

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Intenzív üzemű halnevelő-telepről származó szennyvíz mezőgazdasági
elhelyezésének és hasznosításának vizsgálata energiahálózat kísérletben

Doktori (Ph.D) értekezés

Kun Ágnes

Témavezető:

Dr. Barta Károly egyetemi docens

Külső konzulens:

Bozán Csaba tudományos főmunkatárs

NAIK Öntözési és Vízgazdálkodási Önellő Kutatási Osztály

Szeged

2017

Tartalom

| | |
|--|-----------|
| 1. Bevezetés és célkitűzés..... | 4 |
| 2. Irodalmi előzmények..... | 7 |
| 2.1. A szennyvizek szerepe a globális vízhiány kezelésében..... | 7 |
| 2.1.1. A szennyvizek felhasználásának indokoltsága..... | 7 |
| 2.1.2. A szennyvizek felhasználásának környezeti kockázatai és kezelési lehetőségei..... | 7 |
| 2.1.3. Vízhiánnyal küzdő régiók egyik alternatív vízforrása: a szennyvízöntözés..... | 9 |
| 2.1.3.1. Európa..... | 9 |
| 2.1.3.2. Észak-Afrika..... | 9 |
| 2.1.3.3. Izrael..... | 10 |
| 2.2. Szennyvizek hazai mezőgazdasági hasznosítása..... | 11 |
| 2.2.1. A mezőgazdasági szennyvízfelhasználás általános jellemzői..... | 11 |
| 2.2.2. Öntözésre felhasznált leggyakoribb szennyvíztípusok (kommunális és ipari szennyvizek)..... | 13 |
| 2.2.3. Az aktuális hazai szennyvízkibocsátás legfontosabb jellemzői..... | 14 |
| 2.2.4. A szennyvizek egy különleges csoportja: a termálvíz alapú szennyvizek..... | 15 |
| 2.2.5. A faültetvények szerepe a szennyvízhasznosításban..... | 16 |
| 2.2.6. Az energetikai ültetvények szerepe napjainkban..... | 17 |
| 2.3. A fásszárú ültetvények szerepe az ökoszisztéma szolgáltatásokban és a szennyvízzel öntözött (energetikai) ültetvények elterjedése a világban..... | 18 |
| 2.3.1. Nemzetközi példák energetikai ültetvényben felhasználható szennyvíz típusokra..... | 19 |
| 2.4. Az öntözővizek minősége és minősítése..... | 22 |
| 2.4.1. Az öntözővíz minőség legfontosabb mutatói..... | 22 |
| 2.4.2. Öntözővíz minősítő rendszerek..... | 25 |
| 2.4.2.1. Hazai öntözővíz minősítés..... | 25 |
| 2.4.2.2. USA által kidolgozott öntözővíz minősítő rendszer..... | 26 |
| 2.4.2.3. A FAO öntözővíz minősítő rendszere..... | 26 |
| 2.5. Az öntözés hatására bekövetkező sófelhalmozódás, a másodlagos szikesedés folyamata..... | 27 |
| 2.5.1. A másodlagos szolonyecsedés és szologyosodás folyamata..... | 28 |
| 2.5.2. A só és nátrium felhalmozódás hatására megváltozó talajtulajdonságok..... | 30 |
| 2.5.3. A sófelhalmozódás mértékének nyomon követése, sómérleg számítások..... | 31 |
| 2.5.4. Az antropogén szikesedés öntözéssel kívüli okai és formái..... | 32 |
| 2.6. Nagy sótartalmú, nem hagyományos vízzel történő öntözés kitérési pontjai..... | 33 |
| 2.6.1. Az öntözővíz hígítása..... | 36 |
| 2.6.2. Gipsz alkalmazása a szikes talajok javítására..... | 37 |
| 2.6.3. Gipsz alkalmazása az öntözővíz javítására..... | 38 |
| 2.7. Következtetések az irodalmi előzményekben összefoglalt ismeretek alapján..... | 39 |
| 3. Anyag és módszer..... | 41 |
| 3.1. A Békési-sík jellemzése..... | 41 |
| 3.1.1. A kistáj és a szabadföldi kísérleti tér talajviszonyai..... | 41 |
| 3.2. A kísérleti évek időjárásának elemzése..... | 42 |
| 3.3. A szennyvízöntözéses kísérletek koncepciója, módszere..... | 45 |
| 3.3.1. Kísérleti terek, öntözött növények, öntözéses kezelések..... | 46 |

| | |
|---|------------|
| 3.4. Mintavételek és vizsgálati módszerek..... | 49 |
| 3.4.1. Vízmintavételek és laboratóriumi vizsgálatok..... | 49 |
| 3.4.2. Talajmintavételek és laboratóriumi vizsgálatok | 49 |
| 3.4.3. Növénymintavétel és biomassa mérés | 50 |
| 3.4.4. Sómérlegszámítás módszere | 50 |
| 3.4.5. Statisztikai módszerek | 51 |
| 4. Az öntözővizek jellemzése..... | 53 |
| 4.1. A Körös víz és a nyers szennyvíz legfontosabb kémiai jellemzői | 53 |
| 4.2. A kísérletben felhasznált vizek öntözővízként történő minősítése..... | 56 |
| 4.3. Következtetések | 61 |
| 5. Az öntözés hatása a talaj tulajdonságaira és a fűz biomassa produkcióra | 63 |
| 5.1. Két éves öntözés talajtani hatásának vizsgálata a liziméteres fűz kísérletben..... | 63 |
| 5.1.1. A talaj alaptulajdonságainak jellemzése | 63 |
| 5.1.2. A talaj tápanyagtartalmának jellemzése (N, P, K) | 64 |
| 5.1.3. A talaj jellemzése a vízben oldható összessó-tartalma alapján | 68 |
| 5.1.4. A talaj jellemzése a kicserélhető kationok (Ca^{2+} , K^{+} , Mg^{2+} , Na^{+}) mennyisége alapján | 71 |
| 5.1.5. A liziméteres fűz kísérlet biomassa produkciójának értékelése | 76 |
| 5.2. Három éves öntözés talajtani hatásának vizsgálata a fűz-nyár kísérleti tér parcelláin | 77 |
| 5.2.1. A talaj alaptulajdonságainak jellemzése | 78 |
| 5.2.2. A talaj tápanyagtartalmának jellemzése (N, P, K) | 81 |
| 5.2.3. A talaj jellemzése vízben oldható összessó-tartalom és ammónium-laktát oldható nátrium tartalom alapján..... | 83 |
| 5.3. Következtetések | 86 |
| 6. A liziméteres fűz kísérlet csurgalékvizeinek mennyiségi és minőségi elemzése..... | 89 |
| 6.1. A csurgalékvíz mennyiségek elemzése öntözött és öntöztelen időszakonként | 89 |
| 6.2. A kezelések csurgalékvíz mennyiségekre okozott hatásának elemzése | 90 |
| 6.3. A tél végi csurgalékvizek kémiai összetétele | 91 |
| 6.4. Az öntözött időszakokban keletkezett csurgalékvizek kémiai összetétele | 95 |
| 6.5. A liziméteres fűz kísérlet két éves nitrogén és nátrium mérlege | 96 |
| 6.5.1. A liziméteres fűz kísérlet nitrogén mérlege | 97 |
| 6.5.2. A liziméteres fűz kísérlet nátrium mérlege | 99 |
| 6.6. Következtetések | 100 |
| 7. Összefoglalás | 103 |
| 7.1. Új tudományos eredmények..... | 103 |
| 7.2. Kitekintés, jövőkép | 105 |
| 8. Köszönetnyilvánítás..... | 106 |
| 9. Irodalomjegyzék | 107 |
| 10. Summary | 116 |
| 11. Mellékletek | 119 |

1. Bevezetés és célkitűzés

A globális világproblémák közül kétségtelenül az élelmezési gondok a legjelentősebbek. A legutolsó becslések szerint jelenleg 795 millió ember szenved krónikus alultápláltságtól a Földön [1]. A népesség növekedési ütemének csökkentése mellett az élelmiszertermelés növekedése jelenthet megoldást az éhezési problémák megoldásában (Tóth 2010). A társadalom oltalmazása és védelme mellett a mezőgazdaság fejlesztése érdekében tett beavatkozásoknak elő kell segítenie a termelés növekedését. Az ehhez szükséges intézkedéseknek elsősorban a mezőgazdaság szerkezeti problémáit kell megcéloznia, melyek közt szerepel az öntözés fejlesztése is [1].

Ugyanakkor a mezőgazdaság jelenlegi igénye a világ édesvízkészletére fenntarthatatlan. A növénytermesztés naponta $7,4 \text{ km}^3$ vizet használ fel öntözésre. Becslések szerint 2025-re 1,8 milliárd ember fog olyan vidéken vagy országban élni, melyet abszolút vízhiány jellemez és a lakosság kétharmadát fogja valamilyen víz konfliktus érinteni a klímaváltozás következtében [2].

Az agrárszektorban jelentkező vízhiány megoldása a mezőgazdasági vízgazdálkodás eszközein keresztül lehetséges. A vízkészlet növelése (pl. vízvisszatartás egyéni gazdaságok szintjén – lefolyás csökkentésén, beszivárgás növelésén keresztül) és az öntözővíz-veszteségek csökkentése (átlagosan a felhasznált víz 40%-a éri csak el az öntözött növény gyökerét) mellett *a használt vizek újrafeldolgozása és újra hasznosítása azok az eszközök, amelyek növelhetik az öntözésre elérhető víz mennyiségét* [3]. Az ilyen vizek új vízforrásnak tekinthetők, melyek meghatározó szerepet játszanak a vízgazdálkodásban a globális vízhiány miatt, ezért felhasználásuk elengedhetetlen a legtöbb szárazsággal küzdő régióban (Francés et al. 2017). Az arid területeket egyre inkább növekvő hőmérséklet és korlátozott csapadék jellemzi. A nem fenntartható területhasználati gyakorlat súlyosbítja a talajdegradációs folyamatokat, a vízhiányt és a sivatagosodást. A földhasználóknak a változó körülményekhez való alkalmazkodása, a természeti tőke rugalmas használata létfontosságú a klímaváltozással járó nehézségek kezeléséhez [4]. A gazdálkodóknak ezért kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy a vízhiány miatt előtérbe került alternatív vízforrások felhasználása során a fenntarthatóság elveit kövessék; öntözővíz minőségnek kedvezőnek kell lenni a talajleromlás elkerülése érdekében (Singh 2015, Elgallal et al. 2016).

A talaj feltételeken megújuló természeti erőforrás, amelynek fenntartható használata lehetséges, de megköveteli az állagának folyamatos megővését, az ellenálló képességének fenntartását, megtartani és növelni szükséges a multifunkcionalitását (Várallyay 2007, 2015). A talajdegradáció napjainkban már globális szinten jelentkező probléma, melynek térbeli felmérésére és kezelésére az UNEP (United Nations Environmental Program) már 1987-ben elindította a GLASOD (Global Assessment of Soil Degradation) c. projektet. A projekt keretében létrehozott térképen az emberi tevékenység hatására elszikesedett területek önálló kategóriát képviselnek a kémiai degradációs folyamatok körében. Kialakulásuk egyik oka a nagy sótartalmú öntözővíz felhasználása vagy a nem megfelelő vízgazdálkodású (költség nélküli) talajon történő öntözés (Oldeman et al. 1991). Jelenleg a világon 37,2 millió ha terület elszikesedett az öntözés következtében, beleszámítva azokat a területeket is, melyek már nem állnak művelés alatt a termőképesség csökkenése miatt [5].

Az éghajlatváltozás következményeként hazánkat is sújtja a leginkább arid régiók sajátosságainak tekintett csökkenő és/vagy kedvezőtlen eloszlású csapadékmennyiség. Az éghajlatváltozás kisvizeket apasztó hatása már most is kimutatható, ezért a kisvízfolyásaink hasznosítható hozamának jelentős csökkenésére kell számítani, ezáltal növekszik a vízhiánnyal küzdő, és ezért ökológiai szempontból is érzékeny víztestek köre [6]. A vízfolyásokból, tavakból történő felszíni vízkivételek közül leginkább a kisvízi időszakban jelentkező öntözés, és – ha van – a halastavak frissvíz igénye, valamint a hűtési és energetikai célú vízkivétel lehet kritikus [6]. A szélsőséges vízháztartási helyzetek fokozódásával *a változó környezeti feltételekhez való alkalmazkodás megköveteli az eddigi hazai mezőgazdasági gyakorlat*

módosítását is. Az adaptáció egyik fontos eleme lehet az öntözéses gazdálkodási formák kiszélesítése, a víz- és energiatakarékos öntözési módok és módszerek előtérbe helyezése és nem utolsósorban a használt vizek (szennyvizek, hulladékvizek, elfolyóvizek, stb.) öntözéses hasznosítása. Az utóbbi jelentősége felértékelődik napjainkban, ugyanis az előbbieken bemutatott klímaváltozás hatásai miatt a legszárazabb nyári periódusokban a felszíni vizek kihasználtsága mellett jelentős értéket képviselhet a szennyvíz által biztosított öntözővízforrás is (Francés et al. 2017, Singh 2015).

A kisvízi időszakban jelentkező öntözési vízigény elsősorban a felszíni vizeket terheli, miközben a települési vízellátás jelentős része a felszín alatti vízkészlet felhasználására alapul. Ugyanakkor a tisztított kommunális szennyvíz felszíni vizekbe történő bevezetése (távolabb a felszín alatti vízkivételi ponttól) a hozzáférhető felszín alatti vízkészletek további csökkenését idézi elő. A klímaváltozás eredményeképpen további szárazodási folyamatok indulnak meg, és az utánpótlás hiánya miatt fontos már napjainkban is meghatározni annak az elérési idejét, amikor a készletek már nem fogják fedezni az igények ellátását, ezért meg kell ragadni azokat a rendelkezésre álló lehetőségeket, amelyek ezt az időkorlátot minél nagyobb mértékben elodázzák. A települési hidrológiai körfolyamatnak a teljes hidrológiai körfolyamathoz történő csatlakozása napjainkban szükségszerű (Dulovicsné 2013). A csapadékvíz-gazdálkodás és szennyvíz öntözéses hasznosítása egyaránt erősíti az integrált vízgazdálkodást és a körforgásos gazdaságot (Dulovicsné 2004, Ligetvári 2017). Ligetvári (2017) azt is megfogalmazza, hogy a települési szennyvíz alternatív vízforrásként való számbavétele, pl. energiaültetvényben történő öntözéses hasznosítása, nemcsak biológiai víztisztítási mód, hanem a víz helyben tartásával egyidejűleg a felszín alatti vízkészletek növelését is lehetővé teszi.

A magyar Vidékfejlesztési Program a mezőgazdasági vízfelhasználás hatékonyságának növelését célozza. A program alapján a vízgazdálkodás fejlesztése három fő művelet: a vízviszatarítás, a melioráció és a vízfelhasználás hatékonyságának javítása, valamint az öntözött területek növelését célzó beruházások támogatásán keresztül fog megvalósulni a jövőben [7]. Az aktuális talajtani kutatások felelőssége, hogy az infrastrukturális és technológiai fejlesztésekkel, az öntözött területek növekedésével és az öntözésre felhasznált vízforrások bővülésével párhuzamosan megalapozza (és elérhetővé tegye) azt a tudományos háttérrel, tudással a magyar gazdálkodók számára, amelynek gyakorlati alkalmazásával valamennyi szántóföldön, ültetvényben és kertészetben talajdegradáció nélkül folyhat öntözéses gazdálkodás. Az elérhető legmagasabb színvonalon történő, tudományos megalapozottságú talajművelés szükségszerű a természeti erőforrásunkat jelentő talajaink védelméhez és a talajkárosodás megelőzéséhez.

Ennek megfelelően, kutatásom valamennyi célkitűzése az öntözés és talajdegradáció bonyolult kapcsolatrendszerének feltárására irányult hazai kísérleti területen. Doktori dolgozatomban a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ (NAIK) Öntözési és Vízgazdálkodási Önálló Kutatási Osztály (ÖVKI) és az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) „Mezőgazdasági eredetű szennyvizek öntözéses hasznosítása fásszárú energiaültetvényekben” c. közös projektjében végzett kutatási eredményeimet használtam fel. A projekthez tartozó kísérletben egy szarvasi, intenzív üzemű (afrikai harcsa) halnevelő-telepről származó szennyvíz különböző módon kezelt formáit használtuk fel fásszárú energiaültetvény öntözésére. Hipotézisünk szerint a víz tápanyagtartalma hasznosul a növények felvétele által és a talaj tápanyag-ellátottságának növekedésével, mialatt a vízkincs részben hozzájárul a víz helyben tartásához és az öntözött mezőgazdasági kultúra számára elérhető talaj-vízkészlet növekedéséhez. Céloom:

1. olyan adaptálható *vízkezelési módszert kidolgozni és alkalmazhatóságát kísérleti körülmények közt igazolni*, amellyel az öntözésre alkalmatlan vizek is mezőgazdasági felhasználásra alkalmassá tehetők:

- meghatározni két különböző eredetű öntözővíz (Körös víz, intenzív üzemi halnevelő-telep elfolyóvize) minőségét a jelenlegi hazai és nemzetközi öntözővíz minősítő rendszerek alapján;
 - igazolni a kémiai vízjavítási módszer hatékonyságát, illetve a nyers és kezelt szennyvíz talajra gyakorolt hatását;
2. a fentiek alapján minősített vizek öntözéses hasznosítása során *a talajban bekövetkező változásokat és a növényekre gyakorolt hatásukat azonosítani*, különös tekintettel:
 - a talaj sótartalmának változására, a területek sómérlegének értékelésére és a talaj kicserélhető nátrium tartalmának vizsgálatára (szikesedés lehetséges mértéke);
 - a talaj tápanyag-ellátottságában (makroelemek) bekövetkező változásokra (a szennyvíz tápanyag-utánpótló hatása);
 - a fűz biomassza tömegének változására;
 3. *megítélni a szennyvíz mezőgazdasági elhelyezésének és hasznosításának a fenntarthatóságát* a talaj- és vízvédelem szempontjai szerint, az átfolyósos liziméteres kísérletben összegyűjtött csurgalékvizek kémiai összetételének elemzése és kiértékelése, a kísérlet első és második évére nitrát és nátrium mérleg készítése alapján (hatáselemzés);
 4. a különböző összetételű öntözővizek (nyers, javított) hatására bekövetkező talajtani változások alapján *visszacsatolást megfogalmazni a magyar öntözővíz minősítő rendszer fejlesztéséhez.*

2. Irodalmi előzmények

2.1. A szennyvizek szerepe a globális vízhiány kezelésében

2.1.1.A szennyvizek felhasználásának indokoltsága

A globális vízhiány legnagyobb kihívása, hogy a népesség és az élelmiszerigény növekedése, a városiasodás és a klímaváltozás egyaránt növelik a vízkészlet és vízigény közti távolságot (Hussain et al. 2002). A világ népessége a jelenlegi 7,5 milliárd főről várhatóan 9,6 milliárd főre növekszik 2050-re [8]. A FAO becslése szerint a 2005-2007 évek globális mezőgazdasági termeléséhez képest 60% növekedést kell elérni a növekvő népesség élelmiszerellátásához [8]. Az urbanizáció az édesvízi ökoszisztéma egyre nagyobb fokú terhelését és a vízigény növekedését okozza (Fitzhugh és Richter 2004), ugyanakkor például Kínában a megnövekedett kommunális szennyvíz kibocsátás – a megfelelő szennyvíz felhasználási stratégia kidolgozása esetén – új lehetőséget is teremthet a vízigény kielégítéséhez (Lyu et al. 2016). A klímaváltozás következtében változó vízkészletek hatással vannak az ipari vízfelhasználásra, a vízierőművek működésére, a vízkormányzásra, a vízi ökoszisztémára, a turizmusra és az öntözésre [9]. A klímaváltozás regionálisan eltérő módon érezteti hatását a vízkészletek változásában. A hőmérséklet és a csapadék relatív kis változása az evapotranspiráció és a talajnedvesség nem lineáris változásával együtt relatív nagy változásokhoz vezetnek a felszíni lefolyásban az arid és szemi-arid területeken [9].

A vízkészletekért folyó növekvő verseny, az agrárszektor és ipari szektor, valamint a lakosság vízfelhasználása közt, a nem hagyományos vizek, szennyvizek öntözéses hasznosítását ösztönözi a mezőgazdasági gyakorlatban, amely a világon széleskörűen elterjedté vált (Winpenny et al. 2010). Becslések szerint a globális népességének legalább 10 %-a fogyaszt olyan növényből készült élelmiszert, amelyet szennyvízzel öntöztek [10] és megközelítőleg 20 millió ha a szennyvízzel öntözött területek nagysága (Jiménez et al. 2010, Quadir és Scott 2010).

Quadir és Scott (2010) szerint a szennyvízhasznosítás az alábbi okok miatt elterjedt a fejlődő országokban: gyakran az egyetlen elérhető vagy folyamatosan biztosított vízforrás az öntözéshez, kevesebb energiába kerül a kezelése (mint a mélyről szivattyúzott felszín alatti vizeknek), a magas értékű növények (pl. zöldségek) termesztése során növeli a jövedelmezőséget és alkalmazása csökkenti a hagyományos tápanyag-utánpótlás mértékét. Jiménez et al. (2010) szerint az elérhetősége és a tápanyagtartalma miatt értékes vízforrásnak tekinthető, főként a legszárazabb régiókban. Ugyanakkor az előnyeivel szemben számos kockázatot is rejt a felhasználhatósága. A mikrobiológiai és toxikus összetevőinek köszönhetően a biztonságos felhasználása nagy körültekintést igényel (Pescod 1992, [10]). Bos et al. (2010) szerint a mikrobiológiai komponensek emberi egészségre gyakorolt hatása azonnal érezhető, azonban a kémiai mérgező elemek következményei hosszabb lappangási idő után válnak láthatóvá, ezért a szennyvizek felhasználásának humán egészségügyi kockázatának értékelése nehéz feladat. A szennyvízöntözés környezeti problémákhoz is vezethet: nem megfelelő öntözéses gyakorlat alkalmazása mellett, negatív hatással lehet a talajtulajdonságokra és termékenységére, a terméshozamokra, a talajvíz és a felszíni víz minőségére, a vízi ökoszisztémára (Ayers és Westcot 1989, Pescod 1992, [10]).

2.1.2. A szennyvizek felhasználásának környezeti kockázatai és kezelési lehetőségei

A szennyvizek számos kórokozót tartalmazhatnak (baktériumok, bélférgesek, vírusok, egysejtű paraziták), amelyek egyaránt szennyezhetik a talajt és a felszíni, felszín alatti vizeket is. Amennyiben nagy hidraulikus vezetőképességgel rendelkezik a talaj vagy az átlagos talajvízszint magasan helyezkedik el és a kapilláris zóna érintkezik az öntözés által beázott talajréteggel, akkor a felszín alatti vízkészletek is veszélyeztetettek lehetnek. A kórokozók a méretükből adódóan (baktériumok és vírusok) rendkívül mozgékonyak a talajban, a vízzel együtt vertikálisan és horizontálisan is képesek elmozdulni [10]. Bos (2010) szerint a szennyvíz

felhasználásából eredő humán és környezeti kockázatok becslése járványtani tanulmány és/vagy a mikrobiológiai kockázatok értékelésén alapul, amelyek elvégzésével elősegíthető a felhasználása és a társadalmi megítélése is.

A szervetlen kémiai szennyezők, általában a nehézfémek, az ipari eredetű szennyvízben nagyobb mértékben jellemzőek, mint a kommunális szennyvízben (Simmons et al. 2010). Hamilton et al. (2005) a fémeket a talajban való viselkedésük és a növényekre gyakorolt hatásuk alapján 4 csoportra osztotta. (1) Az élő szervezetekre a legnagyobb kockázatot a kadmium, kobalt, szelén és a molibdén jelentik, mert képesek felhalmozódni a növényekben anélkül, hogy károsítanák őket. (2) Az ezüst, króm, ón, tallium, ittrium és cirkónium alacsony egészségügyi kockázattal bírnak, mivel a növények nem képesek közvetlenül felvenni, így a talajban visszamaradnak. (3) A higany és ólom minimális kockázatot jelentenek a táplálékláncra. A növény gyökerei fel tudják venni, de nem jutnak tovább a szárba és általában nem okoznak fitotoxicitást, hacsak nem nagy koncentrációban vannak jelen a talajban. A talajkolloidok felületén erősen adszorbeálódnak. (4) A bór, réz, mangán, molibdén, nikkel és cink a talajban kevésbé erősen adszorbeálódó elemek, mint az előző két csoportban lévők. A pH csökkenésének hatására ezeknek az elemeknek nő az oldékonyságuk és a növények számára könnyen felvehetővé válnak, ezáltal könnyen bekerülhetnek a táplálékláncba. Esszenciális mikroelemek a növények számára, de a réz és a cink nagy koncentrációban az emberre és a növényre nézve is mérgező lehet (Simmons et al. 2010). Xu et al. (2010) szerint a szennyvíz felhasználása növeli a talaj tápanyag ellátottságát és szerves anyag tartalmát, ugyanakkor hosszú távú öntözéses hasznosítása a nehézfémek felhalmozódásához vezethet a talajban, ha nem könnyű fizikai talajfűléssel, jelentős kilúgozási folyamatokkal és ha kis szerves anyag tartalommal rendelkezik a talaj. Lorenzo et al. (2012) szerint a szennyvízzel öntözött talajokban a leggyakoribb elemek sorrendje: $Fe > Zn > Cu > Pb > Cr > Ni > Cd$, javaslata szerint megfelelő vetésforgó alkalmazásával a növények más-más elemeket vesznek fel a talajból, ezáltal elkerülhető a toxikus mértékű elemfelhalmozás. Puschenreiter et al. (2005) szerint növény szelekcióval csökkenthetőek a nehézfém-szennyezés környezeti kockázatai, ilyen esetben az energiaültetvények és takarmánynövények termesztését javasolja.

A szennyvíz öntözésre való felhasználásnak egyik legnagyobb előnye a tápanyagtartalma, azonban ha a vízben túlzott mértékben van jelen (főként a nitrogén) számos káros folyamatot indíthat el (Hamilton et al. 2005). A szennyvíz makroelem tartalmának (N, P, K) hátrányai az alábbiak (Quadir és Scott 2010): (1) sok nitrogén túlzott zöld biomassza növekedéshez vezethet, késlelteti az érést; (2) az öntözött területről elfolyó drénvíz a felszíni vizekben eutrofizációt okozhat; (3) a nitrogén kimosódás talajvízszennyezést okozhat; (4) foszfor felhalmozódhat a talajban, ahol nem mozgékony formává alakulhat. A szennyvíz tápanyagtartalmának eltávolítására megoldás lehet a vizes élőhelyek kialakítása (Simmons et al. 2010, Tóth et al. 2016), nagy nitrogén-hasznosítású növényfajták, kultúrák választása (Vermees 1977, Hamilton et al. 2005), a víz hígítása (Simmons et al. 2010) is.

A szennyvíz szerves szennyezői származhatnak a peszticidekből (pl. DDT), ipari szennyezőktől (pl. PCB-k), fertőtlenítés melléktermékéből, gyógyszermaradványokból, hormonokból [10]. Ezek rákkeltő és mutagén hatásúak lehetnek az emberre nézve és számos környezeti kockázatot hordoznak [10]. A kockázatuk értékeléséhez és csökkentéséhez a legfontosabb feladat a szennyvíz aktuális analitikai elemzése (Simmons et al. 2010). Kumar és Pal (2017) szerint a szennyvíztisztító üzemek fontos feladata a jövőben az antibiotikumok eltávolítása is, mivel az növeli a vizek és a talajok antibiotikum rezisztencia szintjét. Ejhed et al. (2018) szerint a lakosság körében növekvő gyógyszer, tisztítószer és testápolószer felhasználás a szennyvizek hormon és antibiotikum tartalmát is növelik, amelyet a szennyvízkezelő üzemeknek csökkenteniük kell a környezeti kockázatok mérséklése érdekében.

