁDI MARIANNA, OROSZ VIKTÓRIA, NAGY IMRE (2009). A komposzt mezőgazdasági hasznosításának kutatási eredményei. XIX. Nemzetközi Köztisztasági Szakmai Fórum és Kiállítás, Szombathely, 2009. 04.21-23.
129. TOMÓCSIK, A., FÜLEKY, GY., ARANYOS, T., J., MAKÁDI, M. (2016). Kommunális szennyvíziszap-komposzt hatása a tritikálé, a kukorica és a borsó terméshozamára tartamkísérletben. *Növénytermelés*, 65. 4. 103-118.
130. TOMÓCSIK, A., MAKÁDI, M., OROSZ, V., ARANYOS, T., DEMETER, I., MÉSZÁROS, J., FÜLEKY, GY. (2016). Effect of sewage sludge compost treatment on crop yield. *AGROFOR Int. J.* 2016, 1, 5–12.
131. TOMÓCSIK A., ARANYOS, T., OROSZ, V., FÜLEKY, GY., MÉSZÁROS, J., MAKÁDI, M. (2018). Talajkémiai változások szennyvíziszap komposzt kezelés hatására. *Régió kutatás Szemle*, 2018/2.
132. TSADILAS, C., SAMARAS, V., EVANGELOU, E., SHAHEEN, S.M.(2014). Influence of fly ash and sewage sludge application on wheat biomass production, nutrients availability, and soil properties. *Int. J. Coal. Sci. Technol.* 2014, 1, 221–226.
133. TÜRKMEN, Ö., SENSOY, S., DURSUN, A., TURAN, M. (2004). Sewage sludge as a substitute for mineral fertilization of spinach (*Spinacia oleraceae* L.) at two growing periods. *Acta Agric. Scand. B Soil Plant Sci.* 2004, 54, 102–107.
134. TUROVSZKI, I. SZ. (1980). A szennyvíziszap kezelése. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. 154 p.
135. VACA R., LUGO J., MARTINEZ R., V. ESTELLER M., ZAVALETA H. (2011). Effect of sewage sludge and sewage sludge compost amendment on soil properties and *Zea mays* L. plants (heavy metals, quality and productivity). *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27(4). 303-311.
136. VÁRALLYAY Gy. (1997): A talaj és funkciói. *Magyar Tudomány*. XLII. (12) 1414-1430.
137. VÁRALLYAY, GY. (1984). Magyarországi homoktalajok vízgazdálkodási problémái. *Agrokémia és Talajtan* 33. 1.-2. p.159-169.
138. VÁRALLYAY, GY. (2001). A talaj vízgazdálkodása és a környezet. *Magyar Tudomány*. 46. 7: 799-815.
139. VÁRALLYAY GY. (2002a). A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar. Gödöllő.

140. VÁRALLYAY GY. (2002b). A talajok környezeti érzékenységének értékelése, Agrártudományi Közlemények = Acta Agraria Debreceniensis 9: pp. 62-74.
141. VERES J. (2015). Térségünk szennyvíz-csatornázásának és szennyvíztisztításának helyzete. [In: Simon L., Vincze Gy. (szerk.) Szennyvizek és szennyvíziszapok hasznosítása a régió fenntartható mezőgazdaságáért.]. Nyíregyházi Főiskola, Nyíregyháza, 39-47.
142. VERMES L., (1998). Hulladékgyártás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
143. VISVANATHAN, C., TRANKLER, J., JOSPEH, K., NAGENDRAN, R. (Eds.) (2005). "Vermicomposting as an Eco-Tool in Sustainable Solid Waste Management," Asian Institute of Technology, Annamalai University, Chidambaram.
144. WARMAN P.R., TREMEER W.C. (2005). Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils. Bioresource Technology 96. 1029-1038.
145. WAQAS, M., KHAN, S., QING, H., REID, B.J., CHAO, C. (2014) The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. Chemosphere 2014, 105, 53–61.
146. WEBER, J., KARCZEWSKA, A., DROZD, J., LICZNAR, M., LICZNAR, S., JAMROZ, E., KOCOWICZ, A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. Soil Biology & Biochemistry 39 (2007) p.1294–1302.
147. WEI, Y., LIU, Y. (2005): Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. Chemosphere 59, 1257-1265.
148. WÓJTOWICZ, A., BIENIOWSKI, M., DARUL, H., JEDRZEJEWSKI, C. (2013). Modelowe rozwiązania w gospodarce osadowej, Bydgoszcz: Bydgoski Dom Wydawniczy "Margrafen".
149. YADAV, K.D., TARE, V. AND MANSOOR AHAMMAD, M. (2010). Vermicomposting of source-separated human faeces for nutrient recycling Waste Management 30: 50–56.
150. YILMAZ, D.D.; TEMIZGÜL, A. (2014). Determination of heavy-metal concentration with chlorophyll contents of wheat (*Triticum aestivum*) exposed to municipal sewage sludge doses. Commun. Soil Sci. Plant 2014, 45, 2754–2766.