A szennyvizek mezőgazdasági felhasználása esetén, azok leggyakoribb környezeti kockázata ugyanakkor a talaj szikesedésével hozható összefüggésbe. A szennyvizek legtöbb esetben magas sótartalommal rendelkeznek, amelyek származhatnak mosószerekből,

tisztítószerkezből vagy szennyvíztisztítási folyamatokból is (Quadir és Scott 2010). A szikesedés problémája számos földrajzi régióban összefüggésbe hozható a szennyvízfelhasználással.

2.1.3. Vízziánnyal küzdő régiók egyik alternatív vízforrása: a szennyvízöntözés

Európában a klímaváltozás hatásaival szemben (hőmérséklet növekedés, csapadék mennyiségének változás, jég és hó csökkenése) a hegyvidéki és tengerparti területek, a sarkvidéki és mediterrán régiók a legérzékenyebbek [11]. A csapadék és a felszíni lefolyás csökkenése a mediterrán régióban súlyosbítja a már meglévő problémákat: a tengervíz benyomulása a víztartókba, vízszennyezés, mezőgazdaság növekvő vízigénye [11]. Ezek a hatások befolyásolják az élőhelyeket, csökkentik a terméshozamokat, hatnak az emberi egészségre és növelik a vízfelhasználási konfliktusok számát [12]. A sokrétű probléma által leginkább érintett európai országok: Spanyolország, Portugália, Franciaország déli része, Málta, Görögország, Ciprus és Olaszország déli része (Huber et al. 2008). Ezekben az országokban megnőtt a nem hagyományos vízforrások, a sótalánítás és a szennyvízfelhasználás jelentősége (Francés et al. 2017).

2.1.3.1. Európa

Spanyolországban 3,5 millió ha öntözött terület több mint 3%-ának jelentősen csökkent a termőképessége a szikesség következtében és további 15% veszélyeztetett (Daliakopoulos et al. 2016). Az öntözés és a turizmus növekvő vízigénye mellett Spanyolország délkeleti régiójára a természetes vízhiány jellemző, amely jelentős vízgazdálkodási problémákat okoz (Martín-Rosales et al. 2007). További problémát jelent a vízkészletek túlhasználata, a csökkenő csapadékmennyiség és felszíni lefolyás, amelyek következtében a tengervíz benyomulása és szikesítő hatása a parti területeken súlyosbítja a vízgazdálkodási és környezeti problémákat. Martín-Rosales et al. (2007) szerint a spanyol vízgazdálkodás ezért olyan megoldások felé fordul a jövőben, mint a szennyvizek újrahasznosítása és a tengervíz sótalánítása.

Ciprus vízgazdálkodási problémái közül ugyancsak az édesvízhiány a legjelentősebb, amely a mezőgazdaságot is érinti. Ragkos és Theodoridis (2016) szerint két alternatív megoldás a tengervíz sótalánítása és az újrahasznosított vizek felhasználása a mezőgazdaságban. Papadaskalopoulou et al. (2015) szerint az öntözés növekvő vízigénye az öntözőrendszerek hatékonyságának növelésével, az elfolyás csökkentésével, nagy vízfelhasználási hatékonyságú növények termesztésével és az újrahasznosított vizek felhasználási arányának 9%-ról 40%-ra történő növelésével biztosítható elsősorban.

Attard és Azzopardi (2005) szerint *Máltán* 3 lehetséges forrása van az öntözővíznek: (1) esővíz felszíni tározókban összegyűjtve, aminek csak helyi szinten van jelentősége, (2) felszín alatti vizek, talajvíz kitermelés, ami a legjelentősebb vízforrás jelenleg az országban, (3) és az összes kezelt szennyvíz, amelynek jelenleg 10%-át használják fel öntözésre. Az ország vízhiányának és vízminőségi problémáinak kezelésére alternatív megoldást a tengervíz sótalánítása és a szennyvizek kezelés utáni öntözéses hasznosítása jelenthet (Attard és Azzopardi 2005, Vella és Camilleri 2003).

Görögország mezőgazdaságának jelentős vízigényét szintén felszín alatti vízkitermelésből biztosítják, ugyanakkor annak kimerítésével a tengervíz által (Máltához hasonlóan) a vízkészletek minőségének romlása, sókoncentrációjának növekedése következett be (Apostalakis et al. 2016). Agrafioti és Diamadopoulos (2012) szerint megoldás lehet az ország vízhiányára a szennyvíz, mint alternatív vízforrás: 16 szennyvíztisztító telep elfolyóvizével a szőlőültetvények negyede lehetne öntözhető, ez a vízigény 4,3%-át elégítené ki.

2.1.3.2. Észak-Afrika

Pescod (1992) szerint *Tunéziában* a kezelt vizeket évszakosan, tavasszal és nyáron, talajvízzel keverve használják fel citrus és olíva ültetvények, takarmánynövények, gyapot,

golfpályák és szállodák gyepeinek az öntözésére. A zöldségek szennyvízzel való öntözését jogi szabályozás tiltja. Az 1990-es évek elején megközelítőleg 1750 ha területet öntöztek szennyvízzel. Hachicha et al. (2015) szerint Tunéziában a szennyvíz mezőgazdasági felhasználása 1965-ben kezdődött a Soukra régió talajvízszint csökkenése miatt, ami a talajvíz túlhasználása miatt alakult ki. Jelenleg a szennyvízöntözés egyik legnagyobb kihívása a talaj szikesedésének megelőzése és mérséklése.

Észak-Afrika vízhiánnyal küzdő régiója a 3,2 millió km² nagyságú Nílus-medence is, amelyben 11 ország található (Multsch et al. 2017). 2011-ben az országok vízfogyasztása összesen 84 km³ volt (a két legnagyobb vízfogyasztó ország *Egyiptom és Szudán*), amely becslések szerint 123 km³-re fog növekedni 2050-re, amennyiben a 3,8 millió ha tervezett öntöző terület növekedés megvalósul. Multsch et al. (2017) szerint az öntözéstechnológia fejlesztéséből eredő vízmegtakarítás nem lesz elegendő a tervezett növekvő vízigény kielégítéséhez. Salem et al. (2017) szerint a drénvizek és szennyvizek újrahasznosítása következtében az egészségügyi és környezeti kockázatok nőnek, így Egyiptomnak új alternatív vízforrásokra van szüksége (pl. esővíz, köd gyűjtése).

2.1.3.3. Izrael

Izrael mezőgazdasági termelékenysége az elmúlt fél évszázadban megsokszorozódott, amely az ország új öntözési stratégiájának köszönhető: a csepegtető öntözés alkalmazásának és a szennyvíz öntözővízként való újrahasznosításának, amelyek Tal (2016) szerint az alábbi jellemzőkkel írhatóak le. A csepegtető öntözést megelőzően árasztásos felületi öntözési mód (árasztó módszer) volt jellemző, ugyanakkor az arid és szemi-arid területek népességnövekedése miatt a mezőgazdasági produkció növekedését a vízfelhasználás emelkedése nélkül kellett elérni. Az öntözési mód váltásával párhuzamosan a kezelt szennyvizek mezőgazdasági hasznosítása is megkezdődött az 1950-es években, az akkor felhasznált újrahasznosított öntözővíz mennyisége mára megháromszorozódott, 2015-ben elérte a 400 millió m³-t, ami az összes szennyvíz 86%-át jelenti. Összesen 130 000 ha mezőgazdasági területet öntöznek szennyvízzel, ami az egy évvel ezelőtti kiterjedés duplája. A sikeres stratégiához hozzátartozik, hogy a kezdetben előnyösnek bizonyult csepegtető öntözőberendezéshez szükséges eszközöket gyártani is elkezdtek és azok hátrányait amint felismerték, innovatív megoldásokkal fejlesztették tovább. A felszín alatti csepegtető rendszerek által csökkent a párolgási veszteség, könnyebbé vált a gyomszabályozás és a sófelhalmozódás is minimalizálódott. Izraelben a csepegtető öntözőrendszerek fele: felszín alatti. A legújabb innováció segítségével: az öntözőberendezés minden vízkibocsátó nyílása mellett talajnedvesség érzékelő segíti a növények pontos vízigényének meghatározását („Irrigation on Demand”), amely hamarosan a legmagasabb szintű technológiai megoldások körét fogja bővíteni, a víz árának növekedése miatt (Tal 2016).

A szennyvízfelhasználás ugyancsak számos kihívással néz szembe: a legnagyobb problémát a szennyvizek só és nátrium tartalma jelenti. Raveh és Ben-Gal (2016) szerint az elmúlt két évtizedben az izraeli talajok SAR értéke 50%-kal emelkedett, 6-ról 9-re változott, míg ugyanezeknek a mintáknak az elektromos vezetőképessége majdnem állandó maradt, 5,5 dS/m értékkel. Tal (2016) szerint a szikesedés megelőzéseként egyik megoldásként a vágóhidak (nagy sótartalmú) elfolyóvizét kötelezték a szennyvíztől külön kezelni, amely jelentősen mérsékelte annak sóterhelését, de a problémát nem oldotta meg. Számos izraeli szakértő legújabb kutatási eredménye szerint a szennyvíz sóatlanítása az egyetlen stratégia a hosszú távú, fenntartható öntözés érdekében (Tal 2016, Kaner et al. 2017).

Kaner et al. (2017) szerint a kedvezőtlen minőségű öntözővízzel történő öntözés gazdasági, agronómiai, környezeti költségeinek köszönhetően, a sóatlanítás megfelelő stratégia lehet a hosszútávú, fenntartható növénytermesztés számára a száraz területeken. A nagy piaci értékű, sóérzékeny növényekből (kaliforniai paprika, dinnye, datolya, szőlő és olíva) előállított termékek jelenlegi piaci ára Izraelben indokoltá teszi a nem megfelelő vizek (brakkvíz, tengervíz) sóatlanítását, hogy az öntözésre alkalmassá váljon. Az elemzés eredményeként a

kiseb kapacitású (0,2 millió m³/év) sóalanító üzemek még nem működtethetőek nyereségesen az egyéni gazdaságok szintjén, de a nagyobb üzemek (1 millió m³/év) gazdaságosan állíthatják elő a jó minőségű öntözővizet egy nagyobb közösség számára (Kaner et al. 2017).

Összességében megállapítható, hogy a globális folyamatok (vízhiány, népességnövekedés, klímaváltozás) a szennyvizek felhasználásának növekedését irányozzák elő. Az arid és szemi-arid régiók mezőgazdasági vízgazdálkodásába már hosszú ideje beépült a szennyvízöntözés, de várhatóan a jövőben növekedni fog azoknak a térségeknek a száma, amelyeknek édesvíz hiányában a használt vizek újrahasznosítására kell törekedniük. *A humán-egészségügyi és környezeti kockázatok miatt a kutatások feladata a biztonságos és környezeti szempontok szerint fenntartható szennyvízfelhasználás elősegítése.*

2.2. Szennyvizek hazai mezőgazdasági hasznosítása

2.2.1.A mezőgazdasági szennyvízfelhasználás általános jellemzői

Hazánkban már közel száz éves múltra tekint vissza a szennyvizek mezőgazdasági célú felhasználásának problémaköre. Kenessey (1931) szerint a rétek öntözésével nemcsak a hiányzó nedvességet pótolhatjuk, hanem trágyázhatunk is, amennyiben a szennyvíz növényi tápanyagokat tartalmaz. Jó táplálóanyagként nevezi meg az „oldalakról lesodort jó földet, ami a záporok és hóolvadások idejében a vizet iszapossá teszi”. Jó vizeknek tekinti a városi szennyvizet, amelyben nincs káros anyag és a cukor-, keményítő-, szesz- és sörgyárak, valamint a tejfeldolgozó telepek „lefutó” vizét is (Kenessey 1931). Az iszapos vízzel való öntözést trágyázásnak tekinti és a téli időszakot tartja az öntözésre leginkább alkalmas periódusnak. Kiemeli annak fontosságát, hogy az öntözésnek tápanyag-utánpótlással együtt kell megvalósulnia, ugyanis a víz a talaj minden készletét feltárja és a növények tápanyagban gazdagon ellátottá válnak, ezzel együtt a talaj készletét kimerítik.

Szilágyi (1942) szerint a városi szennyvizek mezőgazdasági hasznosítása egyben szennyvíztisztítási eljárás is, megfogalmazása szerint „a szennyvízöntözés a szennyvíz szempontjából nem egyéb, mint egy oxidációs biológiai tisztítási mód”. Németországi példák alapján öntözésre alkalmasnak találja a különböző eredetű ipari szennyvizeket is, főként: a keményítőgyárak, tejfeldolgozó üzemek, szeszfőzdék és élesztőgyártás szennyvizeit, valamint len- és kenderáztatók, bőrgyárak, vágóhidak és cukorgyárak vizeit is.

Oroszlány (1942) 18 pontban foglalja össze egy „kísérleti szennyvízöntöző intézet” legfontosabb kutatási céljait, melynek előzménye, hogy Szilágyi Gyula a szennyvízöntözés hazai tanulmányozásának elmélyítését, intézeti keretek közt való megvalósulását kezdeményezte. Oroszlány (1942) célkitűzései közt mezőgazdasági, műszaki és mikrobiológiai kérdések egyaránt szerepelnek, szem előtt tartja a fenntarthatóság szempontjait és a talajvédelmet.

Bánk (1956) a kommunális szennyvízöntözéssel kijuttatható tápanyag értékét vizsgálta, szerinte kb. 7-10 fő biológiailag tisztított szennyvize tápanyag szempontjából közel egyenértékű 50 q istállótrágyával. Bánk (1956) szerint 1 m³ szennyvízzel 1,02 kg pécisó, 0,145 kg 40%-os kálicsót és 0,11 kg szuperfoszfátot adunk a mezőgazdaság számára.

Nyéki és Ujj-Mészáros (1969) szerint a Péti Nitrogén Művek szennyvizének kémiai összetétele az alábbiak szerint alakult 1965-ben: összes nitrogén 387,1 mg/l, kálium 16 mg/l, nátrium 22,2 mg/l, összes fenol 183,03 mg/l, összes oldott só-tartalma 1829 mg/l. A nyers ipari vízzel öntözött parcellákról sikerült a kh-ként legtöbb keményítőértéket és emészthető nyersfehérjét betakarítani.

Vermes (1973) vizsgálta először hazánkban a városi szennyvizek takarmánynövényekre gyakorolt hatását a debreceni és pesterzsébeti kísérleti szennyvízöntöző telepeken. Eredményei szerint az ipari szennyvizeket is tartalmazó városi szennyvizek öntözésre felhasználhatóak és a takarmánynövények termésére gyakorolt hatásuk pozitív. A szennyvízzel öntözött parcellákon a 2. éves vöröshere és a szója 43-202%-kal, a többi takarmány 10-61%-kal termett többet, mint

az öntözetlen kontroll parcellák növényállománya. Vermes (1973) szerint a szennyvíz, nemcsak mint öntözővíz, hanem mint tápanyagforrás is jelentős a növények számára.

Gál et al. (1977) szerint szennyvizek talajban való elhelyezése nemcsak a szennyezőanyagok eltávolítását és ártalmatlanítását valósítja meg, hanem megteremti a szennyvízzel távozó, még értékes anyagok hasznosításának lehetőségét is. Gál et al. (1977) szerint a szennyvízöntözés fejlődése három szakaszra bontható: Az első, legkorábbi szakaszban (múlt század vége, század eleje) a cél csak a szennyvíz természetes tisztítással összekötött elhelyezése volt, míg az öntöző és trágyázó hatás az akkori extenzív növénytermesztési viszonyok között csak másodrendű szerepet játszott. A két világháború közötti időszakban kezdték el a szennyvizek öntözését a mezőgazdasági termelés fokozására felhasználni. Ekkor elsősorban a mezőgazdasági hasznot és nem a szennyvíztisztítást vették figyelembe, aminek következtében már egészségügyi károk is megjelentek. A harmadik szakasz a második világháború után kezdődött, amikor a célkitűzés már a biológiai szennyvíztisztítás volt az egészségügyi követelmények figyelembevételével mellett és a mezőgazdasági haszon optimális kielégítésével.

A szennyvizek öntözésre való felhasználásával természetes biológiai tisztítás végezhető, amely 3 részből áll. A mechanikai tisztítás során a talaj kiszűri a mechanikai szennyeződések a talajfelszín által, a biológiai tisztítással a talaj mikroorganizmusai a szerves szennyező anyagokat aerob körülmények közt lebontják, a szerves anyagok pedig a talajszemcsékhez kötődnek, a biokémiai tisztítás során a talajszemcséken adszorbeálódott tápanyagokat a növények felveszik, beépítik testükbe, ami által kivonják azt a talajból (Gál et al. 1977).

Szennyvízöntözéskor a talaj öntisztuló képessége játszik szerepet a szennyvíz ártalmatlanná tételében. A talaj a tisztító hatását akkor tudja kifejteni, ha a szennyvíz a talaj egyes rétegein átszivárog, ami pedig a talaj szerkezete és összetétele által meghatározott vízáteresztő képességtől függ. Legjobb a homok- és kavics talaj, a jó vízgazdálkodású vályogtalaj (ugyanakkor ez magában rejt a talajvíz-szennyezés lehetőségét), de nem alkalmas a vízátmeresztő agyagtalaj a szennyvíz elhelyezésére. A szennyvíz lebegő hordaléka a talaj pórusait eltömi és annak szűrőképességét nagymértékben csökkenti, ezért a mechanikai szennyvíztisztítás szükségzerű. Az öntisztulás folyamán végbemenő biokémiai oxidáció biztosításához szükséges a talaj szellőztetése is, amit időnként annak pihentetésével kell megoldani (Gál et al. 1977).

Bognár és Vermes (1980) szerint a szennyvizek, szennyvíziszapok és hígtrágyák mezőgazdasági felhasználásához és annak ösztönzéséhez összehangolt agrotechnikai és műszaki kutató-fejlesztő munkára van szükség (gyakorlati szakemberek bevonásával), amely az elhelyezés valamennyi fázisára kiterjed: a szennyvíz előkezelése és szétosztása, agrotechnika, elszívárgó víz kezelése és gazdaságossági kérdések.

Budavári (1981) szerint a szennyvizek és szennyvíziszapok mező- és erdőgazdasági területeken való elhelyezését az alábbiak indokolják: a folyóba kerülve csak negatív hatást okoznak az ökoszisztémában, a talajban való elhelyezéssel a környezeti veszély elkerülhető és többlettermés érhető el, valamint a talaj tápanyagtartalma is növelhető általuk. Különösen ott indokolt ez a fajta elhelyezés ahol: nincs állandó nagyobb vízhozammal rendelkező vízfolyás, ahol vízlépcsőkkel csatornázottak a folyók és ahol nagyobb mennyiségű öntözővíz más módon még évtizedekig nem fog rendelkezésre állni, mivel ott a szennyvízben lévő víz is nagy értéket jelent (pl. a Balaton környéke, homokhátságok és löszhátak).

Perecsi (1984) szerint a szennyvíz mezőgazdasági területen történő elhelyezésének előnye, hogy a csapadékszegény területeken, ahol a talajadottságok lehetővé teszik, ártalommentesen biztosítható az elhelyezése és mezőgazdasági vízellátási (öntözési) feladat oldható meg vele.

Vermes (1992) megállapította, hogy a szennyvízöntözés során a talaj elsősorban a tisztításban, a szennyezőanyagok lebontásában, tárolásában és ártalmatlanításában játszik szerepet, a növények pedig főként a víz és növényi tápanyagok hasznosításában. Meghatározta

a hazai kultúrnövények azon körét, amely lehetővé teszi a szennyvizek egész éves, gazdaságos felhasználását és a szennyezőanyagok táplálékláncba való bejutásának elkerülését.

Vermes (2017) szerint az 1980-as évek végén 12 helyen működött az országban szennyvízhasznosító és elhelyező telep (köztük a mintatelepként működő gyulai és kecskeméti szennyvízhasznosító telepek), összesen 2080 ha területen, ezen belül 1617 ha szántóterületen és 463 ha faültetvényen, naponta 35-36 ezer m³ szennyvízfelhasználási kapacitással, azonban mára valamennyi befejezte működését, amelyet a szerző a politikai rendszerváltást követő átalakulások következményével magyaráz. Helyettük azonban napjainkban számos regionális szennyvíztisztítóból kikerülő szennyvíziszap kerül mezőgazdasági felhasználásra.

2.2.2. Öntözésre felhasznált leggyakoribb szennyvíztípusok (kommunális és ipari szennyvizek)

A szennyvízfélések közül a települési szennyvíz adja a legnagyobb mennyiséget (Csaba 1999). 2014-ben a közüzemi szennyvízgyűjtő hálózaton keresztül összegyűjtött összes szennyvíz 500 882 000 m³ volt (KSH). Balogh et al. (1965) szerint a városi szennyvizek öntözéses felhasználásánál problémát jelenthet a vízminőség, ugyanis – leginkább Békés, Hajdú-Bihar és Jász-Nagykun-Szolnok megyében – mélységi vizekre települt ártézi kutakból történik az ivóvízellátás és ezek vize a megengedhetőnél nagyobb mennyiségben tartalmaz szikesítő káros sókat. Vermes (1977) szerint a kevert városi vizek nátrium százaléka 50-60% között változik (1. táblázat).

1. táblázat. Különböző eredetű szennyvizek átlagos tápanyag és ásványi anyag tartalma (saját szerkesztés Vermes (1977) nyomán)

| | <i>N</i> (mg/l) | <i>P</i> (mg/l) | <i>K</i> (mg/l) | Összes szerves anyag (mg/l) | <i>Na</i> % | <i>Mg</i> % | Összes oldott ásványi anyag (mg/l) |
|---|--|--------------------|-----------------|--------------------------------|---------------------------------|-------------|--|
| <i>Kevert városi</i> | 20-60 | 0,1-1 | 20-50 | <1000 | 50-60 | <40 | 500-2000 |
| <i>Cukorgyári</i> | 10-50 | 1-10 | 50-150 | ~1000-2000 | <40 | <40 | |
| <i>Konzervgyári</i> | 50-30 | 2-12 | 10-130 | ~1000 | >40-50 | >40-50 | |
| <i>Keményítő- gyári</i> | 40-80 | 20-40 | <100 | >1000 | <40 | <40 | <1000 |
| <i>Szeszipari</i> | 100- 500 | 2-10 | >1000 | | <40 | <40 | |
| <i>Sörgyári</i> | 10- 100 | 10-50 | 30-100 | 800-1700 | alkalmazott mosószertől függ | | |
| <i>Kender- lenfeldolgozó</i> és | 5-50 | 0,5-30 | 10-50 | 500-2000 | | | <1000 |
| <i>Papír</i> és | kevés a tápanyagtartalmuk, lassan bomló szerves anyagtartalom | | | | | | |
| <i>cellulózipari</i> <i>Tejipari</i> | 25-80 | 3-10 | 10-100 | 500-3000 | <40 | <40 | <1000 |

A debreceni kísérleti telepen a szennyvízöntözéses kísérletben a városi szennyvíz 30% ipari szennyvizet is tartalmazott, amely nagy nátrium tartalommal rendelkezett a fürdők hőforrásból származó vizei miatt, azonban köbméterenként 0,7 és 1,2 kg szerves anyagot, 30-45 g káliumot, 10-65 g nitrogént és 3-6 g foszfort tartalmazott (Balogh et al. 1965). A talajvizsgálati eredmények alapján megállapítást nyert, hogy ezért a fürdők hőforrásainak vizét le kell választani a városi szennyvíztől. További észrevétel volt, hogy a szennyvíz tápanyagtartalmát kiegészítendő, foszfor műtrágyázásra van szükség az öntözés mellett (Balogh et al. 1965). Tompa (1978) szerint a Gyulai Szennyvízöntöző Telepen a tisztított szennyvíz nátrium tartalma 216-376 mg/l, hidrogén-karbonát tartalma 760-940 mg/l és a nátrium százalék 49,18-80,4% között változik. Czikkely et al. (2012) szerint a szennyvizek öntözésre való alkalmasságát meghatározza azok sótartalma is, ugyanis szikesedést okozhat.

Mezőgazdasági felhasználásra elsősorban a nagy szerves anyag tartalmú élelmiszer- és könnyűipari szennyvizek alkalmasak (Vermes 1977, Bognár és Vermes 1980). Napjainkban a cukorgyári, keményítőipari, len- és kenderfeldolgozó ipari szennyvizek hazánkban nem vagy alig keletkeznek, azonban a szesz-, konzerv- és papírgyárak valamint a tejfeldolgozó üzemek szennyvíz kibocsátása ma is opcionális vízforrás lehet a mezőgazdaság számára.

A szeszgyári szennyvizekben a mosóvizekhez keveredő melléktermékek, a kiterjedt növényi részek, a moslék és cefre alkotják a mezőgazdasági felhasználás szempontjából értékes tápanyagokat. A túlságosan sok sót tartalmazó szeszipari szennyvizet – különösen kötött talajon történő öntözés esetén – ajánlott hígítani, és ha szükséges mésszel semlegesíteni (Balogh et al. 1965). A konzervgyári szennyvizek nátrium és magnézium értékei legtöbb esetben meghaladják a 40-50%-ot, de technológiai változtatásokkal vagy kémiai vízjavítással lehet csökkenteni (1. táblázat), (Vermes 1977). A papír, cellulóz és faipari szennyvizek felhasználását legcélszerűbb szerves anyagban dús vízzel felhígítva alkalmazni öntözésre (Balogh et al. 1965). Vermes (1977) szerint papír és cellulózipari szennyvizek kevés növényi tápanyagot tartalmaznak és a bennük lévő szerves anyag lassan bomlik le. A tejüzemek sok zsír-, cukor-, és fehérje vegyületet tartalmazó szennyvizeinek öntözéses felhasználása során ügyelni kell az egészségügyi szabályok, előírások szigorú betartására (Balogh et al. 1965, Kutera 1971).

2.2.3. Az aktuális hazai szennyvízkibocsátás legfontosabb jellemzői

A jelenlegi magyarországi mezőgazdasági szennyvízkibocsátás és a rétegvíz eredetű szennyvizek jellemzőit az Országos Vízügyi Főigazgatóság adatai alapján elemeztem. A mezőgazdasági felhasználásra alkalmas, napjainkban is keletkező használt vizek közé tartozik a halastavakból származó vizek, a feldolgozóipar, élelmiszeripar és szeszfőzdék szennyvizei, amelyek vízkibocsátása megközelítőleg évente 61, 41, 9 és 1 millió m³, rendre. A halastavakból elfolyó vizeknek van a legnagyobb átlagos nitrogén tartalmuk. Az országban összesen 48 halastó átlagosan 3863 kg/év nitrogént és 450 kg foszfort bocsát ki a felszíni vízbefogadóba. (Magyarország étkezési haltermelésnek 86%-át a tavi haltermelés adta 2010-ben (Pintér 2010) és intenzív üzemű halnevelő-telepről a haltermelés kb. 10%-a származott 2014-ben (Gábor 2015).) Az intenzív, átfolyóvizes rendszerű telepek elfolyóvize kezelés nélkül komoly terhelést jelenthet a természetes befogadó víztestre a nagymértékű nitrogén-, foszfor- és lebegőanyagtartalom miatt, amely a fel nem használt táplálékból, valamint az állatok anyagcsere termékeiből származik (Kerepeczki 2004). Az élelmiszer feldolgozásból származó szennyvizekkel átlagosan, üzemenként 2427 kg nitrogén és 2296 kg foszfor kerül évente a felszíni vizekbe. A szeszfőzdekből származó szennyvizekkel üzemenként, évente átlagosan 1535 kg nitrogén és 218 kg foszfor jut közvetlenül a felszíni befogadóba.