151. ZINATI, G. M., LI, Y. C., BRYAN, H. H. (2001). Utilization of compost increases organic carbon and its humin, humic and fulvic acid fractions in calcareous. *Compost Science & Utilization*. 9: 156–162.
152. ZHELJAZKOV V.D., WARMAN P.R. (2004). Application of high Cu compost to dill and peppermint. *J. Agric. Food Chem.* 52. 2615-2622.

Internetes források:

I1: <http://www.ksh.hu>

I2: <http://www.nyirsegviz.hu>

I3: <http://www.bacsviz.hu>

I4: <http://www.komloivgzrt.hu>

Hivatkozott jogszabályok:

1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról szóló

2000. évi XLIII. törvény a hulladékgazdálkodásról.

2007. évi CXXIX. törvény talajvédelemre vonatkozó fejezete

2011. évi CLXXXIX. törvény helyi önkormányzatairól szóló

50/2001. (IV.3.) Kormányrendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól.

36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a termélnövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról.

90/2008. (VII. 18.) FVM rendelet talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló



## 1. Melléklet

### Statisztikai táblázatok

Melléklet 1: A talaj 0-30 cm-es rétegében mért összes Cu-tartalom alakulásának leíró statisztikai táblázata.

Descriptive Statistics<sup>a</sup>

Kezelés (t/ha)	Mean	Std. Deviation	N
2007			
kontroll	7,6000	2,71466	15
9 t/ha	7,2513	4,08985	15
18 t/ha	7,9493	3,30712	15
27 t/ha	6,7620	1,93140	15
Total	7,3907	3,06497	60
2008			
kontroll	3,3087	1,26510	15
9 t/ha	4,4260	1,61215	15
18 t/ha	4,4593	1,65805	15
27 t/ha	3,7240	1,27908	15
Total	3,9795	1,50906	60
2009			
kontroll	6,0893	,68021	15
9 t/ha	6,2587	,94319	15
18 t/ha	6,3260	,82848	15
27 t/ha	6,5793	1,21775	15
Total	6,3133	,93122	60
2010			
kontroll	10,3387	1,24262	15
9 t/ha	10,2087	1,91981	15
18 t/ha	11,2980	1,90651	15
27 t/ha	11,7067	1,60087	15
Total	10,8880	1,76600	60
2012			
kontroll	8,3293	1,10189	15
9 t/ha	8,6080	1,02288	15
18 t/ha	8,7300	1,05481	15
27 t/ha	9,9327	1,41801	15
Total	8,9000	1,28859	60
2013			
kontroll	7,2987	1,20900	15
9 t/ha	8,4647	1,29855	15
18 t/ha	8,4493	1,46422	15
27 t/ha	8,9927	1,19734	15
Total	8,3013	1,40902	60

a. Mélység (cm) = 0-30 cm

Melléklet 2: A talaj 30-60 cm-es rétegében mért összes Cu-tartalom alakulásának leíró statisztikai táblázata.

Descriptive Statistics<sup>a</sup>

Kezelés (t/ha)		Mean	Std. Deviation	N
2007	kontroll	6,9247	1,13715	15
	9 t/ha	7,2800	2,18646	15
	18 t/ha	6,9127	,88021	15
	27 t/ha	6,6173	1,48958	15
	Total	6,9337	1,48581	60
2008	kontroll	3,4593	1,52848	15
	9 t/ha	3,2913	1,10605	15
	18 t/ha	3,1313	1,33282	15
	27 t/ha	3,3073	1,24141	15
	Total	3,2973	1,28280	60
2009	kontroll	5,0593	1,12941	15
	9 t/ha	5,2660	1,34196	15
	18 t/ha	5,0227	1,05030	15
	27 t/ha	5,0933	1,17316	15
	Total	5,1103	1,15204	60
2010	kontroll	10,5447	1,87743	15
	9 t/ha	10,2947	,94481	15
	18 t/ha	10,8360	1,64639	15
	27 t/ha	10,7767	1,81594	15
	Total	10,6130	1,58754	60
2012	kontroll	8,3513	,95003	15
	9 t/ha	8,1647	1,37998	15
	18 t/ha	8,6140	1,15435	15
	27 t/ha	8,5087	1,46766	15
	Total	8,4097	1,23393	60
2013	kontroll	7,4547	1,11333	15
	9 t/ha	7,7487	1,36595	15
	18 t/ha	7,9253	1,83366	15
	27 t/ha	8,0487	1,66949	15
	Total	7,7943	1,49891	60

a. Mélység (cm) = 30-60

Melléklet 3: A talaj 0-30 cm-es rétegében mért összes Zn-tartalom alakulásának leíró statisztikai táblázata.

Descriptive Statistics<sup>a</sup>

Kezelés (t/ha)		Mean	Std. Deviation	N
2007	kontroll	28,0113	6,12832	15
	9 t/ha	24,7227	4,06279	15
	18 t/ha	25,2507	5,51065	15
	27 t/ha	25,8000	5,15959	15
	Total	25,9462	5,28625	60
2008	kontroll	33,2867	2,42681	15
	9 t/ha	34,5307	2,08864	15
	18 t/ha	36,1593	3,59827	15
	27 t/ha	35,6540	3,82835	15
	Total	34,9077	3,19793	60
2009	kontroll	22,3507	3,61923	15
	9 t/ha	22,9607	3,56700	15
	18 t/ha	22,6780	2,30386	15
	27 t/ha	23,6860	3,87479	15
	Total	22,9188	3,34609	60
2010	kontroll	26,0387	5,00566	15
	9 t/ha	27,6560	5,16532	15
	18 t/ha	27,3493	4,67847	15
	27 t/ha	28,8813	5,03513	15
	Total	27,4813	4,95236	60
2012	kontroll	39,2933	6,63750	15
	9 t/ha	40,9733	6,21685	15
	18 t/ha	41,4867	4,67086	15
	27 t/ha	47,2267	7,11793	15
	Total	42,2450	6,77539	60
2013	kontroll	26,9133	6,07382	15
	9 t/ha	33,2667	5,74999	15
	18 t/ha	33,1867	7,19632	15
	27 t/ha	37,0600	8,18926	15
	Total	32,6067	7,63415	60

a. Mélység (cm) = 0-30 cm

Melléklet 4: A talaj 30-60 cm-es rétegében mért összes Zn-tartalom alakulásának leíró statisztikai táblázata.

Descriptive Statistics<sup>a</sup>

Kezelés (t/ha)		Mean	Std. Deviation	N
2007	kontroll	26,6373	3,75909	15
	9 t/ha	28,0427	5,17885	15
	18 t/ha	26,0520	3,37388	15
	27 t/ha	26,0680	3,58750	15
	Total	26,7000	4,01745	60
2008	kontroll	29,3260	3,10989	15
	9 t/ha	30,3227	4,30128	15
	18 t/ha	28,8907	2,53437	15
	27 t/ha	29,3567	2,91105	15
	Total	29,4740	3,24016	60
2009	kontroll	20,2707	4,18051	15
	9 t/ha	20,9960	5,92403	15
	18 t/ha	19,2673	3,82502	15
	27 t/ha	19,0027	4,56008	15
	Total	19,8842	4,63971	60
2010	kontroll	24,5660	3,77649	15
	9 t/ha	26,0113	4,76067	15
	18 t/ha	25,6920	3,93480	15
	27 t/ha	24,4653	3,79960	15
	Total	25,1837	4,04100	60
2012	kontroll	37,1460	8,05845	15
	9 t/ha	34,3560	5,27972	15
	18 t/ha	35,9687	5,46855	15
	27 t/ha	34,7847	5,71203	15
	Total	35,5638	6,16970	60
2013	kontroll	29,0467	7,64394	15
	9 t/ha	31,8867	9,81681	15
	18 t/ha	32,1667	10,51120	15
	27 t/ha	34,6400	12,55404	15
	Total	31,9350	10,21479	60

a. Mélység (cm) = 30-60

## KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, †Dr. Füleky György professzor úrnak, munkám során nyújtott szakmai és emberi segítségéért, támogatásáért, aki sajnos nem élhette meg a dolgozatom elkészültét.

Köszönöm Dr. Uzinger Nikoletta és Dr. Kassai Mária Katalin opponensek észrevételeit és szakmai tanácsait, mellyel hozzájárultak a doktori értekezés végleges formájának elkészítéséhez.

Dolgozatom nem jöhetett volna létre a Debreceni Egyetem AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet Talajbiológiai és Talajhasznosítási Osztály munkatársainak segítségével, támogatása nélkül. Köszönöm Dr. Makádi Marianna, Dr. Aranyos Tibor József, Kasi Ferencné, Szokolczainé Dr. Demeter Ibolya, Fehér Bernadett, Bongár Klára és Orosz Viktória munkáját, akik aktívan részt vettek kutatásom különböző fázisaiban. Nagyon köszönöm nekik a segítségüket és a tanácsaikat.

Köszönetet mondok Dr. Zsombik Lászlónak, a Debreceni Egyetem, AKIT Nyíregyházi Kutatóintézet igazgatójának, és a Kutatóintézet további munkatársainak, amiért kutatásomat támogatták és segítették.

Köszönöm a segítséget és a biztatást a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Szent István Campus, Környezettudományi Intézet munkatársainak.

Köszönöm †Dr. Ferenczy Antalnak és Dr. Huzsvai Lászlónak a statisztikai kiértékeléshez nyújtott segítségét.

Végül, de nem utolsó sorban, hálás köszönetem fejezem ki családomnak, akik támogattak, bíztattak és türelmesek voltak velem.