A szennyvizek különleges csoportját képviselik a rétegvíz eredetű szennyvizek, amelyek legtöbb esetben nagy összes oldott sótartalmúak, amelyekhez hozzáadódik a felhasználási helytől függő szennyeződés. Magyarországon közel 300 helyen bocsátanak ki használt termálvizet, amely további felhasználás nélkül valamelyik felszíni vízbefogadóba kerül. A vízkibocsátó helyek 69%-a termál-, gyógy- és strandfürdőkből, 7%-a kertészetekből és 24%-a egyéb ipari, mezőgazdasági vagy közcélú vízfelhasználási helyről származik (pl. baromfinevelő telepek, sertéstelepek, termálvíztározó tavak, kórházak és gyógyintézetek stb.). A felsorolt létesítmények évente összesen több mint 48 millió m³ rétegvizet engednek el a felszíni vizekbe. A legtöbb vizet a fürdők bocsátanak ki: évente összesen kb. 36 millió m³-t. Összesen 202 fürdő kibocsátott vízének vízminőségre vonatkozó adatainak közel a fele állt rendelkezésemre. Ezek alapján a fürdők 14%-ában kisebb a nátrium-egyenérték, mint 45%, amely határérték felett a vizek öntözésre való felhasználása korlátozott. A szennyvíz összes oldott só tartalmát 78 fürdő esetében megvizsgálva, csupán 10 fürdőnél volt 500 mg/l alatt a kibocsátott víz koncentrációja, amely korlátozás nélkül felhasználható öntözővíz minősítés szerint. A megvizsgált 78 fürdő szennyvizének összesen 37,5%-a felel meg só koncentráció

értéke alapján öntözésre. A kertészetek által kibocsátott vizek esetében nem fordult elő 45%-nál kisebb nátrium százalék érték.

Az ilyen vizek kezelésének legelterjedtebb módja a földmedrű csatornákon és hűtőtavakon keresztül történő felszíni élővízbe vezetés, ami kapcsán a szikkadás folyamatát ki kell emelni (Balog 2011). A mezőgazdasági elhelyezésükkel ezeknek a vizeknek a helyben tartása valósulna meg és a bennük oldott hasznos sók a szántóföldi tápanyag-utánpótláshoz járulnának hozzá, amennyiben bármilyen víz vagy talajkezelési eljárással mérsékelhető lenne a káros sótartalomból eredő szikesedés kockázata. A termálvíz eredetű használt vizeknél nem szükségszerűen az emberi tevékenység következtében válik kérdésessé a felhasználás, hanem már a kitermelt víz sajátos kémiai összetétele jelenti a legfontosabb korlátozó tényezőt az elhelyezés során.

2.2.4. A szennyvizek egy különleges csoportja: a termálvíz alapú szennyvizek

A *hazai termálvizek eredeti kémiai* jellemzői nagymértékben meghatározzák a kitermelt és már használt termálvizek további felhasználási és elhelyezési lehetőségét, elsősorban a só- és fenoltartalmuk révén.

Magyarország hévíztározó képződményei két fő csoportba sorolhatóak: alap- és fedőhegységi repedezett kőzetek és törmelékes porózus medenceüledékek. A legnagyobb hévízkészletet a felső-pannóniai homokrétegek tárolják (Marton 2009). A medencealjaztra nagy vastagságban települt üledékek közül jó víztároló és vízvezető képességükkel a földtörténeti Pannon-beltenger homokrétegekben gazdag felső-pannóniai rétegei tűnnek ki. Az Alsó-Tisza vidéken található, nagyfokú porozitással jellemezhető üledékekből magas hőmérsékletű (90-99°C), bőséges mennyiségű hévíz nyerhető. A Tiszától nyugat felé haladva a porózus medenceüledékekből feltárható hévizek hőfoka egyre csökken, hőmérsékletük hasonló a Nyírség területén nyerhető vizekéhez (Török 2000).

1970 előtt fűrt, 370 hazai termálvízkút vízminőségét megvizsgálva a vizek kémiai összetétele az alábbiak szerint jellemezhető. A vizek többsége (65,4%) nátrium-hidrogén-karbonátos. A nátrium-hidrogén-karbonátos kloridos hévizek 11%-ot képviselnek, míg a nátrium-kloridos, hidrogén-karbonátos alcsoportba tartozó vizek 8%-ot tesznek ki. A nátrium kloridos vizek a termálvizek 3,5%-át jellemzik. Sajátságos víztípusba tartoznak a budapesti kalcium-magnézium-nátrium-hidrogén-karbonátos, szulfátos termálvizek (5%), (Marton 2009).

Vető et al. (2004) szerint a túlnyomó többségében nátrium-hidrogén-karbonátos jellegű termálvizek előfordulása az alábbiakkal magyarázható. Az üledékek szerves anyag tartalmának (0,5-2 súlyszázalék) bakteriális lebomlásával és a nem bakteriális átalakulás (ún. érés) következtében változik a víz közet pórusterét kitöltő víz kémiai jellege, többek között nő a CO₂ tartalma. A CO₂ növekedése a tároló kőzetekben lévő szilikátok, elsősorban plagioklász (albit és anortit elegye) hidrolíziséhez és az oldott nátrium mennyiségének emelkedéséhez, illetve a CaCO₃ kiválásához vezet. A nátrium zöme tehát a plagioklásznak a szerves anyag bakteriális degradációjával és éréssel keletkezett CO₂ hidrolíziséből származik (Varsányi 1994, Vető et al. 2004). Gyakran a növekvő mélységgel a nátrium-hidrogén-karbonát koncentráció nő (Vető et al. 2004).

Varsányi (2003) izotópos mérési eredményei alapján megállapította, hogy a pliocén és felső-pannon rétegek paleometrikus vize részben az utolsó jégkorszakban, részben az azt megelőző melegebb periódusban szivárgott be. Szentes környéki termálvizek kémiai vizsgálatai szerint a vizek nátrium tartalmának döntő része az albit mállása során kerül oldatba. A nagy hidrogén-karbonát tartalom a CO₂ oldódásával jut a vízbe, amely nem a felszínről származik, hanem a mélyebb rétegekben az üledék szerves anyag-tartalmának bomlásával kerül a mélységi vizekbe.

Marton (2009) szerint az összes oldott sótartalom tekintetében nagy különbségek vannak a termálvizek között, azonban közös jellemző, hogy 500 mg/l-nél kisebb

sókoncentrációjú hévizünk nincs. A hévizek oldott sótartalma átlagosan 1000-3000 mg/l közötti (Török 2000).

A legtöbb hazai hévizet jellemző nagy nátrium, hidrogén-karbonát és összes oldott sókoncentráció megnehezíti a használt hévizek további felhasználását és elhelyezését. Valamennyi hévíz felhasználásukat követően közcsatornába, belvízelvezető csatornába vagy tavakba/tározókba jutnak. Azonban a fenti tulajdonságaik miatt a felszíni vizek minőségét rontják, elsősorban a sótartalom növekedésén keresztül. Ennek elkerülése érdekében az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság megoldást dolgozott ki: hévíztározó tavak létrehozását kezdeményezték, amelyek segítségével a használt hévíz öntözési idény alatt tárolásra került, majd azt követően érkezett a felszíni befogadóba, ezáltal elkerülhető az öntözésre használt felszíni vizek só koncentrációjának növelése. A hévizek hévíz tároló rétegbe történő visszasajtolása ugyancsak lehetőséget kínál a (nem szennyezett) használt vizek elhelyezésére, azonban a törmelékes vízáradókba történő visszajuttatás műszaki szempontból csak igen nehezen oldható meg (Török 2000).

A felhasználás helyszínén, illetve annak közelében történő vízvisszatartás szintén a fent részletezett kémiai jellemzők miatt ütközik akadályba. Az öntözésre való alkalmasságát a nagy összes oldott sótartalma és nátrium koncentrációja akadályozza elsősorban, amely tulajdonságok a talaj másodlagos szolonyecsedését idézhetik elő (Török 2000).

2.2.5. A faültetvények szerepe a szennyvízhasznosításban

Már 1977-ben számos megállapítás született a szennyvizek erdei állományokon történő elhelyezésével kapcsolatban. A szennyvizek elhelyezése és hasznosítása fás kultúrákon egész éven át megoldható és erre a legmegfelelőbbek a speciális kiképzésű, gyors növekedésű fajokból álló faültetvények (nyarak, fűzek). A fás kultúrák a legnagyobb fatömeget az egész éven át történő öntözés esetében adják. A meglévő természetes erdők szennyvízöntözése nem javasolható. A fafajta kiválasztásánál a talajtípusok figyelembevétele és az alkalmazott fafajta vízhasznosulási és víztűrési együtthatójának figyelembevétele is szükséges szempont. A mezőgazdasági-erdészeti szennyvízelhelyezés, tisztítás és hasznosítás biztonságosabb, eredményesebb, gazdaságosabb, mint a mesterséges szennyvíztisztítás vagy a kezelt szennyvíz élővizekben való elhelyezése, figyelembe véve a talajok nagy szűrőképességét és biológiai aktivitását (Gál et al. 1977).

A fák szerepe a szennyvíz egész éven át történő elhelyezésében két különböző területen zajlik. A biztonsági terület elsősorban a szennyvíz elhelyezésére szolgál, főként a vegetációs időszakon kívül, esetenként a terhelhetőségük felső határáig igénybe véve. Az intenzív haszonterület az öntözés elsősorban a fás növényzet serkentését szolgálja, a víz tápanyag hasznosulása érdekében, ahol a fákat az optimális határig terhelik (Gál et al. 1977). Tompa (1978) szerint a biztonsági terület hasznosítására a legalkalmasabb a faültetvény, illetve az erdő. A fák szerepe a tisztítási folyamatban a következő: megfelelő optimális életfeltételeket biztosítanak a mikroorganizmusok részére, jó talajszerkezetet tartanak fenn, segítenek a sokszor fölös víz elpárologtatásában, biztosítják az öntözött területek kihasználtságát, hasznosítják az öntözővizet és a tápanyagokat. Továbbá, fedik a terepet és szűrik a szagot, faanyagot termelnek.

Balog et al. (1965) szerint a nyárfa alkalmas leginkább a fafajok közül a szennyvíz öntözésére, mivel a vágásfordulója a legnagyobb mértékben lerövidíthető szennyvízöntözés következtében. Gál et al. (1977) szerint a nemesnyarak, a faalakú fűzek, esetleg a nyír és mézgás éger javasolt szennyvízzel történő öntözésre. A nagy vízigényű nyár- és fűzültetvények előnye a szántóföldi kultúrákkal szemben, hogy nagyobb a párologtató felületük és fokozottabb a szikkasztó hatásuk, valamint az egész éves, vegetációs időszakon kívüli öntözést is lehetővé teszik. A kora tavaszi, őszi és késő őszi öntözéseket növekedéstöbblettel hálálják meg, a legnagyobb fatömeget az egész éven át történő öntözés esetében adják.

Gál et al. (1977) szerint a szennyvízöntözési célú faültetvények telepítése során minden esetben javasolt figyelembe venni az alábbi termőhelyi igényeket. Az ültetvényeket talajvízhatástól független, vagy időszakos vízhatású területre kell telepíteni, a talajvízszint

öntözés hatására se legyen magasabban 1,5 m-nél. A szennyvízzel kijuttatásra kerülő tápanyag-mennyiségnek és a fafaj tápanyagigényének összhangban kell lennie. A talajtani adottságok számbavétele során a legfontosabb tulajdonságok a talajok kötöttségi foka, kémiai összetétele és vízgazdálkodási sajátosságai.

2.2.6. Az energetikai ültetvények szerepe napjainkban

Blaskó és Czibalmos (2012) szerint az élelmiszer- és energianövény-termesztés közötti konfliktus mérséklésének egyik módja lehet a kedvezőtlen adottságú területek nagyobb arányú hasznosítása energianövény termesztésére. A réti szolonyec talajok mintegy fele van szántóként hasznosítva, a fennmaradó 50% gyepterület, amelynek egy része potenciálisan energianövények termesztésével is hasznosítható lenne.

Lenti et al. (2014) Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében vizsgálták az energiaültetvények telepítéséhez alkalmas területeket és megállapításaik szerint a tavaszi áradások alkalmával, időszakosan vízzel borított területek alkalmasak az ültetvények létrehozásához. Becslései szerint 200 000 ha nagyságú Magyarországon ez a terület. Eredményei közül fontos megemlíteni, hogy felhívja a figyelmet a fűz ültetvények egyik legnagyobb veszélyeztető tényezőjére, a rovarkárra, amely jelentős bevételkieséshez is vezethet növényvédelem hiányában.

Gyuricza (2007) szerint a rövid vágásfordulójú ültetvények művelése munkahelyet teremt a vidék lakosainak és növeli a gazdaságos mezőgazdasági tevékenységeket. Gyuricza et al. (2011) szerint a fűz energiaültetvény mérhetően kedvezőbb környezeti hatásokkal is bír, mint a hagyományos szántóföldi növények közül a búza és a kukorica, életciklus-elemzése az üvegházhatású gázok kibocsátási mérlegén, az energia input-output hányadoson és a savasodási potenciálon alapult.

Bakti et al. (2015) eredményei szerint a gyorsan nöövő energianövények (elsősorban fűz és nyár) alkalmasak a talaj nehézfém tartalmának a csökkentésére az elemfelvételük által, ezáltal az energaiültetvények a Kolontár és Devecser közötti, vörösiszappal szennyezett terület remediációjára is alkalmasak.

Ligetvári et al. (2014) szerint a tisztított szennyvizek mielőbbi hasznosítása elengedhetetlenné válik a jövőben. A szennyvízfelhasználással biztonságosabbá tehető az energiafű vagy erdő vagy akár közvetlen fogyasztásra nem kerülő mezőgazdasági termékek előállítása. Az ideális energianövény jellemzőit az alábbiakban foglalják össze:

- nagy szárazanyag tartalom, betakarításkor tüzelésre való alkalmasság
- évelő, sarjadzó típus
- jó betegség-ellenállóság
- jó víz- és nitrogénhasznosítás
- az elméletileg elérhető szárazanyag produkció 33-55 t/ha/év.

Vermes (2017) szerint a szennyvízhasznosítás jövőjére nézve, a bioenergia nyerés térhódítása kapcsán létesülő energia ültetvények új perspektívát jelenthetnek, a szennyvíz alkalmas az ültetvény víz- és tápanyagszükségletének kielégítésére.

Magyarországon 2012-ben 420 energetikai ültetvény volt fűz, akác és nyár fajokkal/fajtákkal (Vágvölgyi 2013), amelynek növelését a Nemzeti Energiastratégia szorgalmazza, ezzel az alacsony termőképességű termőhelyek kihasználása valósulhatna meg: „A mezőgazdasági termelésben nem hasznosítható területek erdősítése illetve energetikai célú ültetvények telepítése – a fenntarthatósági kritériumok fokozott figyelembevételével mellett – környezetvédelmi és társadalmi szempontból is hasznos földhasznosítási alternatívát jelent, ami egyben helyi energiahordozó termelésre, így az energiaszegénység mérséklésére is lehetőséget nyújt – az egyéb célra hasznosítható megújuló nyersanyagok mellett.”

Vágvölgyi (2013) a fásszárú energetikai ültetvények történetét, jelenlegi helyzetét, üzemeltetésüket és hasznosítási alternatíváit kutatta. Megállapította, hogy a fás szárú energetikai ültetvények fafaját illetően a legnagyobb részaránnyal a nyár rendelkezik (65%). A Kárpát-medence adottságait tekintve alkalmas a nyár ültetvények létrehozásához, a hazai

ültetvényeken megtermelt faanyag a működő biomasszát hasznosító fűtő- és erőművek, valamint fűtőerőművek faanyagigényének kb. 1,3%-át fedezi, de 20% teljes mértékben ellátható lenne az ültetvényekről származó biomasszával optimális beszállítási távolságok figyelembe vétele mellett. A dendromasszából kinyert energiamennyiség többszöröse a gépi munkával bevitt energiának az ültetvényeken. Vágvolgyi (2013) szerint az ültetvények egyik gyakorlati problémája közé tartozik, hogy aszályos években öntözésre szorulhat a megfelelő terméshozam eléréséhez, azonban Magyarországon nem jellemző az öntözésük. A kérdőíves felmérés alapján a nem fenntartott ültetvények egyik oka az volt, hogy a dugványok öntözés hiányában elszáradtak. A fás szárú ültetvények SWOT analízise szerint a „szennyvízzel való öntözés a vegetációs időszakban”, mint külső tényező, a lehetőségek közt foglal helyet (Vágvolgyi 2013).

A szennyvizek hazai mezőgazdasági hasznosítását felölelő fejezet összefoglalásaként megállapítottam, hogy *Magyarország jelentős mezőgazdasági szennyvízkibocsátási potenciállal rendelkezik* (összesen 112 millió m³/év a halastavi, feldolgozó üzemekből, élelmiszeripari üzemekből és szeszfőzdekből származó használt víz mennyisége). *Ez a potenciál sikeresen összekapcsolható a faültetvényeken történő felhasználással*, mivel egyrészt kielégítheti annak tápanyag-igényét, másrészt annak tulajdonságai (nagy párologtató-képessége, biomassza produkciója, víz és tápanyag-hasznosítása) részben mérséklék az előző fejezben leírt humán-egészségügyi és környezeti kockázatokat, melyet a nemzetközi kutatások is alátámasztanak.

Másfelől jelentős kihívásokkal is szembe kell néznie az országnak a szennyvíz kezelés és hasznosítás terén, figyelembe véve a rétegvíz eredetű szennyvizek jelentős mennyiségét és tulajdonságait (nagy összes oldott só és nátrium tartalom), mivel azok öntözéses hasznosítás esetén a talajok egészséges állapotát veszélyeztethetik (szikesedés kockázata).

2.3. A fásszárú ültetvények szerepe az ökoszisztéma szolgáltatásokban és a szennyvízzel öntözött (energetikai) ültetvények elterjedése a világban

A fűz és nyár világszerte jelentős mértékben hozzájárul az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz. A széleskörű környezeti alkalmazások között szerepel (Isebrands és Richardson 2014):

- a szélrózsió (és hó) védelmében történő telepítés;
- folyópart, csatornák, gátak helyreállítása és stabilizációja;
- folyók alsó szakaszán, delta torkolatban vízbeszivárgás növelése, üledék terhelés csökkentése, a mezőgazdasági területekről lefolyó víz tápanyagának szűrése, hasznosítása;
- vízerózió elleni védelem;
- bányaterületek helyreállítása, rekultivációja;
- fitoremediáció.

Dimitriou és Aronsson (2005) szerint a tápanyagban gazdag vizek sikeresen alkalmazhatóak a rövid vágásfordulójú fűz ültetvényekben azok szennyező anyagának vagy rendkívüli tápanyagtartalmának a csökkentésére (a növényi felvétel által), illetve megkönnyítik a szerves szennyezők mikrobiális lebontását. A folyamatot fitoremediációnak nevezi. A nagy párologtató képesség és az időszakos elárasztással szembeni tolerancia nagy mennyiségű öntözővíz elhelyezését teszi lehetővé a fűz ültetvényekben, ezen kívül az elemfelvétele által fitoremediációra is alkalmas miközben jelentős biomassza hozama energia nyelésre használható fel. Isebrands (2014) szerint a fűz és nyárfák nemcsak a lényeges tápanyagokat és a vizet veszik fel, hanem a gyökértömegük felszíne hasznos területet biztosít a mikrobák és a mikorrhiza számára, amelyek a fitoremediációs folyamatok funkcióit teljesítik.

Svédországban az 1970-es évek olajválságát követően a fosszilis tüzelőanyagok helyettesítését akarták megoldani a rövid vágásfordulójú fűz ültetvények telepítésének

öszöntésével. Megközelítőleg 16 ezer ha rövid vágásfordulójú fűz ültetvényt telepítettek az 1990-es évek elején. Az ültetvények területe csak keveset változott azóta, azonban a biomassza hozamok csökkenése figyelhető meg napjainkban, aminek egyik oka a nem kielégítő tápanyag-utánpótlás. A legtöbb gazdálkodó szennyvíziszap és fahamu keverékét alkalmazza, azonban kielégítő műtrágya felhasználás mellett nagyobb hozam lehetne elérhető az ültetvényekben (Dimitriou et al. 2011). Az energetikai célú ültetvények mellett számos fitoremediációs célú ültetvény is található az országban, amelyek elsősorban kommunális és ipari szennyvíz elhelyezését, hulladéklerakók csurgalékvizének ártalmatlanítását, szennyvíziszap és fahamu (újra)felhasználását és toxikus elemek környezeti kockázatának a csökkentését teszik lehetővé (Aronsson és Perttu 2001, Dimitriou és Aronsson 2005).

Kanadában 1988-ban kezdték az első nyárfaültetvényt kommunális szennyvízzel öntözni (300-750 mm/év), amellyel évente átlagosan az alábbi tápanyag mennyiségeket juttatták ki: 158 kg/ha N, 60 kg/ha P, 120 kg/ha K. Az ültetvény élettartama 20 év volt, amely letelte után újratelepítették az ültetvényt és új öntözőrendszert telepítettek, amely Vernon városának a szennyvízkezelési programjának a részévé vált (Carlson 1992).

Észtországban 1995-ben telepítették az első fűz ültetvényt, amelyen egy kis létszámú (25 fős) idősök otthonából származó szennyvizet használtak fel öntözésre. A mindössze 180 m² terület nagyságú ültetvényen napi 20 m³ szennyvíz került elhelyezésre (fertőtlenítő kezelést követően). Az ültetvény telepítése előtt kavics és agyagréteg került leterítésre a területre, ezáltal megszűnt a kapcsolat a természetes talajvízzel. A mesterséges vegetációs filter ezáltal szűrőmezőként működött, amely csökkentette a szennyvíz biológiai oxigénigényét, a nitrogént a növények kis mennyiségben felvették illetve a talajréteg tárolta és a mikrobák használták fel (Kuusemets 2001). 2003-ban Kambja-ban telepítettek az első szennyvízöntözésre berendezett fűz ültetvények egyik prototípusát. A rendszer két elemből állt: a szennyvíz először az üleptető tavas rendszerbe került, majd az előtisztított vizet a rövid vágásfordulójú ültetvény öntözésére használták fel (Aasamaa 2010).

Svédország, Franciaország, Észak-Írország és Görögország közös projekt keretében vizsgálta az energiafűz ültetvény alkalmasságát különböző szennyvizek felhasználása mellett. A projekt eredménye szerint a szennyvizek felhasználása mellett nagyobb biomassza produkció érhető el, mint a nem öntözött vagy alacsony tápanyag tartalmú vízzel öntözött ültetvényeken, a talaj és a talajvíz minőségében bekövetkező változások a szennyvíz tápanyag és nehézfém tartalmának köszönhetően elhanyagolhatóak voltak, megfelelő elővigyázatossággal a fekális mikroorganizmusok szennyezése csökkenthető vagy megszüntethető. A gazdasági elemzés eredményeként megállapították, hogy a szennyvízöntözés során, a szennyvízkezelésből eredő haszon nagyobb, mint az ültetvény által termelt faaprítékból származó bevétel (Larsson et al. 2003).

Az Amerikai Egyesült Államokban, Woodburn városban telepítettek először nyár ültetvényt a másodlagosan kezelt kommunális szennyvíz elhelyezése céljából. Északnyugat-amerikai becslések szerint egy zárt lombkoronával rendelkező hibrid nyár ültetvény 10 ezer m³/ha/év víz elpárologtatására képes, ami szárazabb klímán nagyobb mértékű lehet (Isebrands és Richardson 2014).

Mongóliában a rendkívül hideg tél miatt a szennyvízkezelés költsége igen magas. Elsősorban a szennyvízkezelés költségének csökkentése és a bioenergia részesedésének növelése érdekében javasolják a rövid vágásfordulójú ültetvények szennyvízöntözését a legújabb kutatások. A szennyvíz kémiai és biológiai oxigén igénye, összes nitrogén és összes foszfor tartalma is 80% feletti határfokkal volt eltávolítható egy fűzzel beültetett, mesterséges, nem szabadföldi vízkezelő kísérleti rendszerük szerint (Khurelbaatar et al. 2017).

2.3.1. Nemzetközi példák energetikai ültetvényben felhasználható szennyvíz típusokra

Irodalmi kutatásom során célom volt, olyan fás szárú energetikai ültetvényben felhasznált szennyvíztípusokhoz kapcsolódó nemzetközi példák ismertetése, amelyek felhasználására Magyarországon is lehetőség van a jövőben. Hazánkban jelenleg a gyümölcs-

és zöldségfeldolgozó üzemek és konzervgyárak, papírgyárak, tejfeldolgozó és sörfőző üzemek, valamint a borászatok a legjellemzőbbek. A legtöbb nemzetközi kutatás (az általam felkutatott és elérhető tanulmányok alapján) a papírgyári szennyvíz vagy hulladék felhasználásához, szeszfőzdek vagy borászatok szennyvizeinek öntözéséhez és kommunális szennyvíz elhelyezéséhez kapcsolódott. Az általuk kibocsátott szennyvíz, szennyvíziszap vagy szilárd hulladék a legtöbb esetben pozitív hatással volt a fás szárú ültetvények növekedésére, a talaj állapotára és felhasználásuk gazdaságosnak bizonyult (2. táblázat). A szennyvizek felhasználásának gyakori korlátját a tápanyagterhelésből következő talajvízszennyezés okozhatja, amennyiben nem megfelelő mennyiségben kerül kijuttatásra (Dimitriou és Aronsson 2004). Azonban a környezeti kockázatok közül a talaj szikesedése a másik legjelentősebb tényező, amely a szennyvizek sótartalmából adódik (1. táblázat), legnagyobb sótartalommal általában a papírgyári és a szeszipari szennyvizek rendelkeznek. A nemzetközi kutatások közül szeretném kiemelni az alábbiakat, amelyek mindegyike környezeti kockázatok figyelembevétele mellett értékeli a szennyvízöntözés talajra, talajvízre vagy növényre gyakorolt hatását.

Dimitriou és Aronsson (2005) szerint a kommunális szennyvizek nagy nitrogén és foszfor koncentrációja alkalmas a növények tápanyag-utánpótlására és egészségügyi okokból a nem étkezési vagy takramányozási célú növények öntözésére alkalmas, mint pl. a fűz ültetvények. A fűrészüzemek és cellulózüzemek elfolyóvizei (nyáron a tárolt faanyag nedvesítésére szolgáló víz rovar, gomba fertőzések és repedések megelőzése érdekében) fenolos összetevőkben és foszforban gazdagok, azonban rövid vágásfordulójú fűz ültetvény telepítését követően ezek az összetevők csökkentek a talajvízben. A hulladéklerakók szivárgó vizeinek kezelésére a fűz jelentős párologtató képessége teszi alkalmassá a rövid vágásfordulójú ültetvényeket, ami még az észak-európai humid klímán (pl. Svédországban) is közel nulla szivárgóvíz kibocsátást eredményezhet.

Patterson et al. (2008) szerint a nagy összes oldott só és nátrium koncentrációjú (1700 mg/l és 435 mg Na/l) papírgyári elfolyóvíz már egy vegetációs időszak alatt növelte a kanárfű és nyár ültetvények talajainak a sótartalmát (a vezetőképesség több, mint 1 dS/m-rel növekedett) és növelte a talaj SAR értékét (8-ról 14-re változott). Az eredmények miatt a szerzők hangsúlyozzák, hogy a szennyvíz és szennyvíziszap kihelyezés tervezésénél a lehetséges sóterhelés figyelembevétele meghatározó jelentőségű. Quaye et al. (2011) ugyancsak papírgyári melléktermék (szennyvíziszap) és tehenészeti istállótrágya, illetve ezek keverékének hatását vizsgálta a fűz ültetvény talajára. Megállapításai szerint a kijuttatott tápanyag nem növelte tovább a talaj összes nitrogén és szerves anyag tartalmát, amelyet a talaj igen nagy kezdeti tápanyag-ellátottságával és a lehetséges kilúgozási folyamatokkal magyaráz.

Galbally et al. (2013) a kilúgozási folyamatokat vizsgálták szeszfőzde elfolyóvizének öntözése mellett, rövid vágásfordulójú fűz ültetvényben. Eredményeik szerint a nitrát, réz, kadmium, króm, ólom, nikkel és cink kimosódása minimális volt, ezért nem jelentett kockázatot a talajvízre nézve. Ugyanakkor a szeszfőzdei melléktermék nátrium koncentrációja miatt, hangsúlyozza a talaj szikesedésének további vizsgálatának szükségességét is. Hirzel et al. (2017) borászatból származó, nagy nátrium koncentrációjú (425 mg/l) szennyvíz öntözése mellett a talajban a nátrium és kálium ionok feldúsulását mutatta ki.

Dimitriou és Mola-Yudego (2017) a kilúgozási folyamatokat nyár és fűz ültetvényekben is vizsgálták, összehasonlításuk alapján az alábbi eredményekre jutottak: a nyár ültetvények esetében a talajvízben nagyobb volt a nitrát koncentráció, mint a fűznél és kisebb a $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentráció. Az átlagos őszi nitrát koncentráció a nyár esetében 2,34 mg/l volt, a fűz esetében 0,27 mg/l volt. A nitrát koncentráció különbség okai közt megneveztek a két fajra jellemző eltérő párologtatási tulajdonságokat (a fűz többet párologtat, mint a nyár), a foszfor koncentráció esetén pedig az eltérő tápanyag-utánpótlási gyakorlatot.

2. táblázat. A különböző eredetű folyékony hulladékok energetikai ültetvényben történő felhasználását kutató legfontosabb nemzetközi tanulmányok eredményeinek összefoglalása

| <i>Újrahasznosításra szánt hulladék</i> | <i>Talaj típusa</i> | <i>Termesztett növény</i> | <i>Vizsgálat tárgya</i> | <i>Hatása</i> | <i>Helyszín</i> | <i>Forrás</i> |
|---|---|------------------------------------|--|-------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| <i>papírgyári iszap</i> | kevert anyagú feltalaj | fűkeverék, nyár | növény növekedése és talaj oldat kémiai tulajd. | pozitív | Howland, USA | Carpenter és Fernandez (2000) |
| <i>papírszap mulcs, faforgács mulcs, farost mulcs, herbicid</i> | vályog és homokos vályog, felhagyott szántóföld | lucfenyő, nyír | gyomszabályozás | negatív | Luumäki, Finnország | Siipilehto (2001) |
| <i>papírgyári iszap, fatüzelésű kazán hamuja</i> | mixed eutroboralf typic | juharfa, keményfaerdő | növény növekedése | nincs vagy nem jelentős | Michigan, USA | Feldkirchner et al. (2003) |
| <i>papírgyári iszap</i> | degradált talaj | éger, nyár üvegházban | növény növekedése | pozitív | Kanada | Filiatrault et al. (2006) |
| <i>papírgyári szennyvíz, kommunális elfolyóvíz,</i> | Brunisol | kanárfű és nyár | növény növekedése és talaj tápanyagtartalma, szikesedés | pozitív és negatív | Edmonton, Kanada | Patterson et al. (2008, 2009) |
| <i>papírgyári szilárd biohulladék, sertés trágya</i> | Orthic Gleysol | nyár ültetvény | talaj nitrogén tartalma | pozitív | St.Camille, Québec, Canada | Lteif et al. (2007) |
| <i>papírgyári iszap, szarvasmarha trágya</i> | Glossoboric Hapludalf | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | növény növekedése, talaj NPK, kicserélhető kationok | nincs vagy nem jelentős | Tully, New York, USA | Quaye et al. (2011) |
| <i>papírgyári iszap</i> | papírgyári iszap, hamu és salak depónia, 10 cm podzol feltalajjal fedve+geotextil | nyár ültetvény | növény növekedése, elemfelhalmozása, talaj tulajdonságok | pozitív | Rhineland, USA | Rees et al. (2013) |
| <i>kezeletlen kommunális szennyvíz</i> | - | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | gazdasági elemzés | pozitív | Svédország | Hansson et al. (1999) |
| <i>kezelt kommunális elfolyóvíz</i> | Brown Sodosol | eukaliptusz | denitrifikáció | negatív | Shepparton, Ausztrália | Hooda et al. (2003) |
| <i>kezelt kommunális szennyvíz</i> | liziméter kísérlet, posztglaciális homok és agyag üledék talajokkal | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | kilúgozás | negatív | Ultuna, Uppsala, Svédország | Dimitriou és Aronsson (2004) |
| <i>kezelt kommunális szennyvíz</i> | Stagnic Luvisol, Gleyic Albeluvisol, Eutric Planosol | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | talaj mikrobiológia | pozitív | Kambja, Észtország | Truu et al. (2009) |
| <i>kezelt kommunális elfolyóvíz</i> | - | eukaliptusz, nyár ültetvény | növény növekedése | nincs vagy nem jelentős | Palwal, India | Toky et al. (2011) |
| <i>kommunális szennyvíziszap</i> | Stagnic Luvisol (szabadföldi parcellák és liziméter kísérlet) | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | növény növekedése, talajvízminőség | pozitív | Nõo, Észtország | Holm és Heinsoo (2013) |
| <i>szeszfőzdei hulladék, szerves trágya, pernye</i> | tenyészedényes kísérlet (64% homok, 17% iszap, 18% agyag) | nyárf | növény növekedése | pozitív | Punjab, India | Aggarwal és Goyal (2009) |
| <i>szeszfőzdei elfolyóvíz, szerves biohulladék</i> | podzol és vertisol | rövid vágásfordulójú fűz ültetvény | talajvízminőség, kilúgozás | negatív | Oak Park, Carlow, Írország | Galbally et al. (2013) |
| <i>gyümölcs és zöldségfeldolgozó üzem szennyvize</i> | talajoszlópos kísérlet (61% homok, 22% iszap, 17% agyag) | nyárf | növény növekedése és elemfelhalmozása, talajvíz minőség | pozitív | East Lansing, USA | Aryal és Reinhold (2015) |

Curneen és Gill (2014) eredményei szerint a szennyvízöntözés hatására a fűz nagyobb mértékben párologtat (1030-1165 mm/vegetációs időszak), mint esővízzel öntözve (544-867 mm/vegetációs időszak), amely az első esetben kialakult nagyobb biomassza tömegre vezethető vissza.

Az ültetvények ökoszisztéma szolgáltatásban betöltött szerepe (céltudatos tervezéssel) hozzáadódhat az ültetvények értékének növeléséhez – a bioenergia fűtőanyagának termelésén túl is. A bemutatott nemzetközi példák bizonyítják, hogy az energiaültetvények alkalmasak számos forrásból származó szennyvíz környezetkímélő, öntözéses felhasználására, ugyanakkor a környezeti kockázatuk a forrásuktól függően minden esetben jelen van. *A környezeti kockázat ismeretében lehetőség van felkészülni az előrejelzett káros hatások megakadályozására vagy mérséklésére, így a szennyvíz öntözéses felhasználása, mint alternatív vízforrás, meghatározó elem a klímaváltozás adaptációjában.*

2.4. Az öntözővizek minősége és minősítése

2.4.1. Az öntözővíz minőség legfontosabb mutatói

Mados (1940) szerint az öntözővíz minőségére csak irányelveket lehet megfogalmazni, azt minden esetben együtt kell értékelní az öntözni kívánt talaj tulajdonságaival, amelyek közül legfontosabbnak tartja a talaj beázási mélységét meghatározó tényezőket (talajvíz, vízzáró réteg mélysége), a talaj kötöttségét és a kémhatását. Filep (1968) szerint bármilyen módszerrel végezzük is az öntözővíz minősítését, kizárólagosan a víz kémiai összetétele alapján nem lehet megítélni. A víz öntözésre való alkalmassága függ: a talaj szerkezetétől, a szelvény felépítettségétől, a talaj sóösszetételétől, a talajvíz szintjétől és ingadozásától, a drénviszonyoktól, az öntözés módjától, a kiadagolt víz mennyiségétől, a növény sótűrőképességétől és az éghajlati adottságoktól is. Szabolcs (1968) szerint az öntözővíz minőségi követelményeinek meghatározásakor figyelembe kell venni az öntözendő talaj tulajdonságait, a természetendő növényféléseget, az adagolandó öntözővíz mennyiséget és az öntözés módját. Darab és Ferencz (1969) szerint az öntözővizek felhasználhatóságának elbírálásánál szem előtt kell tartanunk, hogy a víz és a vízzel oldott anyagok részben közvetlenül hatnak a természetendő növény fejlődésére, víz- és ionfelvételére, részben közvetve (a talajképződési folyamatok befolyásolásán keresztül) hatással vannak a növénytermesztés eredményességére, ezért az öntözővíz minőségi mutatóinak megállapításánál a víz-talaj-növény hármas kölcsönhatását kell szem előtt tartani. Petrasovits (1988) szerint az öntözővíz-készletek minősége alatt a felhasználandó vizek azon tulajdonságainak körét és változásait értjük, amelyek hatással vannak a talajra, a növény életfolyamataira és a vízzétosztás technológiájára. Petrasovits (1988) szerint az öntözővíz-készletek minősége korlátozó tényező lehet a légkör, a talaj, a növény és a technológiai folyamatok szempontjából, ekkor a mezőgazdaság magatartása két tényezőcsoporttól függ: a mezőgazdasági termelést korlátozó vízminőségi mutatóktól és a termőhelyi adottságoktól, öntözéses növénytermesztés technológiájától. Filep (1999) szerint az öntözővíz legfontosabb kémiai jellemzői: (1) az oldott sótartalom, (2) a hidrogén-karbonát és karbonát ionok hatását kifejező mutatók, (3) a nátriumionoknak a kalcium és magnézium ionokhoz viszonyított mennyisége és a (4) magnézium százalék.

(1) Sótartalom: A víz sótartalmának megítélését a víz összes oldott sótartalma (mg/l) vagy a fajlagos elektromos vezetőképessége (EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$, dS/m) alapján lehet elvégezni. Az EC érték átszámítása összes oldott sótartalomra az alábbi egyenlet (1) alapján történik (Filep 1999):

$$EC \text{ (dS/m)} * 640 = \text{összes oldott sótartalom (mg/kg)} \quad (1)$$

(Napjainkban ez az átszámítási mód széles körben elfogadott és használt (USDA 1993), azonban a víz EC értékétől függően a szorzófaktor változik. A Myron L Company cég által szabadalmaztatott, felszíni vizekre vonatkozó standard szerint 0-9990 $\mu\text{S}/\text{cm}$ terjedelemben 25

kategória különíthető el, amelyek mindegyikéhez különböző szorzófaktor tartozik, amellyel megbecsülhető a 40% nátrium-hidrogén-karbonát, 40% nátrium-szulfát és 20% nátrium klorid összetétellel jellemzhető vizek összes oldott sótartalma [13].) Szabolcs (1968) szerint az öntözővízben megengedhető sótartalom értékelésekor figyelembe kell venni a természetesi kívánt növény sótűrőképességét és élettani sajátosságait, valamint az öntözött talaj sajátosságait (természetes vagy mesterséges drénviszonyait). Darab és Ferencz (1969) szerint az öntözővíz első minőségi ismervének a benne oldott ásványi sók mennyiségét tekintjük. Várallyay és Fejér (in Arany 1955) szerint az a víz, amely száraz maradéka 500 mg/l alatt van feltétlenül alkalmas öntözésre. A FAO szerint az öntözővizek átlagos EC értéke 0-3 dS/m közötti, a túl nagy EC értékkel rendelkező víz a talaj szikesedéséhez vezethet (Ayers és Westcot 1989). Azonban Hopkins et al. (2007) szerint a kis EC értékű víz oldja és/vagy kimossa a kalciumot, illetve az aggregátumok szétesését teszi lehetővé, ezáltal beszívargási problémákat okoz.

(2) Hidrogén-karbonát és karbonát ionok: Filep (1999) szerint a talajba jutó öntözővíz töményedése vagy hígulása, a kémhatásának és/vagy a talajlevegő szén-dioxid tartalmának változása az alkáliföldfém-karbonátok (CaCO_3 , MgCO_3) kicsapódását okozhatja, ezáltal a víz szikesítő hatású lesz, mivel megnő a nátrium részaránya a többi kationhoz képest. Bohn et al. (1985) az öntözővíz nagy hidrogén-karbonát tartalmának hatását bikarbonátveszélynek vagy bikarbonát-toxicitásnak nevezi. Az öntözővíz hidrokarbonát és karbonát ionjai által okozott hatások becslésére számos mutatót alkalmaznak. A szódaegyenérték (S_z) vagy más néven maradék nátrium-karbonát (RSC) a kalcium kicsapódásának hajlamát mutatja (Bohn et al. 1985), értéke az alábbi egyenlettel (2) számítható ki:

$$S_z = (\text{HCO}_3 + \text{CO}_3) - (\text{Ca} + \text{Mg}) \quad (2)$$

(A képletekben (2)-(4) a egyes ionok koncentrációja mg/l egységekben van kifejezve.) A szódaegyenérték az öntözővízben lehetséges (NaHCO_3 és Na_2CO_3) koncentrációt mutatja akkor, ha a kalcium és magnézium ionok karbonát formában kicsapódnak (Mados, 1940). A fenofalein lúgosság a szabad szóda (Na_2CO_3) jelenlét mutatja, a jó minőségű öntözővíz fenofalein lúgosságot nem mutathat (Mados 1940, Arany 1955). Darab (1963) szerint a szódataralmú öntözővíz a talaj folyadékfázisát ellúgosítva kedvező feltételeket teremt a nátrium ion talajban való megkötődéséhez, a talaj kicserélhető nátrium ionjainak növekedését okozza. A hidrogén-karbonát+karbonát/összes anion hányados a víz anionok szerinti elkülönítésére alkalmas. Ha az arány nagyobb, mint 0,5 hidrogén-karbonát típusú, ha kisebb, akkor kevert anion összetételű víz (Darab 1962).

(3) Nátrium ion: Bohn et al. (1985) szerint nátrium tartalmú öntözővíz hatására megnő a talajban a kicserélhető nátrium ion mennyisége. Richards (1954) szerint az öntözővíz kation összetételének fontosságát már azelőtt felismerték, hogy a talajban lejátszódó kicserélődési folyamatok széleskörűen ismertté váltak volna. Mados (1940) szerint az öntözővíz minősítésekor a víz összes oldott sótartalma, és szénsavhoz kötött nátrium mennyiségén kívül a víz összes alkáli egyenérték százalékát is figyelembe kell venni. Összes alkáli egyenérték egyenlő az összes nátrium kation mennyiségének és az összes kation mennyiség összegének a hányadosával. Darab (1962) szerint az öntözővíz szikesítő hatása attól függ, hogy a víz összes kationjainak hány százaléka nátriumion. A nátriumionok viszonylagos mennyiségét az öntözővízben a víz nátrium százaléka, ún. szikesedési hányadosa adja meg ($\text{Na}\%$), az alábbi egyenlet (3) szerint (az ionok koncentrációja mg/l-ben), (Filep 1961, Darab 1962):

$$\text{Na}\% = \frac{[\text{Na}^+]}{[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+]} * 100 \quad (3)$$

A nátrium relatív mennyiségének értékelése nem csupán önmagában vizsgálandó, hanem a víz összes oldott sótartalmával összefüggésben: Mados (1940) szerint kis sótartalom mellett maximum 30-35 $\text{Na}\%$ megengedhető a jó minőségű öntözővízben. Darab (1962) szerint az

öntözővíz megengedhető Na%-a és sótartalma egymással fordítottan arányos, minél nagyobb a víz összes oldott sótartalma, annál kisebb a megengedhető Na% és fordítva. Az öntözővíz nátrium tartalma szerinti értékeléséhez a nemzetközi szinten leggyakrabban alkalmazott mutató a SAR érték, amely az alábbi képlettel (4) számolható ki Richards (1954) szerint:

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (4)$$

(4) Magnézium százalék: Mados (1940) szerint, ha a kalcium : magnézium arány a magnézium javára tolódik el, akkor a víz felhasználása ugyancsak aggályos. Arany (1956) szerint az öntözővíz magnéziumionjai a talajkolloidokhoz kötődhetnek, ami kedvezőtlenül hat a talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságaira. Az öntözővizek magnéziumtartalma alapján történő minősítéshez a $Mg/(Ca+Mg)$ arányt vagy annak százalékos értékét javasolt figyelembe venni. A magnézium százalék a magnézium veszély kifejezésére szolgál, 50% alatt javasolt a víz öntözéses felhasználása (Al-Shammiri et al. 2005, [14], Nnadi 2015). Al-Shammiri et al. (2005) szerint az öntözővíz nagy kalcium és magnézium tartalma növeli a talaj pH értékét, ami a foszfor elérhetőségének csökkenését eredményezheti, 200 mg/l $Ca+Mg$ koncentráció felett nem javasolja a vizek mezőgazdasági felhasználását.

A fenti mutatókon túl az alábbi értékelési szempontok is meghatározóak. A FAO szerint az öntözővíz normál pH értéke 6,5-8,4 közötti (Ayers és Westcot 1989). Bilderback et al. (2011) ajánlása szerint az üvegházban öntözésre felhasznált víz pH értéke 5,4-6,8 közt ideális, mert 6,8 felett csökkenhet a mikroelemek felvehetősége a növények számára (vas, mangán, réz, cink, bór), lúgos pH esetén a mikroelemek kicsapódhatnak. Nagy vas vagy karbonát tartalom esetén az egyik megoldás a probléma kezelésére, az öntözővíz pH értékének szabályozása savanyító anyag hozzáadásával (Bisconer 2011). Bilderback et al. (2011) szerint a nagy pH értékű víz valamely egyéb vízkémiai problémát (nagy EC érték, TDS) jelez. Kis pH értékű víz esetén a talaj savanyodása várható (amely a növények kiegyensúlyozatlan tápanyag-ellátottságához) és az öntöző berendezés korrózióveszélynek van kitéve (Ayers és Westcot 1989). LaRue és Yonts (2011) szerint ha a pH érték kisebb 6,2-nél vagy nagyobb 9-nél, az öntözőberendezés károsodása fordul elő (pl. rozsdásodás).

Richards (1954) szerint a bór a legtöbb természetes felszíni vízben előfordul és esszenciális elem a növények számára, de az optimális mennyiség felett rendkívül toxikus hatással bír. Bauder et al. (2008) szerint a bórra érzékeny növények bór mérgezése már 1 ppm koncentráció felett előfordulhat, ezért bór tartalmú öntözővíz alkalmazása mellett a mikroelemek tápanyagszükséglet számításánál figyelembe kell venni az öntözővízben található mennyiséget.

A FAO szerint a leggyakoribb toxicitás problémáért az öntözővízben a klorid ion a felelős (Ayers és Westcot 1989). A növény a talajból vízzel együtt veszi fel, ha toxikus mértékben halmozza fel a leveleiben, akkor a transpiráció következtében a növény sérülése következik be. Bilderback et al. (2011) szerint a klorid ion 2 meq/l (70,9 mg/l) felett okozhat toxicitás problémát a növényeknél, csökkenti a víz felvehetőségét az ozmotikus potenciál növelésén keresztül ezáltal a hervadás pontig is elvezethet. LaRue és Yonts (2011) szerint az öntözővíz 200 mg/l feletti klorid koncentráció esetén hajlamos rozsdásodást okozni és a rozsdamentes acélt is rongálhatja. Al-Shammiri et al. (2005) szerint 300 mg/l koncentráció felett is csak mérsékelt problémát okozott.

Nnadi et al. (2015) szerint a víz szulfát koncentrációja szükséges a növények szulfátellátáshoz, ezért 24 mg/l alatti koncentrációt elégtelennek tartja. Nagy koncentráció (200 mg/l) esetén a kloridhoz hasonlóan az öntözőberendezés károsítását okozhatja (LaRue és Yonts 2011)

Al-Shammiri et al. (2005) szerint a nagy nitrogén szint az érés késését okozhatja bizonyos növények esetén, meghosszabbíthatja a vegetációs időszakot, ezzel kártevőknek és betegségeknek kitéve a növényt. Az öntözővíz foszfor koncentráció alapján 1 mg/l alatt nagyon

kicsi, 1-1,9 mg/l között kis és 2-2,9 között közepes foszfortartalmú víznek tekinthető [14]. Az anionok közül a foszfor jól adszorbeálódik a talajokban, fontos növényi tápanyag, ezért sohasem válik a vízadagolás meghatározó tényezőjévé (Vermes 1977). Mados (1940) szerint az öntözővíz minősítésekor a kationok közül a Ca, Na és Mg ionok meghatározása a legfontosabb, a káliumtól el lehet tekinteni, az szintén tápanyagnak tekinthető.

2.4.2. Öntözővíz minősítő rendszerek

2.4.2.1. Hazai öntözővíz minősítés

Az öntözővíz minősítéséhez három alrendszert kell együttesen értékelni az MI-10-172/9-1990 sz. műszaki irányelv (nem hatályos) szerint; az öntözővíz minőségét, az öntözővíz és talaj kölcsönhatását és a növény és víz kölcsönhatását.

Az öntözővíz minőségével szemben támasztott és az öntözővíz és talaj kölcsönhatásának értékeléséhez szükséges követelmények a jelenleg hatályos MSZ-10-640: 1989 magyar szabványban rögzítettek. A szabvány szerint az öntözővíz agroökoszisztémára gyakorolt hatásának értékelése céljából mezőgazdasági, műszaki és közegészségügyi-környezetvédelmi követelményeket egyaránt figyelembe kell venni. A mezőgazdaság által támasztott követelmények szerint szükséges értékelni az öntözővizet: (1) a mezőgazdasági kultúrák fejlődési intenzitására, (2) a kialakult terméshozamok nagyságára és minőségére és (3) az öntözővíz talajra gyakorolt hatása alapján. Az öntözővíz kívánatos minősége az agroökoszisztéma hatékony, stabil működését biztosítja, optimális terméshozamok elérését szolgálja, az ember egészségét és környezetét nem károsítja (MSZ-10-640:1989). A szabvány az agroökoszisztéma működésének fenntartásához szükséges és azt közvetlenül befolyásoló mutatókat tartalmazza. Meghatározza a talajok termőképességének megőrzése és fokozása, valamint az elszikesedés, szolonyecsedés, szódaképződés, glejképződés és a mikrobiológiai változások megelőzése érdekében kötelezően vizsgálandó minőségi mutatók körét. Az öntözővíz minőségének értékeléséhez szükséges határértékeket az MI-10-172/9:1990 műszaki irányelv tartalmazza. A vizsgálati adatok megfelelő, tűrhető és nem megfelelő csoportba sorolhatóak.

A 90/2008. (VII. 18.) a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló FVM rendelet szerint öntözési talajvédelmi terv készítése indokolt a (72/1996. (V.22.) korm.rendelet szerinti) házi vízigényt meghaladó vízhasználat esetén. Az öntözés talajvédelmi terv készítéséhez az öntözővíz minőségének meghatározása a rendelet 2. melléklete alapján készíthető el. Az öntözővíz 10 minőségi osztályba sorolható 6 paraméter alapján. Az osztályok elkülönítése az öntözővíz szódaegyenértéke, SAR értéke, a talaj vízgazdálkodási kategóriája, fajlagos elektromos vezetőképessége és az összes lúgosság/összes anion hányados értéke alapján lehetséges a víz anion szerinti összetételének figyelembevételével. Az öntözővíz egyéb tulajdonságainak megítélését a felhasználás céljától és módjától teszi függővé (klorid, bór, pH, Mg%, lebegtetett hordalék, hőmérséklet). Az eltömődés veszélye szempontjából, csepegtető öntözés alkalmazása esetén a víz kémhatását, összes lebegőanyag, Mn, Fe és hidrogén-szulfid koncentrációjának figyelembevételét tartja szükségesnek.

Filep (1999) négy nagy csoportba sorolta az öntözővizeket felhasználhatóságuk szerint, a SAR, Na% és EC értékük alapján (6. ábra, 4.2. fejezet). Az I. csoport „minden esetben használható öntözővíz”. A II. csoport „csak egyes talajok öntözésére alkalmas, de javítás után minden esetben használható” öntözővizeket tartalmazza. A III. csoport „javítás után is csak egyes talajok öntözésére használható” öntözővizeket foglalja magába, amelyek 2000 mg/l-nél kisebb koncentrációban tartalmaznak oldott sókat és SAR értékük 4-8 közé esik. A IV. csoportba nátrium és összes oldott sótartalmuk miatt „öntözésre nem használható és nem javítható vizek kerültek”.

2.4.2.2. USA által kidolgozott öntözővíz minősítő rendszer

Az Amerikai Egyesült Államok Mezőgazdasági Minisztériuma (USDA) által kiadott, az USA Szikesedési Laboratóriumának munkatársai által írt kézikönyv (USDA Handbook 60), a szikes talajok kezeléséről és javításáról szól, amelynek ötödik fejezete az öntözővíz minőségének legfontosabb szempontjait tárgyalja (Richards 1954). A kézikönyvben található minősítő rendszer a víz SAR értékét és EC értékét veszi figyelembe az öntözővizek osztályozásánál. Mindkét paraméter alapján 4-4 csoportot különböztet meg (kis, közepes, magas és nagyon magas szikesedési veszély szerint), így összesen 8 vízosztályozási kategória található benne (3. táblázat).

3. táblázat. Az öntözővizek minősítése az USDA útmutatója szerint (Richards, 1954)

| <i>Szikesség</i> | <i>Fajlagos elektr. vez. kép. (EC, $\mu S/cm$)</i> | <i>Összes oldott sótartalom (TDS, mg/L)</i> | <i>Öntözővíz osztályozása</i> | <i>Öntözővíz jellemzői</i> |
|------------------|---|---|-------------------------------|--|
| <i>C1</i> | 0–250 | <200 | Kiváló | Kis sótartalmú víz, amely a legtöbb talajon a szikesedés veszélye nélkül alkalmas öntözésre. |
| <i>C2</i> | 251–750 | 200–500 | Jó | Közepes sótartalmú víz, mérsékelt mennyiségű drénvíz előfordulása mellett alkalmas lehet öntözésre. |
| <i>C3</i> | 751–2250 | 501–1500 | Megengedhető | Magas sótartalmú víz, amely nem alkalmas öntözésre, ha a drénviszonyok korlátozottak. Megfelelő drénviszonyok mellett is különleges kezelést követel a szikesség szabályozása. |
| <i>C4</i> | >2250 | 1501–3000 | Alkalmatlan | Nagyon magas sótartalmú víz, amely nem alkalmas öntözésre normál feltételek mellett. |

| <i>Nátriumosság</i> | <i>SAR meq/L</i> | <i>Öntözésre való alkalmasságának foka</i> | <i>Öntözővíz jellemzői</i> |
|---------------------|------------------|--|--|
| <i>S1</i> | 0–10 | Kis | Alkalmas az össze talajtípus öntözésére, ha a növény nem nagyon érzékeny a nátriumra. |
| <i>S2</i> | 10–18 | Közepes | Alkalmas öntözésre durva textúrájú talajon vagy szerves talajon, amelynek jó víz-áteresztőképességű. Viszonylag alkalmatlan viszont finom textúrájú talajon. |
| <i>S3</i> | 18–26 | Magas | Ártalmas a legtöbb talajtípusra. Jó drénviszonyokat, jelentős kilúgozást és gipsz hozzáadását követeli meg. |
| <i>S4</i> | >26 | Nagyon magas | Alkalmatlan öntözésre. |

2.4.2.3. A FAO öntözővíz minősítő rendszere

Az Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO) mezőgazdasági útmutatója (Water quality for agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev.1) szerint az öntözővíz minőségének megítélése szikesség, beszivárgásra ható tényezők, elem toxicitás és egyéb speciális hatások értékelése alapján történik (Ayers és Westcot 1989). Az útmutató gyakorlatias és általánosan alkalmazható az öntözéses mezőgazdaságban előforduló valamennyi vízfelhasználás esetén: felszíni víz, talajvíz, szivárgó víz, elfolyóvíz és szennyvíz (4. táblázat).

4. táblázat. Az öntözővizek minősítése a FAO útmutatója szerint (Ayers és Westcot, 1989)

| Öntözésben várható problémák | | Mértékegység | A felhasználás korlátozásának mértéke | | |
|---|---------------------------------|--------------|---------------------------------------|-----------------|---------|
| | | | nincs | enyhe-mérsékelt | szigorú |
| Szükség | EC vagy | dS/m | < 0,7 | 0,7 – 3,0 | > 3,0 |
| | Összes oldott só tartalom (TDS) | mg/l | < 450 | 450 – 2000 | > 2000 |
| <i>Beszivárgás (az öntözővíz hatása a víz talajba való beszivárgási arányára (EC és SAR együttes értékelésével)</i> | | | | | |
| SAR | = 0 – 3 and = EC | | > 0,7 | 0,7 – 0,2 | < 0,2 |
| | = 3 – 6 = | | > 1,2 | 1,2 – 0,3 | < 0,3 |
| | = 6 – 12 = | | > 1,9 | 1,9 – 0,5 | < 0,5 |
| | = 12 – 20 = | | > 2,9 | 2,9 – 1,3 | < 1,3 |
| | = 20 – 40 = | | > 5,0 | 5,0 – 2,9 | < 2,9 |
| <i>Ion toxicitás (öntözővíz növénymérgezése)</i> | | | | | |
| Nátrium (Na) | felsővízi öntözés | SAR | < 3 | 3 – 9 | > 9 |
| | esőztető öntözés | me/l | < 3 | > 3 | |
| | Klorid (Cl) | | | | |
| | felsővízi öntözés | me/l | < 4 | 4 – 10 | > 10 |
| Bór (B) | esőztető öntözés | me/l | < 3 | > 3 | |
| | Bór (B) | mg/l | < 0,7 | 0,7 – 3,0 | > 3,0 |
| <i>Egyéb hatások (növény érzékenységtől függően)</i> | | | | | |
| Nitrát-N | Nitrát-N | mg/l | < 5 | 5 – 30 | > 30 |
| | Hidrogén-karbonát | | | | |
| | esőztető öntözésnél | me/l | < 1,5 | 1,5 – 8,5 | > 8,5 |
| pH | | | normál tartomány 6,5 – 8,4 | | |

Az amerikai öntözővíz minősítő rendszer 22000 vízminta vízminőségének vizsgálata alapján készítette el az öntözővizek osztályozását, amelyet átlagos: talaj textúra, beszivárgási feltételek, vízvezető képesség, öntözővíz mennyiség, klíma feltételekre dolgoztak ki. Minden vízminőség osztály leírásánál utal azokra a talajfeltételekre (főként a beszivárgási tényezőre), amelyek mellett a víz alkalmazása javasolt vagy elővigyázatosságot követel, így a rendszer széleskörűen alkalmazható. A FAO öntözővíz minőség útmutató sokrétű céllal készült: gyakorlati felhasználásra a gazdálkodók részére és tervezéshez a mérnökök számára. A világ különböző részéről (elsősorban arid és szemi-arid területekről) összegyűjtött adatok alapján építették fel, hogy általánosan alkalmazható legyen. *A két nemzetközileg elismert osztályozással szemben a hazai rendszer a helyi adottságokhoz illeszkedik és a vizek öntözésre való alkalmasságát (só és nátrium tartalom) szűkebb határok közt szabja meg.*

2.5. Az öntözés hatására bekövetkező sófelhalmozódás, a másodlagos szikesedés folyamata

Mados (1940) felhívja a figyelmet arra, hogy a sófelhalmozódás mértéke függ a talaj drénviszonyaitól: a mélyrétegű talajokban, ahol a beázás lehetősége zavartalan és a mélyen álló talajvíz szintjéig biztosított, az öntözővízből történő sófelhalmozódás mélyebben történik, mint ahol természetes (öntözetlen) talajokon megfigyelhető. Ilyen körülmények közt az eredetileg jó talaj csak akkor szikesedhet el, ha az átszűrőmlő öntözővíz összetétele olyan, hogy önmagában is veszélyes eltolódást okoz az adszorbeált bázisok összetételében. Mados (1940) szerint a különböző nátriumsók szikesítő hatása különböző az összetételük szerint, a neutrális

nátriumsók szikesedés szempontjából kevésbé veszélyesek, a szóda viszont erőteljesen növeli a talajkolloidok felületén adszorbeálódott nátriumionok mennyiségét.

Kovda szerint (1946, in Szabolcs 1961) az öntözővíz hatására bekövetkező másodlagos szikesedés három útját különbözteti meg. Mindhárom a gyökérzóna sófelhalmozódási folyamatait jellemzi, az öntözés hatására bekövetkező szoloncsákosodás formái. (1) Ha a talajvíz mélyen van, az öntözővíz a talaj átnedvesedett rétegében rakja le az oldható sóit, a folyamat több éven át tartó ismétlődésével a talaj oldható sókészlete olyan mértékűre növekedhet, amely már károsan hat a növények fejlődésére. (2) Ha a talaj jó drénviszonyainak köszönhetően nagy mennyiségű öntözővizet képes elvezetni, a talajban felhalmozott só mennyisége a talaj vízkapacitásától és az öntözővíz sótartalmától függ. Megfelelő öntözővíz mennyiség mellett az öntözővíz kilúgozza azt a sómennyiséget, amely a vízminőségéből adódóan az előző öntözésből a gyökérzónában felhalmozódott. (3) Ha a talajvíz a felszínhez közel van, akkor az öntözővíz sótartalma és a talajvíz sótartalma összeadódik, a másodlagos szikesedés ekkor igen gyorsan és erőteljesen végbemegy.

Dzubay (1957) különbséget tesz a felülről és az alulról történő szikesedés közt, aszerint, hogy azt a kedvezőtlen összetételű öntöző- vagy talajvíz idézte-e elő, már kialakult szikes talajokon a kétféle folyamat megkülönböztetését nehéznek ítéli meg.

Darab (1958) a másodlagos szikesedés három formáját különíti el a tiszántúli öntözött réti talajok példáján. (1) Az öntözés hatására a felszínen semleges sófelhalmozódás történik. A hortobágyi réti szolonyec talaj rizstábláin már a felszínen kb. 0,6% körüli sótartalom volt mérhető több éves rizstermesztés során. (2) Semleges alkáli és alkáli földfém-sók felhalmozódása a talaj mélyebb rétegeiben. Ha az oldható sók egy része nehezebben oldódó alkáliföldfém-só, úgy a talaj sókészletének mozgékonyasága jóval kisebb. (3) Az öntözött talajok másodlagos szolonyecesedése. A szikesedés ezen formája szerint az öntözés hatására a talaj kicserélhető nátrium ionjainak mennyisége nő meg, míg az oldható sók felhalmozódása a közeli talajvíz ellenére is csupán kismértékű.

Várallyay (1989) szerint az öntözésnek kedvező és kedvezőtlen hatásai egyaránt lehetnek a talaj sóforgalmára és sómérlegére. A kedvező hatások közt szerepel a talaj sótartalmának kilúgozása, a növények kedvező fejlődésének elősegítése (ezáltal fejlett gyökérzet és jobb természetes drénázs), amelyek mind a sómérleg csökkentése irányába ható tényezők. A kedvezőtlen hatások az öntözővíz sótartalmának felhalmozása, a talajvízszint felemelkedése. Az utóbbi következményeként a talajvíz sótartalmának felhalmozódása, a mélyebb talajrétegek sótartalmának felhalmozása a felszín közeli rétegben és az öntözővíz sótartalmának kilúgozási lehetőségének meggátolása fordulhat elő. Valamennyi a sómérleg növelése irányába ható tényezők. A tényezők összehatásának eredményeképpen az öntözés sómérlegekre gyakorolt hatásának három alapesete különböztethető meg (Darab 1961, Várallyay 1989): (1) sók kilúgozásának mérlege: az öntözés csökkenti a talaj sókészletét, (2) sófelhalmozódási mérleg: az öntözés növeli a talaj sókészletét, (3) stabil sómérleg: a sókészlet nem változik az öntözés hatására.

Zsembeli et al. (2011) 46 karcagi öntözésre használt, fűrt kút vizét vizsgálta öntözésre való alkalmassága alapján, megállapítása szerint a vizek átlagos Na%-a 75,3% volt, a javasolt 50%-os határérték alatti értékkel rendelkező víz nem volt a vizsgált kutak közt. A vizek további jellemzője a nagy hidrogén-karbonát tartalom és SAR érték. A kutak Karcag környéki kertek területein találhatóak, ahol a gazdák sokszor a vízminőségről való információk és/vagy más vízforrás hiányában azok vizét rendszeresen öntözésre használják fel, veszélyeztetve ezzel a talajaik állapotát.

2.5.1. A másodlagos szolonyecesedés és szologyosodás folyamata

Arany (1955) felhívja a figyelmet az öntözővíz és a talaj közti kölcsönhatás vizsgálatának jelentőségére, miszerint a „szikes víz a jó talajt, a szikes talaj pedig a jó vizet szikesíti el. A víz visszatükrözi annak a talajnak a minőségét, amelyen hosszabb ideig áll: mindaddig, míg egy nem iszapos víz egy szikes területről alkáli ionokat vesz fel, az illető terület

öntözésére általában alkalmas. Azonban ha a víz nátrium felvétele megszűnik és a víz ad le nátrium ionokat a talajnak, akkor már szikesít, tehát az illető terület öntözésre nem alkalmas”. Arany (1955) az öntözővíz hatására bekövetkező szolonyecsedési folyamatot az alábbiak szerint írja le: „a víz oldja elsősorban a nátriumvegyületeket, majd kicserélődési reakciót közvetít a benne oldott kationok és a talaj kolloidjainak kationjai között. Eme folyamat közben szikesedik el a talaj, mert nátrium ionok lépnek a kolloidok kalciumionjainak helyére.”

Darab (1962) szerint az öntözés során az öntözővíz hatására a talaj folyadék fázisának, a talajoldat koncentráció viszonyainak változásával párhuzamosan megváltozik a talaj kicserélhető bázisainak összetétele. Darab (1962) szerint a kicserélődés szempontjából a talaj-víz rendszert olyan rendszernek kell tekintenünk, ahol a talajrészecskék felülete s a vele érintkező talajoldat között az ionok koncentrációjának és adszorpciós energiájának megfelelően egyensúly áll fenn. A kicserélődési folyamat leírására leggyakrabban a Gapon-féle egyenletet (5) alkalmazzák:

$$\frac{Na_x}{Ca_x + Mg_x} = K \times \frac{Na^+}{\sqrt{((Ca^{++} + Mg^{++})/2)}} \quad (5)$$

Az egyenletben Na_x , Ca_x , Mg_x a talaj kicserélhető bázisának mennyisége (mgeé/100g talaj). A Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} a talajoldat ionjainak koncentrációja mgeé/l –ben kifejezve. A K állandó értéke a talaj tulajdonságaitól függ és általában 0,01 és 0,0015 között van (Darab 1962).

Darab (1958) szerint a talajoldat anion összetétele az alábbiak szerint befolyásolja a kicserélődési folyamatot: a talajoldat nagy hidrogén-karbonát tartalma a szolonyecsedést, a kicserélhető kationok közt a nátriumion növekedését idézi elő, mivel a hidrokarbonát-ionok jelenléte, illetve a közeg lúgossága segíti elő a nátriumion adszorpcióját a talaj kolloidkomplexumának felületén. Azokban a talajokban, ahol az oldható sók között a szulfát az uralkodó anion, a talajoldat nátriumionja és a kolloidkomplexus kicserélhető bázisai között a kicserélődési reakció jóval hamarabb vezet egyensúlyhoz, még viszonylag nagyobb nátriumion koncentráció mellett is, mint a hidrogén-karbonátos talajok esetében (Darab 1958). Petrasovits és Darab (1960) a rizs sőtűrési képességének vizsgálata során nátrium-szulfátos, nátrium-karbonátos és nátrium-hidrogénkarbonátos öntözővizet használtak fel. A nátriumszulfátos kezelések során az adagolt só mennyiségével arányosan nő a talaj vizes kivonatának száraz maradéka, az oldható sók mennyisége emelkedik. A szóda és nátrium-hidrokarbonát hozzáadása mellett a talaj sókészlete nem növekedett olyan mértékben, mint a nátriumszulfátos kezelések esetében. A sóhiány oka az alábbiakból tevődött össze: növekvő sókoncentrációnál növekedett a rizs nátriumion felvétele, megnő a talaj kicserélhető nátriumtartalma, nátriumsók átalakultak valamilyen nehezebben oldódó vegyületté, elsősorban alkáliföldfém-karbonáttá. A nátriumszulfátos kezelés esetében a talaj pH értéke lényegesen nem változott, 6-6,7 érték körül mozgott, azonban a szódás és nátrium-hidrogénkarbonátos kezelés esetében a talaj vizes kivonatának kémhatása erősebben a lúgos tartomány felé tolódott el, és 7,1-8 értékek között változott (Petrasovits és Darab 1960).

Darab és Rédly (1967) szerint a talaj-talajoldat kalcium-nátrium ioncsere egyensúlya a talajoldat ionösszetételén kívül függ: az oldat ionerősségétől, a talaj nátrium-telítettségétől is. A talaj adszorpciós kapacitásának csökkentése a nátrium ionok megkötődését segíti elő, vagyis a kisebb adszorpciós kapacitással rendelkező talajok szikesedése erőteljesebben megy végbe. A talaj adszorpciós kapacitásának növekedése és az oldat ionerősségének csökkenése elősegíti a nátrium ionok szabaddá válását és a kalcium ionok megkötődését. Emiatt a talaj oldható sókészletének csökkenésével egyidejűleg a talaj kicserélhető nátrium ion mennyiségének is csökkenie kellene, azonban ez a folyamat csak akkor megy végbe, ha a talaj adszorpciós komplexuma nátrium ionra kevésbé telített Darab és Rédly (1967). A kicserélhető nátrium mennyisége nem csökken a kilúgozás mértékével arányosan, mivel az oldat hígulásával a talaj szilárd fázisának szelektivitási koefficiense a nátrium ionra vonatkoztatva megnő (Darab 1991).

Darab (1991) szerint a talaj agyagfrakciója és az agyagásvány összetétele is befolyásolja a talaj és a talajoldat kalcium-nátrium ioncsere egyensúlyát. Az illites talajok azonos koncentrációjú és összetételű oldatokból abszolút értékben kevesebb nátriumiont kötnek meg, mint azok, amelyekben az uralkodó agyagásvány a montmorillonit. Az eltérő felületi töltéssűrűség miatt azonban az illites talaj kicserélhető nátrium százaléka nagyobb lesz, mint a montmorillonitos talaj esetében (Darab 1991).

Várallyay (1989) szerint a másodlagos szikesedés leggyakoribb folyamatai a másodlagos sófelhalmozódás és szolonyecesedésen kívül, a szologyosodás is.

A szologyosodás folyamatát Szabolcs (1954) hortobágyi és szarvasi talajszelvényeken vizsgálta. A jelenség túlbő nedvességviszonyok közt, szolonyeces talajokon jellemző, a szolonyecesedés kísérő jelenségének is tekinthető. A szolonyecék egyfajta kilúgozása megy végbe, a kicserélhető nátriumot H^+ váltja fel a talaj adszorpciós komplexusában és a talajban lévő sók, szerves anyagok és a vas- és alumínium-oxidok a mélybe mosódnak. A talaj humuszanyagokban szegényedik és fehér, nem oldható sókból álló por marad vissza a talajon (Szabolcs 1954). Az általában a felszínen felhalmozódó gyengén oldódó kvasav megjelenhet a mikromélyedésekben vagy a szerkezeti elemek felületén is (Várallyay 1989). A három folyamat gyakran egyszerre fordul elő, egymástól nehezen elválaszthatóak.

2.5.2. A só és nátrium felhalmozódás hatására megváltozó talajtulajdonságok

Szabolcs és Darab (1980) szerint a talaj sótartalma vagy a magas ozmózis nyomás és közvetlen toxicitás által, vagy a talaj szilárd fázisára gyakorolt hatás következtében csökkenti a termékenységet és a talaj fizikai tulajdonságai leromlanak. Míg az előbbi eset a sivatagok és félsivatagok szikes talajaira, az utóbbi a mérsékelt övezetek szikes talajaira jellemző alapvetően.

Rhoades et al. (1992) szerint a talajok növénytermesztésre való alkalmassága függ a leromlott talaj fizikai tulajdonságaitól (a víz- és levegőgazdálkodási tulajdonságuktól, az aggregátumok tulajdonságaitól), amelyek meghatározzák a talaj omlósságát magágy előkészítés során. Öntözött és szikes talajok esetében a gyenge permeabilitás és művelhetőség gyakran problémaként jelentkezik, az alábbi talaj jellemzők jelenléte miatt (Rhoades et al. 1992):

(1) Azokban a talajokban, ahol a kicserélhető kationok közt a nátrium eléri a 15%-ot és a szmektit és montmorillonit a jellemző agyagásványok, a talaj erőteljes duzzadása-zsugorodása figyelhető meg. A jelenség következtében csökken a pórusok mérete az aggregátumok közt a talajban, ezért a talaj permeabilitása is csökken.

(2) Kis elektrolit koncentráció esetén egyrészt az agyagszemcsék diszperziója következik be, ekkor az agyagszemcsék felszabadulnak az aggregátumokból, másrészt az aggregátumok is károsodnak a szétesésük következtében. A jó talajszerkezetet a nagy elektrolit koncentrációjú talajoldat vagy a talajoldat nagy kalcium és magnézium koncentrációja segíti elő. A kis sókoncentráció és a nátrium relatív nagy aránya együttesen megjelenve hátrányosan befolyásolja a permeabilitást és a művelhetőséget. A talaj erősen lúgos kémhatása ugyancsak a diszperzitást segíti elő.

(3) Az öntözés hatására legtöbb esetben csökken a víz beszívargási aránya, a talajnak ez a tulajdonsága érzékenyebb a kicserélhető nátrium tartalom, pH és elektrolit koncentráció változására, mint a vízvezető képesség. Ez annak köszönhető, hogy a feltalaj a legérzékenyebb a mechanikai hatásokra, itt fordul elő a legnagyobb mértékben a diszperzió és az aggregátum szétesés jelensége.

(4) A felszínen kialakult talajkéregnek a vízvezető képessége két vagy három nagyságrenddel kisebb, mint az alatta fekvőnek, különösen akkor, ha az öntözővíz elektrolit koncentrációja kicsi és a talaj kicserélhető nátrium tartalma nagy a többi kationhoz képest.

Várallyay (2002) szerint a nátriumban feldúsult, sóhatás alatt álló talajok legnagyobb ökológiai stresszfaktora az extrém vízháztartás és a kedvezőtlen fizikai és hidrofizikai tulajdonságok. A felszín szétiszapolódása és tömör réteg kialakulása következtében vízzel való

tútelítettség és aszály-érzékenység is kialakulhat egyazon területen. Mindkettő olyan káros hatásokkal bír (levegőzöttségi problémák, nagy párolgás, kis víztározási kapacitás), amelyek következtében korlátozottá válik ezen talajok mezőgazdasági alkalmazhatósága és sérül a termőképességük.

A talajban lévő káros nátrium mennyiségének elbírálása nem egyöntetű a kutatók között, ugyanakkor a fentiekből látszik, hogy valamennyi talajtulajdonság esetén nagy jelentősége van. A legtöbb esetben a kicserélhető nátrium százalékos mennyiségére ($N_{s\%}$) vonatkoznak a szakirodalomban megjelenő határértékek, amely a nátrium és a kalcium, kálium, magnézium és nátrium összegének a hányadosa, százalékban kifejezve (ld. (2) egyenlet).

Kreybig (1938) szerint, ha a talajban a kicserélhető nátrium százalék ($N_{s\%}$) meghaladja a 10-12%-ot és nem homoktalajról van szó, akkor a talaj tulajdonságai kedvezőtlennek válnak, „vízvezetése rossz, a holt víz mennyiség sok, a talaj szárazodásakor erősebben zsugorodik, nedves állapotban szétfolyó”, ami a művelésüket is megnehezíti. Mados szerint (in Arany, 1955), ha a $N_{s\%}$ eléri a 15-20%-ot, a talaj vízvezetése meg is szűnhet, amelyet a talajmorzsák vízzel szembeni ellenállásának megszűnése okoz a pórusok összeomlásán, így a vízvezetés akadályozásán keresztül. Herke (1983) szerint, a talaj szerkezetének Na-adszorpció hatására történő leromlása és a morzsaállandóság csökkenése olyan mértékű lehet, hogy ha $N_{s\%}$ értéke 13-15% között van, akkor a talaj vízáteresztése és a kapilláris vízemelés nulla. Stefanovits et al. (2010) szerint, ha $N_{s\%}$ 5% feletti, már a szolonyecesezés jelei fedezhetőek fel a talajban. Egyetlen esetben találtam abszolút értékben meghatározott káros nátrium mennyiséget, Sione et al. (2017) szerint, a talajdegradáció értékelésére felhasznált paraméterek közt a kicserélhető nátrium tartalomra vonatkozóan 321,86 mg/kg az a határérték, ahol a talaj alacsony minősítési osztályba esik az általuk kialakított kategória rendszer szerint.

2.5.3.A sófelhalmozódás mértékének nyomon követése, sómérleg számítások

Az öntözővízből és a megemelkedett talajvízből történő sófelhalmozódás elemzésével és értékelésével a hazai és külföldi kutatók egyaránt, már az 1900-as évek közepétől foglalkoztak.

Darab (1961, 1969) szerint a sómérleg alkalmas a talajok sókészletének összehasonlítására, az öntözési módok, növénytermesztési módszerek, talajjavítási eljárások hatásainak értékelésére. A sómérleg az alábbi képlet (6) alapján készíthető el adott időszakra és talajmélységre vonatkozóan:

$$b = a + (d + \left(\frac{c \cdot v}{M \cdot t_{fs}}\right) \cdot 10^{-5}) \quad (6)$$

ahol a: a talaj közepes oldható sókészlete a megfigyelés kezdetén (g/100g talaj), b: a talaj közepes oldható sókészlete a megfigyelés végén (g/100g talaj), c: az öntözővíz sókoncentrációja (g/l), d: a talaj eredeti sókészletének változása a megfigyelés alatt (g/100g talaj), v: adagolt öntözővíz mennyisége (m^3), M: a talajréteg vastagsága, melyre a sómérleget számítottuk (m), t_{fs} : a talaj térfogatsúlya (g/cm^3). A képlet alapján meghatározható, hogy mennyi az öntözővíz megengedhető maximális sókoncentrációja, a talaj eredeti sómérleg jellegének megőrzése mellett vagy stabil sómérleg fenntartása esetén.

Az öntözővíz sótartalmán kívül az öntözés a helytelen öntözési gyakorlat következtében a talajvízszint emelése által szikesedési folyamatot indíthat el, amelynek előrejelzéséhez és megelőzéséhez az „optimális” és „kritikus” talajvízszint fogalmakat és a talaj felvételezési, vizsgálati és térképezési rendszert Szabolcs et al. (1969) vezették be a II. Tiszai Vízlépcső és Öntözőrendszer területére vonatkozóan. Szabolcs et al. (1969) szerint a különböző mennyiségű oldott só tartalmazó talajvizek bizonyos mélységen felül közvetlen befolyást gyakorolnak a felettük elhelyezkedő talajrétegek sóforgalmára. Nátrium sók talajban vagy a talajvízben való előfordulása és hosszú idejű magas talajvízállás esetén a talajszelvény elszikesedése hosszabb

vagy rövidebb idő után szükségszerűen bekövetkezik. Amennyiben a talajvíz szintje ez alatt a „kritikus mélység” alatt marad, akkor kizártnak tekinthető a talajvízből eredő szikesedés.

Az USA Szikesedési Laboratóriuma által írt kézikönyvben (USDA Handbook 60) a kilúgozási szükséglet számítása (leaching fraction, LF) található meg az öntözővízből eredő szikesedés megelőzéséhez. Az arány megmutatja, hogy mennyi víznek kell a gyökérzónán keresztül eltávoznia, hogy a sómérleg/egyensúly (salt balance) szabályozható legyen (Richards 1954):

$$LF = \frac{D_d}{D_i} = \frac{EC_i}{EC_d} \quad (7)$$

LF: kilúgozási frakció, D_d és D_i : drénvíz és öntözővíz mennyisége (mm), EC_i és EC_d : az öntözővíz és a drénvíz fajlagos elektromos vezetőképessége (dS/m). Ez a modell egyenletes vízmennyiség alkalmazást feltételez, és nem veszi figyelembe az öntözési fordulót, a felfelé irányuló vízmozgást, a víz kémiai összetételét, a sók kicsapódását vagy oldhatóságát és a felszíni elfolyással távozó sómennyiséget (Corwin et al. 2007).

Ezzel szemben a WATSUIT modell már az öntözővíz összetételét és javítóanyagot (gipsz vagy kénsav) is számításba veszi a modell input paramétereiként (Rhoades 1992, Corwin et al. 2007), valamint számítógépen futtatható programmal rendelkezik. Ugyanakkor ez a modell is egyenletes vízmennyiség alkalmazását feltételezi és nem veszi figyelembe a sekélyen elhelyezkedő talajvíz felfele irányuló mozgását és az öntözési fordulót (Corwin et al. 2007).

Az utóbbi évtizedekben felgyorsult a modellezésre alkalmas szoftverek fejlesztése, így az öntözés szikesítő hatását előrejelző modellek köre is bővült. A legújabb dinamikus modellek (TETtrans, UNSATCHEM, HYDRUS-1D, SaltMOD) már számos tényezőt figyelembe vesznek, amelyek a szikesedés mértékét befolyásolják (pl. párolgás, transpiráció, növényfajta, talajvíz mélység, talaj vízgazdálkodási tulajdonságai), és sikeresen alkalmazhatóak a szikesedés, de a pangóvíz előfordulás és drénezés hatásának előrejelzésére is (Corwin et al. 2007, Singh 2012, Yao et al. 2014).

2.5.4. Az antropogén szikesedés öntözésen kívüli okai és formái

Balog (2011) az antropogén szikesedés kifejezés használatát javasolja, amennyiben a talaj elszikesedése a hatótényezők emberi hatásra bekövetkező megváltozása miatt alakul ki, ugyanis az öntözővíz sótartalma következtében bekövetkező felhalmozódáson kívül számos egyéb antropogén tevékenység is előidézheti a talaj szikesedését.

Ubell (1959) szerint a rizstermesztés (elárasztás következtében) minden esetben nagyobb területre kiterjedően megváltoztatja a talaj és a talajvíz természetes vízháztartását, ezen keresztül a talaj só- és vízforgalmát. Az eltolódott és nagymértékű ingadozással jelentkező, vagy az állandóan emelkedő talajvízjárás nemcsak abból a szempontból jelent veszélyt, hogy a talaj fokozatosan vízzel telítődik, hanem a talaj leromlásához és alulról történő elszikesedéséhez is vezethet (Ubell 1959).

Szabolcs (1961) szerint az öntözővíz jelentős része (kb. 50%-a) nem jut az öntözendő területre, hanem a szivárgás következtében elvész és megemeli a talajvíz szintjét. Amennyiben a csatorna szikes talajon halad át, a talajvíz nagy sótartalma és a párolgás következtében a csatorna mentén sófelhalmozódás következik be, ezzel az öntözött területek környezetének elszikesedése indul el. Balog et al. (2011) szerint a földmedrű csatornán keresztül vezetett, szikkadó hévíz hatása megmutatkozik a talajvíz szintjének lokális növekedésében, a talajvíz sótartalmának gyarapodásában, a talajvíz kémiai típusának megváltozásában, a talaj sótartalmának növekedésében és közvetett módon a talajlúgosodás elősegítésében.

Smedema és Shiati (1992) szerint a szikesedés egyik különleges jelensége Iránban a talaj eredeti sókészletének mobilizálódása a leszivárgó öntözővíz hatására, a magas vezetőségű csatornák szivárgó vize által vagy az öntözés hatására megemelkedett talajvíz következtében, amelynek mennyisége 1-3 t/ha becslések szerint.

Balog et al. (2014) szerint az alföldi üledékes síkságon, szubhumid klímán a füves területek és szántók helyén telepített erdők erőteljes hatást gyakorolnak a talajra és a talajvízre. A fák mély gyökérzése és az előző vegetációnál jelentősen nagyobb vízfelvétele elősegíti a sótartalom növekedést az altalajban.

Összességében megállapítható, hogy az öntözés hatására bekövetkező sófelhalmozódás és szolonyecesedés szerteágazó okokra vezethető vissza (öntözővíz minőség, öntöző csatornákból történő szikkadás, talajvízszint emelkedés, rossz drénviszonyok), amelyek káros következményekkel járnak a talaj tulajdonságaira. *Az antropogén szikesedés valamennyi formája veszélyezteti a természeti erőforrásunkat, a talajt, ezért a folyamatok megelőzése és (kialakulásuk esetén) mérséklésük a szennyvízöntözés során kulcsfontosságú.*

2.6. Nagy sótartalmú, nem hagyományos vízzel történő öntözés kitörési pontjai

Kilúgozás

Az egyik lehetőség a másodlagos szikesedés (és szikesedés) szabályozására a kilúgozás elősegítése, amellyel a káros sók a gyökérzóna alá mozdulnak el (Carr 2011). Darab (1965) szerint a talaj sókészségének csökkenését okozhatja a természetes csapadék vagy az öntözővíz kilúgozása és a talajvíz áramlásával elszállított sók. Ugyanakkor Várallyay (1965) szerint az ingadozó, felszínhez közeli talajvízszint esetén a talajszelvény sótartalmának kilúgozó öntözés általi tartós jelentős csökkentése nem várható a talajvízszint szabályozása és süllyesztése nélkül. Tzanakakis et al. (2011) szerint a téli csapadék képes volt kilúgozással csökkenteni a talajban az öntözési idény alatt nagy sótartalmú öntözővíz ($2070 \mu\text{S}/\text{cm}$) következményeként felhalmozódott sót. Wang et al. (2016) szerint a tavaszi öntözés nem tudta teljes mértékben kilúgozni az öntözővíz által felhalmozódott sót, méréseik szerint 40%-a mosódott ki 100 cm alá a talajszelvényben. Kiremit és Arslan (2016) szerint enyhén sós víz alkalmas ($1-1,21 \text{ dS}/\text{m}$) a póréhagyma öntözésére a terméshozam csökkenése nélkül, megfelelő kilúgozás és vízelvezetés mellett a sófelhalmozódás elkerülhető a talajban. Ganjegunte et al. (2017) nagy só- és nátrium tartalommal rendelkező (SAR: 9,3, EC: $2,6 \text{ dS}/\text{m}$) kommunális szennyvízöntözés mellett 3 évente a talaj kimosását javasolja jó minőségű vízzel és mellette gipsz talaj javítóanyag alkalmazását.

Drénezés

A természetes kimosódás nem tud megvalósulni finom textúrájú, lassú vízvezető képességű talajokon, ilyen esetekben mesterséges drénezésről kell gondoskodni (Hoffmann et al. 2007). Megfelelő mélységű drénhálózat kialakításával a természetes kilúgozás következtében a felszínről a mélybe elmozduló víztömeg, amely magába oldja a sókat, a dréncsővön keresztül távozik, nem marad a talajszelvényben és nem éri el a talajvizet. Az alulról felfele elmozduló, megemelkedett (sós) talajvíz a dréncsővön keresztül szintén elfolyik, így nem jut fel a felső termő rétegbe, így a természetes szikesedés folyamata is szabályozható általa (Hoffmann et al. 2007). Tompa (1977) szerint a Gyulai Szennyvízöntöző Telepen 1974-ben, a magas talajvízállás miatt telepített drénhálózat csurgalékvíze jelentett környezeti problémát az eredetileg is nagy sótartalmú talajvízre, ugyanakkor növelte a szennyvízöntözés hatékonyságát (melynek nátrium tartalma $216-376 \text{ mg}/\text{l}$ között változott). Ritzema (2016) szerint a drénrendszer hatékony eszköz a talaj sótartalmának csökkentésében; túlóntözés vagy kilúgozó öntözés alkalmazása esetén a szivárgó víz elvezetésével a gyökérzóna öntözés következtében felhalmozódott sótartalma csökkenthető, ugyanakkor ezzel a megoldással a tápanyagok és peszticidek kimosódása is megtörténhet. Hank (1954) szerint a somkóró, napraforgó gyökerei a mélybe hatolnak, ezért vetésforgóba illesztésük nagyon fontos: a talajnak időszakos vertikális drénezését teszik lehetővé, a mélyebb rétegek felé irányuló sómozgást segítik elő.

Talajművelés

Rhoades et al. (1992) szerint a megfelelő talajművelés megkönnyíti a sós víz biztonságos alkalmazását a növénytermesztésben. Mélysántás elvégzését javasolja 3-4 évente, optimális mélységének 60 cm-t tekint, amennyiben nincs káros talajréteg a felszíntől a sántás mélységéig. A sántás fellazítja az aggregátumokat, növeli a talaj víztartó-kapacitását és lassítja vagy meggátolja a sófelhalmozódást (a megkönnyített kilúgozáson keresztül). Pescod (1992) szerint a mélyművelés mellett fontos a megfelelő talajtípus kiválasztása is sós szennyvíz öntözéses felhasználása előtt, mivel a jó vízvezető és beszivárgó képességgel rendelkező talaj művelésével könnyebben szabályozható a sófelhalmozódás mértéke.

Talajjavító anyagok

A víz nagy nátrium tartalma esetében a talaj javítóanyagok (gipsz, szerves anyagok) alkalmazása csökkentheti a talaj nátriumosságából adódó kedvezőtlen hatásokat (pl. romló beszivárgási arány, kedvezőtlen szerkezet és vízgazdálkodási tulajdonságok), (Ayers és Westcot 1989). Rhoades et al. (1992) sós vízzel történő öntözés esetén a talajművelés részeként talajjavító anyag rendszeres kijuttatását javasolja, amelyek azáltal hatékonyak, hogy a talajkolloidok felületén adszorbeálódott nátriumot kalciummal helyettesítik. Kalcium-klorid, kalcium-szulfát és egyéb kéntartalmú anyagokat tartja a leghatékonyabbnak, a meszet legfeljebb szerves anyaggal történő együttes kijuttatás esetén javasolja. Rhoades et al (1992) szerint a tápanyag-utánpótlás során savanyító hatású és kalcium tartalmú műtrágyát érdemes alkalmazni, de a szerves trágyák alkalmazásának is előnye van, ha az öntözővíz felhasználása problémás a sótartalma miatt. A kijuttatott szerves anyag növeli a talaj permeabilitását, a széndioxid kibocsátását és a szerves savak jelenlétét. (A talaj pH érték csökkenése a savas kémhatású talajoldatot eredményez, ami által a CaCO_3 könnyebben oldódik, az oldatba kerülő kalcium részt vesz a kicserélődési folyamatokban (Rhoades et al. 1992). Raveh és Ben-Gal (2016) szerint önmagában a talaj SAR értékének növekedése (öntözés hatására) nem feltétlenül idéz elő negatív hatást csepegtető öntözés alkalmazása során, ha a talaj csak kis térfogata átnedvesedett, valamint a negatív hatás mérsékelhető talajjavítóanyag alkalmazásával. Zsembeli et al. (2017b) szerint a juhtrágya alapú szerves komposzt jelentős szerepet játszik az öntözővíz által okozott sóstressz kezelésében, a C/N arány és az esszenciális tápanyagok növelésén keresztül. Rhoades et al. (1992) a kémiai javítóanyagok mellett homok alkalmazását javasolja, a sántással párhuzamosan, amely a talaj jobb levegő és vízgazdálkodását teszi lehetővé. Shaygan et al. (2017) eredményei szerint a fizikai javítóanyagok (homok, vagy növényi maradvány) javítja a talaj vízgazdálkodási tulajdonságait, ezáltal kedvező feltételt teremt a sók kilúgozásához. Talajoszlopon végzett eredményei szerint a bentonit hatékonyabbnak bizonyult a kilúgozás javítására, mint a homok vagy faforgács (Shaygan et al. 2017).

Sótűrő növények

A sós öntözővíz kezelési stratégiájának egyik fontos alapeleme, hogy a sótoleráns növények kerüljenek kiválogatásra a növénytermesztés során (Ayers és Westcot 1989, Maas és Grattan 1999). Lokhande és Suprasanna (2012) szerint ezek a növények helyettesíthetik a hagyományos mezőgazdasági növényeket, ezáltal sós talajok és sós öntözővizek válnak növénytermesztésre felhasználhatóvá. Vermes (1977) szerint 2000 mg/l-nél nagyobb sókoncentrációval rendelkező szennyvíz öntözése mellett sótűrő növényzet telepítése szükséges. Szabolcs és Darab (1980) szerint a nátrium-karbonát típusú szikeseknél 0,5% oldható sótartalom a növények fejlődését teljes mértékben gátolja, míg szulfátos sófelhalmozódás esetén ugyanez a sókészlet a talajt gyengén vagy közepesen sóssá teszi. Pettygrove és Asano (1985) szerint 3 dS/m feletti fajlagos elektromos vezetető képességgel rendelkező víz esetén az öntözés intenzív és óvatos kezelést, a kilúgozási arány növelését és a sótűrő növényzet termesztését követeli meg. Petrasovits (1988) szerint a talajokban található egyik legkárosabb só a nátrium-klorid, amely 0,2%-os mennyiségben már megakadályozza a

gazdaságos növénytermesztést a legtöbb növényfajta esetén. Richards (1954) szerint a növények sótoleranciájának mértéke három tényező szerint állapítható meg: (1) a növény képessége a sós talajon való túlélésre, (2) a terméshozama sós talajon, (3) relatív terméshozama a nem sós körülmények közt fejlődött egyedekhez képest. Figyelembe véve ezeket a tényezőket három fő csoportba osztotta a növényeket a nagy, közepes és alacsony sótoleranciát különböztetett meg. Az első, nagy sótűrő képességgel rendelkező csoportba tartozó legfontosabb növények pl. datolya pálma, kelkáposzta, spárga, spenót, borsó, cukorrépa, árpa, gyapot, repce. Jó példa a sótűrő növényre a kukorica, Wang et al. (2016) szerint a kukorica átlagos terméshozamának csökkenése nagy sótartalmú öntözővíz (3 g/l) esetén sem következett be (átlagos hozama 7811 kg/ha), ugyanakkor 622 kg/ha termés mennyiséggel csökken a hozama és a vízfelhasználási hatékonyság $0,05 \text{ kg/m}^3$ (WUE) értékkel csökken az öntözővíz további 1 g/l sókoncentráció emelkedése esetén.

Termesztéstechnológia

Rhoades et al (1992) szerint az egyes növények termesztéstechnológiájának a sós vízzel történő öntözéshez való igazítása is hozzájárulhat a szennyvíz káros hatásainak mérsékléséhez. Bernstein et al. (1955, in Rhoades 1992) szerint a vetőmagágy előkészítése lehetőséget ad a mag sós környezetének megszüntetésére. Erre egyik lehetőség a dupla soros magágy kialakítása, amikor a mag vagy a palánta a két sor tetejére kerül, ekkor a sófelhalmozódás a sorok alján középen történik (ahol a víz összefolyik). A legjobb lehetőség, amikor a magágy körüli két „bakhát” lejtős részére kerül a növény vagy a mag, mert ekkor a sorban fordul elő sófelhalmozódás és a „váll” részek sómentes környezet biztosítanak a csírázáshoz. Minhas (1996) szerint a mustár vetést megelőző kilúgozó öntözése hatékony a növény só toleranciájának növelésében.

Párolgás csökkentése

Sigmond (1923) szerint a szikjavítás egyik módszere a párolgás elleni védekezés, amelynek három módját ismerteti: beárnyékolás, betakarás és a feltalaj fellazítása. Sigmond (1923) a homokot nem javítóanyagként, hanem betakarásra ajánlja a szalma, lehullott levelek vagy szalmás istállótrágya anyagok mellett, de mivel ezek egyéves növény esetén évente beszántásra kerülnek, fás kultúrák esetén javasolja alkalmazni. Simmons et al. (2010) szerint felszíni párolgás csökkentése a növény maradványok szántóföldön hagyása által hozzájárul az öntözővízből eredő szikesség mértékének csökkentéséhez (Simmons et al. 2010). Viljamsz (in Darab 1955) szerint a másodlagos elszikesedés ellen a „füves rendszerű földműveléssel” védekezhetünk, és fontos szerepet tulajdonít az összefüggő növénytakarónak. Szerinte a növénytakaró hiányában bekövetkező erőteljes párolgás (felfelé irányuló kapilláris vízmozgás) a szikesedést okozó sók kicsapódását eredményezi. Kovda (in Darab 1955) szerint a szabad, növényzettel nem borított vagy gyéren borított felszíneken erőteljesebb a szikesedés. Chen et al. (2015) szerint a szalma mulcsként való alkalmazása a vízfelhasználást 12-27% -kal csökkentette csepegtető öntözéssel folytatott kísérletében, ezen kívül hatásos volt a sófelhalmozódás megakadályozásában is az észak-kínai sós-tengerparti városi környezetben, ahol a nátrium-klorid tartalmú talajvíz és a szél párologtató hatása miatt a sófelhalmozódás állandó probléma.

Fitoremediáció

Sigmond (1923) szerint a beárnyékolásnak az az alapgondolata, hogy a dús növényzet elzárja a talaj felületén át való párolgást és helyette a növényen keresztül párolog el a víz, a felszívott sók, pedig a növényben halmozódnak fel és így a talaj sótartalma lassan egyre apad. Erre alkalmas növénynek az ausztráliai sósbokrokat és az orosz bogáncsot találta külföldi példák alapján, amelyekből 5 tonna aratásával 1 tonna só-távolítunk el a területről, mivel hamuanyaga közel 20%. További növényként említi még a Bermuda-füvet, illetve a nádat és kákát, amely sok só-t képesek felhalmozni. A talaj sókészletének csökkenését okozhatja a

növények által felvett só mennyisége Darab (1965) szerint is. A témában legutoljára megjelent szemleciikk szerint a szikes talajok növények általi kármentesítése hatékony, megfizethető és környezetvédelmi szempontból fenntartható beavatkozás, habár hosszú előkészítési időt és teljes figyelmet és szakértelmet igényel az alkalmazása (fitoremediáció), (Nouri et al. 2017). Nouri et al. (2017) szerint az előbbieken kívül további kihívásai a „zöld kármentesítésnek”: a szennyezett növényi részek további sorsa, a szennyezés talajmélysége és a szennyezés heterogenitása, amely megköveteli a különböző fitoremediációs módszerek együttes alkalmazását és a növényfajták gondos összeválogatását. Egy két évvel korábban megjelent publikáció a feladatra legalkalmasabb növényfajták összefoglalása mellett a mezőgazdasági technikák szerepét is hangsúlyozza a növényekkel történő talajjavítás során (Jesus et al. 2015). A tanulmány szerint a fitoremediáció hatékonysága növelhető az alábbi agrotechnikai módszerek alkalmazásával: (1) a túllöntözés alkalmazásával a felszínen megjelenő víztócsák növelik a növények sófelvételét, (2) a halofita növények vagy rizs vetésforgóba illesztésével (ami valamilyen gazdaságosan termesztendő növény követ) a másodlagos szikesedés megelőzhető vagy mérsékelhető, (3) agroerdészet vagy köztes termesztés alkalmazásával a talajjavítás párhuzamosan végezhető az eredeti növénytermesztéssel. Habár önmagában a fitoremediáció hosszú időt vesz igénybe és elsősorban a szikes talaj javítását szolgálja a sós vízzel történő öntözés egyik intenzíven fejlődő stratégiai elemének tekinthető.

Az öntözési mód helyes megválasztása, az öntözővíz hígítása és a víz gipsszel való javítása további hatékony eszközök a szikesség megelőzésében, amelyeknek az ismert kedvező hatásait a következő fejezetekben részletesen szeretném bemutatni.

2.6.1. Az öntözővíz hígítása

Szabolcs (1961) szerint az öntözővizek mechanikai vagy más szóval fizikai javításának egyik formája, hogy a nagy sótartalmú vagy nagy szikesedési hányadossal rendelkező vizet jó minőségű vízzel keverjük, ezáltal felhígítjuk. Az eljárás olyan esetekben alkalmazható, amikor az öntözővíz az elsőrendű vízkivételnél mutat kedvezőtlen tulajdonságokat, ilyenkor megfelelő mennyiségű, jó minőségű víz hozzákeverésével olyan állapotban hozzuk a vizet, hogy az a későbbiekben öntözésre felhasználhatóvá válik.

Szilágyi (1942) szerint a szeszőfőzdék, len- és kenderáztatók vize, bőrenyvygyár vize, vágóhíd és cukorgyár vize hígítás után alkalmas öntözésre. Nyéki és Ujj-Mészáros (1969) szerint a Péti Nitrogén Művek szennyvize tiszta vízzel, 1:1 arányban hígítva elegendő nitrogént tartalmaz nagy termékek eléréséhez, azonban az így keletkezett kisebb sótartalmú víz az öntözés szempontjából kedvező. Kutera (1971) szerint az élelőztőipari szennyvizek tenyészidőn kívül hígítás nélkül alkalmasak szántóföldi öntözésre, de tenyészidőben csak tiszta vízzel 1:1 vagy 1:2 arányú hígítással használhatóak fel öntözésre. Tompa (1977) szerint a Gyulai Szennyvízöntöző Telep drénhálózata által összegyűjtött nagyobb sótartalmú csurgalékvizek nem jelentenek veszélyt a Fehér-Körösre, tekintettel a keveredő vízmennyiségekre és a folyó kiváló vízminőségére. Hasonló megállapítás olvasható 40 évvel később: Ritzema (2016) szerint a drénezett területeken keletkezett csurgalékvizek visszatáplálása a nagyobb öntözőrendszerbe automatikusan a jobb minőségű öntözővízzel való keveredését eredményezi, ez javítja a drénvíz minőségét és egyfajta megoldást is jelent annak elhelyezésére. Albert (1977) és Pescot (1992) szerint is a nagy sótartalmú öntözővizet sószegény, (jó minőségű, nem nátriumos) vízzel lehet hígítani, a hígításnak gátat szabhat az a tény, hogy ott ahol kellene, általában nem áll rendelkezésre jó minőségű víz. Pescod (1992) szerint nagy sótartalmú szennyvíz öntözéses felhasználása előtt az egyik lehetőség a víz javítására, hogy más elérhető vízforrásból származó vízzel legyen hígítva. Pescod (1992) szerint a módszer alkalmas a sós talajvíz felhasználására is, amennyiben kis sókoncentrációjú szennyvíz érhető el öntözésre, akkor a talajvíz öntözésre alkalmassá tehető a keverés által. Malash et al. (2005) szerint a legnagyobb paradicsom terméshozam felszín édesvíz (0,55 dS/m) és sós öntözővíz (4,2-4,8 dS/m) 3:2 arányban történő keverése mellett volt elérhető. Yu et al. (2012) szerint a nagy sótartalmú szennyvizek kezelésére megoldás lehet a szennyvíz és édesvíz keverése, melyek optimális keverési aránya szerinte 2:1

és 1:2 között van a növények növekedéséhez. Simmons et al. (2010) szerint a szennyvíz édesvízzel való együttes öntözése megvalósulhat hígítás által vagy a két különböző víz ciklikus alkalmazásával. (Sajátos példák erre, amikor egymás után kerül felhasználásra az édes és sós, pl. csírázáskor édesvíz, később sósvíz a növény sótoleranciájától függően vagy amikor funkció szerint kerül kiválasztásra az öntözővíz: pl. öntözéshez sós víz a vegetációs időszakban, de kilúgozáshoz édesvíz a betakarítás után a csapadékmennyiség kiegészítésére (Beltrán 1999). Costa és Aparicio (2015) szerint a nagy só (0,8-2,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$) és hidrogén-karbonát tartalmú (452-763 mg/l) öntözővíz alkalmas lehet kiegészítő öntözésre rain-fed növénytermesztés esetén, amennyiben a maximális öntözővíz mennyiséget a csapadék függvényében és a víz SAR értéke alapján állapítják meg, megfelelő hígulást elérve. Alrajhi et al. (2017) kísérletében az öntözésre felhasznált nyers szennyvizet nagy EC érték (2,6 dS/m) és nátrium tartalom (275 mg/l) jellemezte, amelyet ezért esővízzel keverve használt fel öntözésre.

2.6.2. Gipsz alkalmazása a szikes talajok javítására

Az öntözővízhez adott gipsz kétféleképpen fejthet ki kedvező hatást: talajjavító anyagként és az öntözővíz nátrium-karbonát és nátrium-hidrogén karbonát tartalmának semlegesítésével. Arany (1955) szerint a vízben a szódát a Ca^{2+} ion koncentráció növelésével semlegesíteni lehet, az ezen felül bevitt kalcium a semleges alkáliák által előidézhető szikesedést mérsékli vagy javítja a talajt, ily módon öntözéses termesztéssel kapcsolatban talajjavítás is végezhető. A gipsz a szikes talajok és a savanyú talajok javítására széles körben alkalmazott javítóanyag a sokoldalú kedvező hatásának eredményeképpen (Shainberg et al. 1989).

Sigmond (1923) szerint a Tisza menti kötött szikjeink a vizet nem eresztik át, a szikesek árasztó öntözése nem vezethet a sók mélybemosásához. A gipszezés és erős fellazítás jelenthet megoldást a szikesek javításában, de alagsóvezetés is szükséges, mert az altalaj vízszintje (különösen, ha öntözünk) hamar felemelkedik (Sigmond 1923). Kreybig (1938) szerint a szikesek javításánál az a lényeges, hogy a nátriumot kalciummal helyettesítve, a kalciummal telített talajokra jellemző kedvező tulajdonságúvá alakítsuk át. Darab (1965) szerint a javítóanyagok alkalmazásának alapja, hogy a talajba olyan sókat viszünk be, amelyek a talaj kolloid-részecskéihez kötött nátriumionokat kicserélni képesek. A kicserélődés a talaj kolloidok felületén kötött kationok és a talaj folyadékfázisa között megy végbe, mértéke függ a talajoldat kémiai összetételétől és attól az erőtől, amellyel a kation a talaj kolloid részecskéinek felületéhez kötődik. A kalciumion húszszor erősebben kötődik a talajkolloidok felületéhez, mint a nátriumion. Minél több kalcium van a talajoldatban, annál nagyobb a kicserélődés mértéke és annál eredményesebb lehet a kémiai javítás. A javítás eredményessége növelhető a javítóanyag oldhatóságának növelésével is, a gipsz javítóanyag oldhatósága nagyobb, mint a szénsavas mészé (Darab 1965). Szabolcs és Darab (1980) szerint szolonyec talajok és szódás szolonszók-szolonyec talajok esetében a gipsz vagy más kalcium-szulfát tartalmú anyag alkalmas a talajok javítására, mert szulfát típusú sófelhalmozódás esetén a nátrium-szulfát kilúgozása csökkenti a talajoldat szulfátion koncentrációját és ezzel egyidejűleg növeli a kalcium-szulfát oldhatóságát, ez a jelenség növeli a kalcium-szulfáttartalmú anyagok talajjavító hatását. Herke (1983) szerint a szikes talaj felső, 20-25 cm-es megmunkált talajrétegének megjavításához a benne levő adszorbeált nátrium-karbonát és nátrium hidrogén-karbonát tartalommal (Herke-féle Na-érték) egyenértékű gipszet, vagy más hasonló anyagot szükséges a talajba adni. Nem szükséges az adszorbeált Na^+ ion teljes mennyiségét Ca^{2+} -ionra kicserélni, elegendő a kicserélhető Na ionok részarányát a kötött talajoknál a kicserélhető nátrium 5-7%-ára, a homokos vályogtalajoknál 10-20%-ára csökkenteni. Harmati (1965) szerint az eredetileg vízzáró talaj kapilláris vízemelése növekedett 20, 40, 80 t/ha gipsz javítóanyagok hatására 33 éves szűnyogpusztai kísérletben. Abdel-Fattah (2012) talajoszlapon végzett kilúgozó kísérlete alapján megállapította, hogy a gipsz javítóanyag rizs szalma vagy vízi jácint komposztal együtt alkalmazva hatékonyabb a szikes vagy másodlagosan elszikesedett talajok javítására, mint önmagában alkalmazva. Setia et al. (2013) szerint akár

nagy, akár kicsi a talaj összes oldható sótartalma, a kicserélhető kalciumionnak jelentős szerepe van az oldott szerves szén (DOC) adszorpciójában, ezért az öntözővízzel kiadott kalcium csökkentheti a DOC veszteséget a növekvő szén stabilitáson keresztül. Li et al. (2015) szerint a Jangce-torkolat talajának kicserélhető nátrium százalék értéke két év alatt 50%-kal csökkent 45 t/ha dózisonál nagyobb gipsz javítóanyag kijuttatása mellett. Jesus (2015) szerint a gipsz alkalmazásával elősegíthető a növények nátrium felvétele, egyfelől mert a szikes talajban a növények kalciumhiányát pótolja, másrészt a kalcium kijuttatással több nátrium válik elérhetővé a talajban, amely korábban adszorbeált formában volt jelen. Costa et al. (2016) szerint a talajművelés és a talaj gipsszel történő javítása egyaránt alkalmasak voltak a nátrium-hidrogén-karbonát tartalmú öntözővíz által elszikesedett talaj SAR értékét csökkenteni és a talaj beszivárgását javítani, ugyanakkor talajművelés nélkül nem volt javulás elérhető, ezért alternatív megoldásnak találja az öntözővíz gipsszel való kezelését alkalmazni talajkímélő művelés esetén (no tillage).

2.6.3. Gipsz alkalmazása az öntözővíz javítására

Balog (1931, in Szerényi 1988) már az 1930-as évek elején felismerte az öntözővíz javításának lehetőségét, amelyhez kalcium tartalmú javítóanyagot javasolt. Szerinte az Alföld szikmezői alkalmasak a Tisza árvizének tárolására, amely nyáron öntözésre használható fel, ugyanis úgy ítélte meg, hogy sziksót magába vevő vizet könnyű megszabadítani a kártevő tulajdonságaitól égetett mész hozzáadásával, könnyebb és költséghatékonyabb az öntözővizet javítani, mint a szódás szikmezőt mészkölszttel javítani (1931, in Szerényi 1988). Mados (1940) szerint amennyiben az öntözővíz beszivárgási mélységét szikes vízzáró talajréteg korlátozza az erősen gipszes vizek feltétlenül kedvezően hatnak az adott réteg vízgazdálkodási tulajdonságaira. Mados (1940) felszíni-, kút- és szennyvizek öntözésre való alkalmasságának vizsgálata során megállapította, hogy a kútvizek közül a gyomai kútvíz 21,63 mgeé/l összes sótartalom mellett is kitűnő öntözővíznek minősíthető, amely nagy gipsztartalma miatt szikjavításra is alkalmas. Richards (1954) vízminőség osztályozása szerint a 250 dS/m-nél kisebb EC-vel, de 18-nál nagyobb SAR értékkel rendelkező vagy a 250-750 dS/m közötti EC-vel rendelkező és 26-nál nagyobb SAR értékű vizek esetében a vizek gipsz hozzáadásával javíthatóak. Azokon a talajokon, ahol az alkalmazott öntözővíz 250-750 dS/m EC, 18-26 SAR értékű vagy 750-2250 dS/m EC, 10-18 SAR értékű a talaj időszakos gipszes javítása javasolt. Arany (1955) szerint a szikes víz, ha kis szilárd maradékú, esetenként javítással alkalmassá tehető öntözésre. Arany (1955) szerint a vízjavítás eredményeit a növényzet fejlődése és terméseredmények is visszatükrözik, mivel ha a víz javítható és a talaj és víz közötti egyensúly fenntartható, a terméseredmény nem marad el. Dzubay (1957) szerint a Ca+Mg: Na arány az egyes öntözőrendszerek vizében eltérő lehet (3:1, 2:1), mivel ezeknek a vizeknek a szárazmaradéka 200-300 mg/l között van, emiatt a vizek gipszezése valószínűleg eredményes lenne. Vermes (1977) szerint, ha a szennyvíz nátrium százalék értéke meghaladja a 40-50%-ot, kémiai vízjavítással lehet csökkenteni. Purves (1977) szerint a szennyvíz mésszel való kezelése hasznos kalciummal látja el a talajt és stabilizálja a talaj pH értékét. Albert (1997) szerint lúgosan hidrolizáló nátrium sókat tartalmazó vizek kémiai javítása történhet gipsszel, amennyiben kis sókoncentrációjú hidrogén-karbonátos víz. Ezen kívül, hajtásban előfordulhat, hogy a termesztett növény savanyú közeget kíván, a savanyú öntözővíz előállításához, pH értékének csökkenéséhez savanyúan ható sóval (vasgálic, gipsz, kalcium-nitrát), vagy savval (kénsav, foszforsav) kell a vízjavítást elvégezni (Albert 1997). Filep (1999) szerint a lúgosan hidrolizáló Na-sókat (Na_2CO_3 -ot és/vagy NaHCO_3 -ot) tartalmazó szikes vizek kémiai javítása kalciumot tartalmazó javítóanyag hozzáadásával történhet. A javítóanyag szükséglet számítása:

$$x = S_{ze} * E \quad (8)$$

ahol x = a javítóanyag mennyisége (mg/l vagy g/m³), S_{ze} = szódaegyenérték, E = a javítóanyag egyenérték tömege (gipsz esetén 86,1). Hopkins et al. (2007) szerint a kis EC értékű

víz beszivárgási problémát okoz az aggregátumok szétesésén keresztül, amely megelőzhető, ha gipsz hozzáadásával növeljük a víz EC értékét 0,2-0,3 dS/m értékre. Simmons et al. (2010) a nagy sótartalmú vizek hosszú távú öntözéses felhasználása esetén a víz hígítását és ahol elérhető, Ca tartalmú anyag hozzáadását javasolja helyspecifikus, megelőző gyakorlat és kezelési stratégia részeként. Vyas és Jethoo (2015) szerint az öntözővíz nagy nátriumtartalmú víznek tekinthető az indiai vízminőség osztályozás szerint, ha az 18 és 26 közötti SAR értékkel rendelkezik, azonban jó drénviszonyok, megfelelő kilúgozás és gipsz hozzáadásával alkalmas öntözésre.

A nagy sótartalmú, nem hagyományos vízzel történő öntözés kitörési pontjai közt olyan elemek találhatók, amelyek segítségével (az egyébként öntözésre kevésbé alkalmas) marginális vizek felhasználhatók válnak. A módszerek közé tartozik a természetes vagy mesterséges kilúgozás, drénezés, megfelelő talajművelés és termesztéstechnológia alkalmazása, talajjavító anyagok kijuttatása, sótoleráns és sóakkumuláló növények kiválasztása, a talajfelszín párolgásának csökkentése és az öntözővíz kezelése, amely utóbbit a kísérletünk során alkalmaztunk. A fenti lehetőségek bizonyítják, hogy létezik lehetőség olyan vizek környezeti szempontból fenntartható felhasználásra is, amelyeket korábban nélkülözhattünk a rendelkezésre álló bőséges édesvízkészlet miatt.

2.7. Következtetésem az irodalmi előzményekben összefoglalt ismeretek alapján

A klímaváltozás és népességnövekedés hatására egyre nagyobb ütemben növekvő ivóvíz és mezőgazdasági vízigény következtében a rendelkezésre álló édesvízkészleteink egyre kisebb mértékben képesek az emberiség ellátását szolgálni. *A vízkonfliktusok kezelésének egyik lehetősége „új”, pontosabb kifejezéssel élve eddig nélkülözött, vízforrások (újra) felfedezése és használatba vonása.* Az alternatív vízforrások, elsősorban használt vizek mezőgazdasági felhasználása világszerte egyre elterjedtebb az arid és szemi-arid régiókban, melyeket a vízhiány a legerősebben sújt. A példaként hozott országok (Málta, Ciprus, Spanyolország, Izrael) a feltétlenül szükséges szennyvízfelhasználás következtében, olyan környezeti kockázatokkal szembesültek, amelyeket a szennyvíz vízminősége idézett elő.

A jövő agrár- és természettudományi kutatási célkitűzései között olyan kérdéseknek kell szerepelniük, amelyek segítségével a fenti kihívásokra gyorsan tudunk reagálni. Az eddigi kutatási eredmények alapján jól ismert a faültetvények szerepe a szennyvíztisztításban, az öntözővízzel szemben támasztott minőségi követelmény, az antropogén szikesedés (a szennyvízfelhasználás egyik legnagyobb környezeti kockázata) elméleti háttere. Ugyanakkor ezek az ismeretek egymástól gyakran elszigetelt formában találhatók meg. *Napjainkban szükség van az eddig megszerzett ismeretek integrálására és a fenti témákhoz tartozó kutatások aktualizálására az új környezeti kihívások követelménye szerint.*

Összegzésemben két fontos témát szeretnék kiemelni. A korábbi kutatások megismerése során azzal szembesültem, hogy a faültetvények szerepe rendkívül sokrétű. Az ültetvényeket eltérő célokkal telepítik. Egyik nagy csoportba tartoznak azok, amelyeknek elsődleges célja a biomassza termelés, ezáltal a bioenergia előállításához szükséges alapanyag biztosítása. A másik nagy csoportba az ökoszisztéma szolgáltatás valamelyik szerepkörét betölteni szándékozó ültetvények tartoznak. Ugyanakkor napjainkban már felismerték, hogy az ültetvényeknek egyszerre kell ezeket a célokat teljesítenie, viszont csak egyetlen esetben találkoztam annak megítélésével, hogy az ültetvény biomassza produkciója vagy a szennyvízkezelésben betöltött szerepe-e a jövedelmezőbb. Véleményem szerint a jövőben fontos lesz annak a kérdésnek a megválaszolása, hogy *hogyan használható fel a szennyvíz az ültetvények víz és tápanyag igényeinek kielégítésére oly módon, hogy az jövedelmezővé váljon a gazdálkodók számára, ugyanakkor ne legyenek hosszútávú hátrányos környezeti hatásai. Ennek megoldásával a körforgásos gazdaság önmagát erősítené és az állam szerepvállalása csökkenthetővé válna.*

Megítélésem szerint a második fontos témakör a sós vízzel történő öntözés stratégiája. A 2.6. fejezetben igyekeztem a legfrissebb kutatások alapján a lehető legtöbb megoldást/kitörési pontot bemutatni, amelyek alkalmazásával több vízforrás válhat mezőgazdasági felhasználásra alkalmassá, ugyanakkor azok talajdegradációs hatása mérsékelt. Ismereteim szerint a fejezetben ismertetett módszerek a hazai szakirodalomban nem voltak eddig ilyen formában megtalálhatóak, viszont *következtetésem szerint valamennyi felsorolt módszer (amely a javasoltnál nagyobb sótartalmú vizek felhasználását célozza meg) kutatása és fejlesztése legalább olyan fontos jövőbeli feladat, mint az ezekkel kapcsolatos ismeretek átadása a gyakorlat számára.*

3. Anyag és módszer

3.1. A Békési-sík jellemzése

A vizsgálat helyszíne üzemi terület, amely Szarvason, a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ Öntözési és Vízgazdálkodási Osztályának kezelésében található. A kísérleti terület a Békési-síkon helyezkedik el. A kistáj 82,6 és 92,1 m közötti tszf-i magasságú, jelenleg magasártéri szintben elhelyezkedő marosi hordalékkúpsíkság peremi része. A kistáj az alacsony ármentes síkságok domborzattípusába sorolható; felszínén mozaikszerűen rossz lefolyású, alacsony síksági típusok is megtalálhatóak (Dövényi 2010, Marosi és Somogyi 1990). A Békési-sík a mérsékelt meleg és a meleg éghajlati öv határán terül el, az északnyugati része a legszárazabb. A napsütéses órák évi összege 2000 körüli, az évi középhőmérséklet 10,2-10,4 °C, míg a vegetációs időszaké 17,1-17,3 °C –ról 17,3-17,5 °C –ra növekedett 2010-re (Marosi és Somogyi 1990, Dövényi 2010). A kistáj éghajlata szerint öntözés nélkül a szárazságtűrő növényeknek felel meg (Marosi és Somogyi 1990). A kistáj területén számos csatorna és holtág található, amelyek a vizüket a Fehér-Körösbe, a Kettős-Körösbe és a Hármaskörösbe vezetik. A kistáj száraz, gyér lefolyású, erősen vízhiányos terület, amelynek 95%-át szántóföldek és lakott területek borítják. A természetes vegetáció megszűnte előtt erdőssztyep-lőszsztyep jellemezte (Dövényi 2010, Marosi és Somogyi 1990).

3.1.1. A kistáj és a szabadföldi kísérleti tér talajviszonyai

A táj nagy részét (38%) löszös üledéken kialakult, vályog mechanikai összetételű, 3-4% szerves anyagot tartalmazó, jó termékenységű alföldi mészlepedékes csernozjom jellemzi (Marosi és Somogyi 1990). Mélyben sós változatai csak 1% területen találhatóak meg. A nehezebb mechanikai összetételű (agyagos vályog), nem felszíntől karbonátos réti csernozjom talajok 8%-nyi, a mélyben sós változataik 32%-nyi területen fordulnak elő. A csernozjom talajok zömmel szántóként hasznosíthatóak. A kistáj 18%-án szikes talajok találhatóak. A nem szikes, löszön képződött agyagos vályog, agyag fizikai féleségű réti talajok 3%-nyi területen jelennek meg, kémhatásuk gyengén savanyú, hasznosításuk főként szántó (75%) és rét-legelő, illetve ligeterdő lehet (15%). Szarvastól délre a hordalékkúp-nyúlványok gyenge lefolyású árteret zárnak körül, amelyen sztyeppesedő réti szolonyec és szolonyeces réti talaj található meg, melyek felszíne a talajvíztől csaknem teljesen elszikesedett (Marosi és Somogyi 1990, Dövényi 2010).

A fűz-nyár kísérleti terület a Bikazugi Körös-holtág ölelésében található, közigazgatásilag Békésszentandrás területén helyezkedik el és a NAIK ÖVKI üzemi területeihez tartozik. Az üzemi terület a Hármaskörös balpartján, az ún. Szarvas-Szentandrás nagykanizsban helyezkedik el (Darab és Ferencz 1969). A terület talajai folyóhordalékon alakultak ki. A Körös legfiatalabb öntéshordaléka jól elkülöníthető a löszös, agyagos-iszapos, illetve a kettő keverékéből képződött régebbi üledéktől. Az öntéshordalék kevésbé kötött, rétegenként és foltonként változó összetételű, homokos-agyagos-iszapos keverék, világos vagy sötétszürke és vörösesbarna színű. A hordalék lerakódása a szabályozás idejéig folyamatosan, hosszabb száraz időszakok kihagyása mellett folyt úgy, hogy közben a talajképződés megindulhatott. A löszös üledék a terület északi részén árvíz hatása alatt nem, vagy csak időszakosan volt, így színben és mechanikai összetételben is egyenletesebb, mint a déli terület, ahol mindinkább növekszik a világos szürke iszapos-agyagos rész aránya a vele tarka keveréket alkotó löszös eredetű, sárga színű üledékekkel szemben. A déli részen a szürke iszapos-agyagos üledék az uralkodó (Darab és Ferencz 1969).

Az üzemi terület („Bikazug”) talajának kialakulásában meghatározó szerepet játszott a talajvíz, a közeli talajvízhatás eredményeképpen a legtöbb talaj réti vagy réti típusú talajok csoportjába sorolható. A Kreybig-féle átnézetes talajismereti térképen (1:25000) a Bikazug jelentős része túlnyomóan savanyúbb, telítetlen talajok kategóriájába tartozik, melyek altalaja a felszín közelében nem tartalmaz szén-sav meszet. Jó víztartó és vízvezető képességgel

jellemezhető talajok. A típusos réti talajokat találjuk a gazdaság legmélyebb fekvésű, déli részén és öntés-réti talajokat a Körös mederhez közel fekvő részeken. Északon, a magasabb fekvésű területen, szolonyeces réti talajok, réti szolonyecsek találhatók. Ezek előfordulása megegyezik azokkal a területekkel, ahol a talajvíz sókoncentrációja és a talajvízben levő nátriumsók relatív mennyisége nagy. A legmagasabb fekvésű részeken, ahol a talajvíz hatása már gyengén érvényesül, csernozjom réti talajok találhatók (Darab és Ferencz 1969).

A kísérleti területen a Pannon Egyetem Georgikon Karának talajtani szakmérnök terepgyakorlata során, 2017. május 25-én történt talajszelvény feltárás (5. táblázat).

5. táblázat. A fűz-nyár kísérleti tér talajszelvényének morfológiai leírása

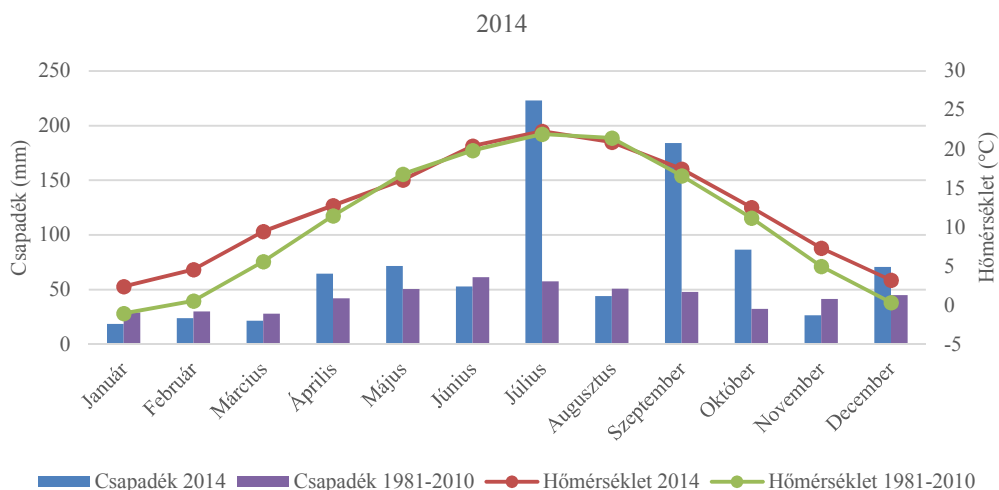
| <i>Szintek</i> | <i>Szín</i> | <i>Fizikai féleség</i> | <i>Szerkezet</i> | <i>Tömődöttség</i> | <i>Nedves ség</i> | <i>Pezs- gés</i> | <i>pH</i> | <i>Kivá- lás</i> | <i>Gyökér- zet</i> | <i>Átme- net</i> |
|-------------------------------------|-------------|----------------------------|------------------|--------------------|-----------------------|----------------------|-----------|----------------------|------------------------|----------------------|
| <i>A₁ 0-20 cm</i> | 2,5Y 3/2 | agyagos vályog | morzsás | laza | nedves | + | 7,8 | nincs | sok | éles |
| <i>A₂ 20-40 cm</i> | 2,5Y 3/4 | vályog | poliédere- s | tömödött | nedves | 0 | 7,6 | nincs | kevés | elmosó- dott |
| <i>B₁ 40-60 cm</i> | 5Y 4/1 | agyag | poliédere- s | tömödött | nedves | + | 7,2 | vas | kevés | tömödött -ségben |
| <i>B₂ 60- 100 cm</i> | 2,5Y 4/3 | agyag | morzsás | enyhén tömödött | nedves | + | 7 | vas | kevés | tömödött -ségben |
| <i>C 100 cm-</i> | 2,5Y 4/4 | agyag | morzsás | laza | vizes | ++ | 8 | mész- göbec- s | nincs | éles |

A talajszelvény mélysége 110 cm. A humuszos réteg vastagsága 70 cm. A szelvény felszínétől karbonátos és 100 cm alatt mészkiválások jellemzik (5. táblázat). A talajvíz megütött mélysége 110 cm, a talajszelvény teljes mélységében nedves (5. táblázat). A vízhatás jelei vaskiválások formájában mutatkoztak. A B₁ és B₂ szint különböző szerkezetű és tömődöttségű volt, amely az öntés jellegre utalt. A fentiek miatt a kísérleti tér talajtípusát karbonátos, humuszos öntéstalajként határoztuk meg a helyszínen. A talajtípus a Világ Referencia Talajadatbázisa alapján a Mollic Oxigleyic Calcic Fluvic előtagokkal ellátott Gleysol talajtípusnak feleltethető meg. Az új magyar osztályozás szerint a réti talaj fő típus, öntés réti talaj altípus vaskiválások változatának kritériumait elégítik ki a szelvény tulajdonságai (Michéli et al. 2015).

3.2. A kísérleti évek időjárásának elemzése

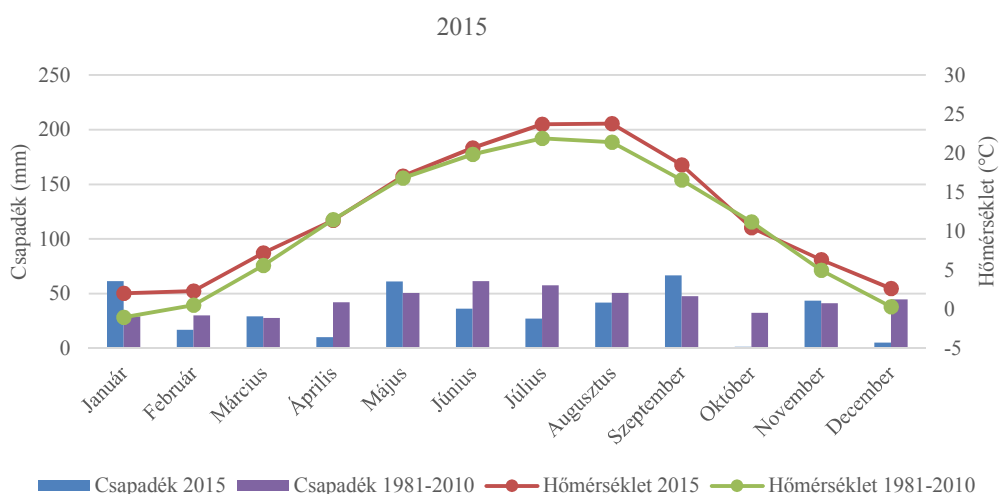
Az értekezés eredményei a 2014-2017 közötti időszak kísérleti évből származnak, ezért ezeknek az időjárási jellemzését végeztem el. A mérőállomás a liziméteres kísérlettől légvonalban 600 méterre, észak-északkeletre, a szabadföldi fűz-nyár kísérleti területtől 1,5 km-re északkeletre található. A 2014. évi időjárás legmeghatározóbb jelensége, hogy a 30 éves átlagos csapadékmennyiségnek (515 mm) több mint másfélszerese hullott, összesen 887 mm. Július és szeptember hónapokban hullott csapadék mennyiségek (223 mm és 184 mm) a 30 éves átlag értékek sokszorososa (1. ábra).

Az év első három hónapjában a hőmérséklet szintén meghaladta a sokéves átlagot, ugyanakkor a csapadék mennyisége mindhárom hónapban kisebb volt az átlagosnál. Április és május hónapokban 53%-kal és 41%-kal hullott több csapadék, mint a 30 éves átlagértékek. A hőmérséklet április és október között nem tért el jelentősen az átlagostól. A nyári hónapok hőmérséklete és csapadékmennyisége csak július hónapban tért el a térségre jellemző időjárástól. Az év második felében szeptember, október és december hónapokban a sokéves csapadék többszöröse hullott. Az utolsó két hónapban az év elejéhez hasonlóan a hőmérséklet ismét átlag felett alakult. Az éves átlaghőmérséklet 1,7 °C fokkal volt nagyobb, mint a sokévi átlag (10,8°C).



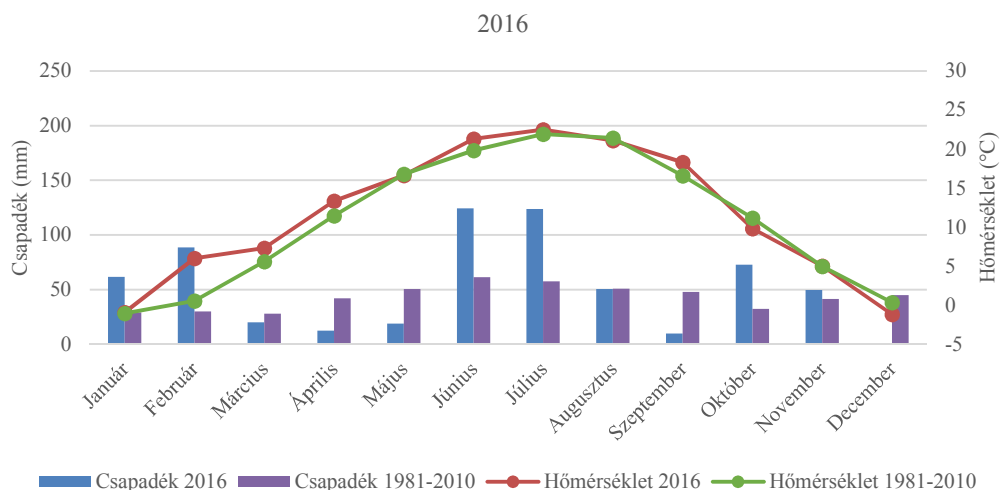
1. ábra. A 2014. évi időjárás hőmérséklet és csapadékadatai a 30 éves átlag értékekkel (forrás: NAIK ÖVKI)

Szarvas időjárása 2015-ben rendkívül száraz volt, összesen 400,6 mm csapadék hullott, ami több mint 100 mm-rel kevesebb a Szarvasra jellemző sokévi átlagos csapadékmennyiségnél. 2015-ben a téli hónapokra és július-augusztus hónapokban is jellemző az átlagnál nagyobb havi hőmérséklet és az évi átlagos hőmérséklet is meghaladja (+1,4°C) a sokévi értékeket (2. ábra). A nagy nyári hőmérséklethez kis csapadékmennyiség társult, július és augusztus hónapok között összesen 193 mm-rel esett kevesebb eső, mint 30 év átlagában ugyanabban az időszakban. Szeptemberben ugyan 40%-kal több csapadékmennyiség volt mérhető mint az átlagos, azonban a száraz nyarat száraz ősz követte. Október és december hónapokban a csapadék mennyisége mindösszes 1,4 mm és 5 mm volt.



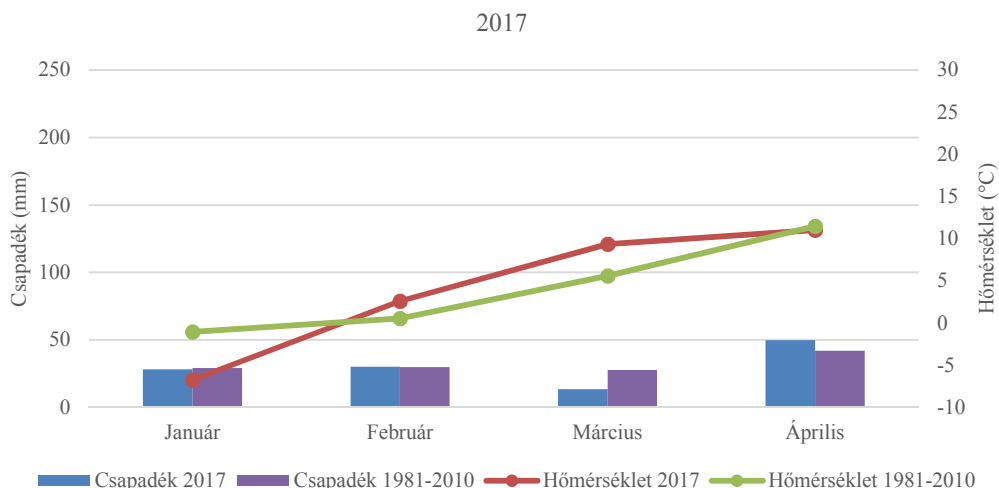
2. ábra. A 2015. évi időjárás hőmérséklet és csapadékadatai a 30 éves átlag értékekkel (forrás: SZIE AGK, Szarvas)

2016 időjárása szintén melegebb és csapadékosabb volt a korábbi mérésekkel összehasonlítva. Az éves átlag hőmérséklet 11,6°C, a csapadékmennyiség 633 mm volt. Az év első két hónapja csapadékos volt, összesen 150 mm csapadék volt mérhető. Ezt követően a tavaszi hónapokban kevés eső esett, csupán 51 mm, míg a sokévi átlag alapján március és május közt összesen 120 mm csapadék mennyiség jellemző Szarvasra. A száraz tavaszt követően csapadékos hónapok következtek, június és július közt 299 mm eső esett, ami 76%-kal több az ebben az időszakban jellemző átlagos mennyiségnél. Szeptember és december hónapokban a csapadék mennyisége csak 10 mm és 1 mm volt, azonban a köztes hónapokban átlagon felüli mennyiséget regisztráltak (3. ábra). A 2016. évi hőmérséklet az átlagostól jelentősen csak február hónapban tért el, ami 1,7°C-kal volt melegebb, mint a korábban mért értékek.



3. ábra. A 2016. évi időjárás hőmérséklet és csapadékadatai a 30 éves átlag értékekkel (forrás: SZIE AGK, Szarvas)

A 2017. év első négy hónapjának csapadék mennyisége hasonlóan alakult a 30 éves átlaghoz hasonlítva. Összesen 121,6 mm csapadék hullott. Április hónap volt a legcsapadékosabb és március a legszárazabb. A havi átlaghőmérséklet januárban 5,7°C fokkal volt hidegebb a sokévi átlagnál, azonban a február és március is melegebb volt az átlagosnál, míg az április azzal megegyező (4. ábra).



4. ábra. A 2017. évi időjárás hőmérséklet és csapadékadatai a 30 éves átlag értékekkel (forrás: SZIE AGK, Szarvas)

Mivel a kísérletekben az öntözések valamennyi évben különböző időpontokban kezdődtek el (technikai vagy időjárási viszonyoktól függően), egy összefoglaló táblázatot készítettem az öntözött és öntözetlen idények csapadék mennyiségeiről (6. táblázat). A NAIK ÖVKI Liziméter Telepén folyó kísérletben a második évben az öntözési idény két héttel volt rövidebb, ami alatt közel kétszer annyi csapadék volt mérhető, mint az azt megelőző, 2015. évi öntözött idényekben. A szabadföldi fűz-nyár kísérleti területen a 2014. évi, rendkívül csapadékos júliusnak köszönhetően öntözést csupán kétszer hajtottunk végre a 16 napos „öntözési idény” alatt. Az év második öntözetlen időszakában a Szarvasra jellemző, átlagos éves csapadékmennyiségnél 113 mm-rel több volt mérhető. A 2015-ös évben az öntözési idény hosszabb volt, ez idő alatt összesen 67,6 mm eső esett. A 2016. évi öntözött idény volt a vizsgált időszakok közül a leghosszabb, amely alatt 176,3 mm eső esett (6. táblázat).

6. táblázat. A kísérleti években előforduló öntözési idények hossza és az öntözött és öntöztelen periódusok csapadékmennyisége

| Liziméter Telep | | | Szabadföldi fűz-nyár kísérlet | |
|-----------------|--------------------------------|---------------|--------------------------------|--------------------------|
| | periódusok | csapadék (mm) | periódusok | csapadék (mm) |
| 2014 | - | - | 01.01.-06.17. | 211,8 |
| | - | - | 06.17.-07.03. (öntözési idény) | 47,4 |
| | - | - | 07.03.-12.31. | 627,6 |
| | | | | 2014-ben összesen: 886,8 |
| 2015 | 01.01.-06.15. | 193,2 | 01.01.-08.12. | 242,4 |
| | 06.15.-09.17. (öntözési idény) | 116,8 | 08.12.-09.14. (öntözési idény) | 67,6 |
| | 09.17.-12.31 | 90,6 | 09.14.-12.31. | 90,6 |
| | | | | 2015-ben összesen: 400,6 |
| 2016 | 01.01.-06.17. | 279,1 | 01.01.-07.04. | 331,7 |
| | 06.17.-08.31. (öntözési idény) | 220,6 | 07.04.-09.12. (öntözési idény) | 176,3 |
| | 08.31.-12.31. | 133,1 | 09.12.-12.31. | 124,8 |
| | | | | 2016-ban összesen: 632,8 |

3.3. A szennyvízöntözéses kísérletek koncepciója, módszere

Kutatásunk során három vízforrást használtunk fel energiafűz és nyár öntözésére, két helyszínen: a NAIK ÖVKI Liziméter Telepén és a fűz-nyár szabadföldi kísérleti területen.

A *kezeletlen szennyvíz (1)* egy szarvasi, intenzív üzemű (afrikai harcsa) halnevelő-telep közvetlen kifolyó használt vizéből (elfolyóvíz/szennyvíz) származott, amelyet a liziméteres kísérletünkben használtunk fel. Az átfolyóvízes rendszerben történő halnevelés során a halak takarmányozására nagy fehérjetartalmú tápokot használnak, amelyhez a megfelelő vízminőséget folyamatos vízcserevel, termálvíz kútból biztosítják. Emiatt naponta jelentős mennyiségű elfolyóvizet bocsátanak ki (~1000 m³/nap). A lecserélt víz nagy mennyiségben tartalmaz kiválasztott anyagcseretermékeket, ürüléket, egyéb szerves anyagot, esetleg vegyszert vagy antibiotikumot (Tóth et al. 2016). A szennyvíz termálvíz eredete miatt nagy összes oldott sótartalommal és nátrium koncentrációval rendelkezik és a nátrium-hidrogén karbonátos víztípusba sorolható. A szennyvíz öntözésre való alkalmasságának korlátjait a rétegvíz eredeti tulajdonságai okozzák.

A halnevelő-telepről kifolyó használt víz befogadója egy létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer, amely 4 tóból áll: két növényzet nélküli stabilizációs tóból és két vízi növényzetes tóból (Tóth et al. 2016). Az első stabilizációs tó (W1) kapja a halnevelő-telep mechanikusan szűrt szennyvizét, szivattyúzás útján (1. melléklet). Ennek éves mennyisége nagyjából 330 000 m³. Innen gravitációsan folyik tovább a W2-es stabilizációs tóba, majd onnan két, párhuzamosan kapcsolt vízinövényes tóba. A W1-es stabilizációs tóban történik az elfolyóvíz friss Holt-Körös vízzel való hígulása, valamint a tápanyagok kiülepedése is ebben a tóban kezdődik és itt a legnagyobb mértékű. A négytavas rendszer egy éves tápanyag eltávolításáról elmondható, hogy 3441 kg (55,37%) nitrogénnel, 382 kg (49,27%) foszforral és 16875 kg (92,35%) lebegőanyaggal csökkentette a természetes befogadó terhelését (Tóth et al. 2016). A fűz-nyár szabadföldi kísérleti területen az *első stabilizációs tóból származó vízzel (2)* öntöztünk.

Mindkét kísérleti területen kontroll öntözővízként a Szarvas-Békésszentandrás Holt-Körös (Bikazugi-holtág) vizét használtuk fel, amelyet a későbbiekben „*Körös vízként*” (3) neveztem meg.

A fenti három víztípuson kívül (halnevelő-telepről közvetlenül kifolyó szennyvíz, első stabilizációs tó vize, Körös víz) egy *kezelt szennyvizet (HG)* is alkalmaztunk öntözésre (4) , kizárólag a liziméteres kísérletben. A javítóanyag szükséglet számítását az első esetben a nyers szennyvíz (1:3 arányban) Körös vízzel történő hígítása után tettem meg, a (8) egyenlet alapján. A hígítás célja a víz összes oldott sótartalmának csökkentése a maximálisan javasolt 500 mg/l határérték körüli szintre, míg a hozzáadott gipsz javítóanyag célja a nátrium százalék

csökkentése volt. Számításaim szerint a Körös vizével hígított szennyvíz esetében a gipsz javítóanyag szükséglet 312 mg/l volt. A vízminőség elemzés során értékeltem még egy kezelt szennyvíz minőségét, azonban a kísérletben nem történt öntözés ezzel a vízzel. A nyers szennyvíz esetében a gipsz javítóanyag szükséglet 1196 mg/l-nek adódott. Mindkét javítóanyag szükséglet a gipsz oldhatóságának határa (2 g/l) alatt volt.

3.3.1. Kísérleti terek, öntözött növények, öntözési kezelések

A kísérleti telep 1971-ben létesült 1 hektáros területen. 5 blokkból épült fel, egy blokkhoz 64 db liziméter edény tartozik, összesen 320 db található a területen. A fém edényeket 8x4 m-es, 32 m² területű parcellák közepére helyezték el. Az edények térfogata 1 m³ (mélységük 1 m, felszínük 1 m²). A liziméterek alján 10 cm kavics-, fölötté 80 cm talajréteg helyezkedik el, a talaj feletti perem 10 cm. A kavicsréteg alkalmas a talajoszlopból leszivárgó víz összegyűjtésére, amely a liziméter alján egy kivezető nyíláson, csövön keresztül jut el az egyes blokkokhoz tartozó pincékhez, ahol a szivárgóvíz liziméteredényenként külön-külön összegyűjthető (2. melléklet).

A kísérlet megkezdése előtt a liziméter edények egységesen, rétegzettség nélkül, (bolygatott) feltalajjal lettek feltöltve 80 cm mélységben, 2014-ben. Tekintettel arra, hogy a vizsgált, mesterséges talajszelvényekben a talaj homogén tulajdonságokkal rendelkezik és genetikai talajszintek nem különíthetők el, illetve a teljes vizsgált mélység gyökérzónának tekinthető (0-60 cm) a statisztikai értékelés során a különböző mélységekből (0-20, 20-40 és 40-60 cm) származó értékeket egymás ismétléseinek tekintettem. Hasonló példát találtam erre egy idén megjelent amerikai tanulmányban: Ganjegunte et al. (2017) kommunális szennyvíz öntözés talajtani hatásait vizsgálta Nyugat-Texasban, mesterséges talajoszlopokon, ahol 0-10, 15-30, 30-45 és 45-60 cm mélységű talajminták eredményeit szintén egymás ismétléseként használta fel az értékeléshez. Kivételt képez ez alól a sómérleg számítás és a kicserélhető nátrium tartalomban bekövetkezett változások, amelyeket a talajréteg mélységének figyelembevételével is elemeztem.

A feltöltést megelőző talajvizsgálati eredmények szerint, a talaj nagy agyagtartalommal ($K_A > 55$, 70-80 % <0,02 mm), kis humusztartalommal (1,96-2,25%), kis mésztartalommal (<0,5%), 0,07-0,08 % sótartalommal, 6,35-6,55 pH értékkel rendelkezett. Darab és Ferencz (1969) által készített Szarvas-Bikazugi Gazdaságának genetikai talajtérképe szerint erősen szolonyeces réti talaj feltalajából származik a feltöltés. Az általunk telepítés előtt mért eredmények megegyeznek Darab és Ferencz (1969) által leírt, a területet jellemző, mélyben szolonyeces réti talajszelvény felszíni rétegének alapvizsgálati adataival: 0,08% összes sótartalom, 0,41% mésztartalom, 2,02% humusztartalom és 61% agyagtartalom. A MÉM NAK Új műtrágyázási irányelvek c. útmutatója alapján III. termőhelyi kategóriába sorolható (MÉM, 1987).

A tárgyalt öntözési kísérlet 64 liziméterben zajlik (3. melléklet, 4. melléklet). A NAIK ERTI két fajtajelölt fűz klónja (77, 82) 2014-ben lett telepítve. Egy edényben két egyed található, az edények körül 1,25 m illetve 0,75 m szélességű sáv található a szegélyhatás csökkentése érdekében. Minden klón kezelésenként 4 ismétlésben fordul elő. A kísérletben 8-féle kezelést alkalmaztunk: Kontroll (öntözetlen), szennyvíz 15 mm (H15), szennyvíz 30 mm (H30), szennyvíz 60 mm (H60), Körös víz 15 mm (K15), Körös víz 30 mm (K30), Körös víz 60 mm öntözési normával (K60) és végül a kezelt szennyvíz kizárólag 60 mm öntözési normával (HG) (7. táblázat). (Az értekezés további részeiben a 7. táblázatban szereplő kezelések rövidítéseit használtam.) Az öntözés mikroöntözési móddal történt (mikroszórós megoldással). Az öntözési fordulók száma időjárástól függően változott. A 2015. évi rendkívüli száraz nyárnak köszönhetően 13 alkalommal valósult meg öntözés, azonban 2016-ban a rendkívül csapadékos június és július hónapok miatt csak 6 alkalommal (7. táblázat).

7. táblázat. A NAIK ÖVKI Liziméter Telepen beállított fűz kísérleten beállított kezelések, azok jelölése és az első két öntözési idény alatt kijuttatott öntözővízmennyiségek összefoglalása

| Kezelés neve és jele | Öntözések száma | | Kijuttatott öntözővíz mennyiség (mm) | |
|--|-----------------|------|--------------------------------------|------|
| | 2015 | 2016 | 2015 | 2016 |
| <i>Körös 15 mm (K15)</i> | 13 | 6 | 195 | 90 |
| <i>Körös 30 mm (K30)</i> | 13 | 6 | 390 | 180 |
| <i>Körös 60 mm (K60)</i> | 13 | 6 | 780 | 360 |
| <i>Szennyvíz 15 mm (H15)</i> | 13 | 6 | 195 | 90 |
| <i>Szennyvíz 30 mm (H30)</i> | 13 | 6 | 390 | 180 |
| <i>Szennyvíz 60 mm (H60)</i> | 13 | 6 | 780 | 360 |
| <i>Hígított, gipszesített víz 60 mm (HG)</i> | 12 | 6 | 720 | 360 |
| <i>Kontroll (öntözetlen)</i> | 0 | 0 | 0 | 0 |

A fűz-nyár kísérleti tér 0,3 ha területen található. A területen a NAIK ERTI fajtajelölt fűz klónja (Naperti, 82) és az általuk nemesített Kopecky-nyár telepítve 2013-ban lett telepítve (5. ábra, 5. melléklet). A terület öntözése 2013-ban kezdődött (első öntözési idény) csévéldobos öntözőberendezéssel, majd 2015-ben (harmadik öntözési idény) és 2016-ban (negyedik öntözési idény) csepegtető öntözés történt (8. táblázat). Öntözetlen parcella nem található ebben a kísérletben. A területen található 18 parcella azonos méretű: 136,5 m². Egy parcella hossza 13 m, szélessége: 10,5 m. Minden parcellában 8 sor található. A sortávolság 2,5 m, a tőtáv 0,5 m.

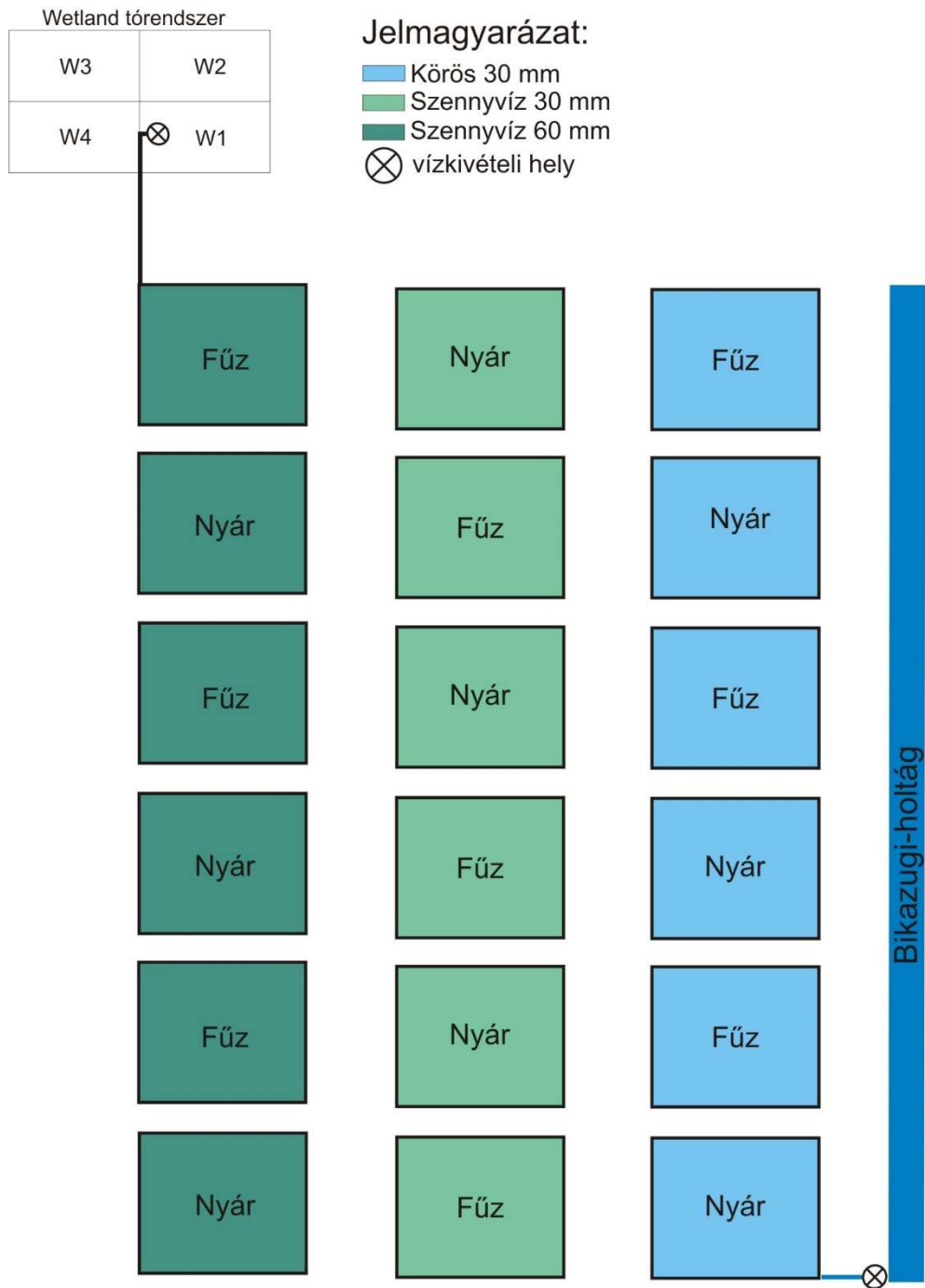
A kísérletben az öntözések száma az időjárási körülményektől függött, ezért a vizsgált években nem egyforma öntözővízmennyiség került kijuttatásra az ültetvényben (8. táblázat). Az öntözés 2013-ban, azonban a talajmintavétel csak 2014-ben kezdődött, ezért a talaj jellemzését, az időjárás figyelembevételét és az öntözések számának bemutatását is 2014-től kezdően jellemzem a későbbiekben.

8. táblázat. A fűz-nyár kísérleti területen előforduló kezelések és jelölésük, az öntözések száma és az éves összes öntözővízmennyiség összefoglalása

| Kezelés neve és jele | Öntözések száma | | | Kijuttatott öntözővíz mennyiség (mm) | | |
|------------------------------|-----------------|------|------|--------------------------------------|------|------|
| Év | 2014 | 2015 | 2016 | 2014 | 2015 | 2016 |
| <i>Körös 30 mm (K30)</i> | 2 | 4 | 4 | 60 | 120 | 120 |
| <i>Szennyvíz 30 mm (H30)</i> | 2 | 4 | 4 | 60 | 120 | 120 |
| <i>Szennyvíz 60 mm (H60)</i> | 2 | 4 | 4 | 120 | 240 | 240 |

A kísérleti terek öntözött növényei fűz és nyár. A Kopecky nyár (*Populus x euramericana* cv. *Kopecky*) Kopecky Ferenc által, a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet sárvári kísérleti állomásán létrehozott mesterséges hibrid (Tóth 2006). A kísérletben szereplő fűz klón (*Salix Alba*) földrajzi eredete Kelet-Magyarország. A fajta felhasználási célja energetikai célú termesztés, a fajta 2013-ban bekerült a nemzeti fajtaoltalmi jegyzékbe *Naperti* fajtanévvel.

Szabadföldi fűz-nyár öntözéses kísérlet (HRSZ 0153/21)
(Fűz: 82 klón Naperti, nyár: Kopecky-nyár klón)



5. ábra. A fűz-nyár szabadföldi kísérleti terület elrendezése

3.4. Mintavételek és vizsgálati módszerek

3.4.1. Vízmintavételek és laboratóriumi vizsgálatok

Az öntözővíz mintavétel a szarvasi, intenzív üzemű halnevelő-telepről közvetlenül elfolyó, kezelés nélküli elfolyóvízből (későbbiekben nyers szennyvíz) történt, a vizes élőhely első stabilizációs tavából (tóból származó szennyvíz) és a Hármaskörös Bikazugi-holtágából (Körös víz). A hígított és kémiaileg javított nyers szennyvíz (hígított+gipszezett szennyvíz), illetve a csak kémiaileg javított szennyvíz (gipszezett szennyvíz) mintavétele a NAIK ÖVKI Liziméter Telepén történt a kezeléseket követően. A mintavételezés 2015-ben kezdődött, az elemzéshez a 2015. és a 2016. évi vízminták vizsgálatának eredményeit használtam fel. A mintavételek az öntözési idő alatt, havi gyakorisággal történtek (valamennyi elemzéshez felhasznált víz mintavétele a MI-10-172/9-1990 sz. műszaki irányelv előírása szerint április 15. és szeptember 30. közötti időszakban valósult meg). Összesen 33 vízminta eredményét használtam fel az öntözővizek minőségének leírásához (6. melléklet). A vizsgálatok a NAIK ÖVKI Környezetanalitikai Központ Vizsgáló Laboratóriumába (KAK) készültek el a vonatkozó magyar szabvány szerint (6. melléklet). A pH, EC, m-lúgosság, hidrogén-karbonát, kationok (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) paramétereket az öntözővíz minőségének elemzéséhez használtam fel, amelyekből elsősorban a víz szikesítő hatására következtem. A klorid, szulfát paramétereket elsősorban az öntözőrendszerre való kockázatuk miatt értékeltem. A nitrogén, kálium és foszfor formáit az öntözővíz tápanyagtartalmának elemzéséhez és a csurgalékvíz összetételének, a nitrát szennyezés kockázatának felméréséhez használtam fel.

A csurgalékvizek mennyiségének regisztrálása 2015.07.03-án kezdődött. A naponta (munkanapokon) zajló mérések során minden kísérletben szereplő liziméter edényhez tartozó csurgalékvízgyűjtő edényben (összesen 64 db) keletkezett vizek mennyiségét feljegyeztük (mérés pontossága 0,02 dl) és a mérést követően az edényeket kiürítettük. A csurgalékvíz mennyiségek elemzéséhez a 2017.04.21-ig regisztrált adatokat használtam fel.

A tél végén keletkezett csurgalékvíz minőségének elemzéséhez 4 időpontban (2016.01.28., 2016.02.16., 2017.02.06., 2017.02.08.) keletkezett csurgalékvízminták (összesen 32 vízminta) laborvizsgálatai eredményeit használtam fel. A 2015-ben kezdődött kísérlet során kizárólag ezekben az időpontokban jelent meg valamennyi kezelésben csurgalékvíz, amely lehetőséget adott a teljes kísérlet jellemzésére. Minden vízminta azonos kezelésekből származó csurgalékvizek azonos mennyiségben összekevert átlagmintája. Azért került sor az átlagmintavételre, mert nem az egyedi lizimétereket kívántuk összehasonlítani, hanem a kezeléseket, így a korlátozott vizsgálati lehetőségek miatt a mintavételek számát növeltük a vizsgált időszakokon belül (öntözött és öntöztelen periódusokban) és az átlagmintavétel alkalmazásával csökkentettük az azonos időpontban vett minták számát. Az azonos kezelésből származó és különböző időpontokban megjelent csurgalékvizek vizsgálatai eredményeit egymás ismétléseinek tekintettem a statisztikai értékelés során, mivel azonos időszakból származnak. Kizárólag a 82-es számú klónnal telepített liziméter edényekben keletkezett csurgalékvizeket mintáztuk, ahol nem történt talajmintavétel, ott csurgalékvíz minőség vizsgálatokat nem végeztünk, mivel az eredmények értelmezése során a nem lett volna lehetőség azok talaj adatokkal történő összevetésére. A nyáron keletkezett csurgalékvíz minőségének elemzéséhez a 60 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésekhöz tartozó liziméter edényeken átfolyt vizeket volt lehetőségem mintázni. Az elemzéshez 2015., 2016. és 2017. években, június-július hónapokban vett vízminták eredményeit használtam fel (összesen 29 minta).

3.4.2. Talajmintavételek és laboratóriumi vizsgálatok

A talajmintavételek során minden esetben bolygatott, fűrt mintát gyűjtöttünk. A talajmintavételek mindkét kísérleti területen az öntözést megelőzően, tavaszi időpontban és öntözést követően, ősszel valósítottuk meg. (Ettől eltérés csak a 2014. évben, a szabadföldi kísérleti területen történt, amikor a mintavételre a vegetációs időszak közepén került sor.) A

Liziméter Telepen található fűz kísérletben az edények talaját 3 ismételtsben és három mélységben mintáztuk az alábbi időpontokban: 2015.07.03., 2015.11.03. és 2016.06.02., 2016.09.27., 2017.04.18. A három mélység: 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm volt. (Az előző évben feltöltött edényekben található talajok ülepedése következtében a felső perem legtöbb esetben 10 cm, máshol 15-20 cm mélységben alakult, ezért a negyedik mintázott talajréteg (60-80 cm) már jelentős mértékben kavicsal keveredett, így annak mintavételét nem tettük meg, hogy az edények legalsó („vízgyűjtő”) rétege sértetlen maradjon.) A szabadföldi fűz-nyár kísérleti területen (5. ábra) valamennyi parcella talaját, szintén 3 ismételtsben mintáztuk, évente kétszer az alábbi időpontokban: 2015.05.12., 2015.11.02. és 2016.05.04., 2016.09.28., 2017.04.20. A talajminták ezen a területen mélyebb talajrétegekből származnak, a mintavétel mélysége 0-30 cm, 30-60 cm és 60-90 cm volt.

A talajvizsgálatok a NAIK ÖVKI Környezetanalitikai Központ Vizsgáló Laboratóriumába (KAK) készültek el a vonatkozó magyar szabványok szerint (7. melléklet). A vizsgált paraméterek három fő csoportba sorolhatóak. Az alapvizsgálatok (pH, kötöttség, sótartalom, mésztartalom, humusztartalom) elemzésével a talaj mintavételi időpontjában jellemző állapotot mértem fel. A tápanyag-vizsgálatok eredményeivel a növények számára elérhető tápanyag-készletet elemeztem. A kicserélhető kationok és az ammónium-laktát oldható nátrium értékek elemzéséből a talaj szikesedésére következtettem.

3.4.3. Növénymintavétel és biomassa mérés

Növénymintavétel a liziméteres kísérletben, az öntözési idények végén történt minden alkalommal. A kutatásomhoz a 2015. évi vegetációs periódusban növekedett növények mintavételéből (2015.10.07.) származó laboreredményeket használtam fel a mérlegszámításokhoz (ld. 6.5. fejezet) és a szabadföldi fűz kísérlet talajának az elemzéséhez (ld. 5.2. fejezet). A számítás során a növényminták száraz anyag-tartalmát, kalcium és nátrium koncentráció értékeit használtam fel, amelyek az alábbi szabványok alapján készültek el, rendere MSZ ISO 6496:2001, MSZ-08-1783-26:1985 és MSZ-08-1783-5:1983.

A liziméteres fűz kísérlet biomassa mérése mindkét évben vegetációs időszakon kívül valósult meg, 2015 decemberében és 2016 januárjában. A különböző kezelésekből mért átlagos biomassa tömegek mindegyike négy liziméter edény, egyenként két-két fűz egyed tömegének átlagát jelenti. A száraz anyag meghatározást minden ismételts esetében külön végeztük el, amelyhez a letermelés idejében valamennyi liziméteredényből szármintákat gyűjtöttünk.

3.4.4. Sómérlegszámítás módszere

A vizsgált két éves időszakra (2015 tavaszától 2017 tavaszáig) valamennyi kezelésben, a teljes talajszelvényre elvégeztem a sómérleg számításokat Filep (1995) szerint, az alábbi képletek (9-10) alapján:

$$S_{1(t/ha)} = \gamma * m * S_1 (s\%) \quad (9)$$

$$S_{2(t/ha)} = \gamma * m * S_2 (s\%) \quad (10)$$

ahol: s_1 és s_2 : a talaj só készlete a megfigyelés kezdetén és végén (ld. zárójelben), γ : a talaj térfogattömege (g/cm^3), m : a talajszelvény vastagága (cm).

A Δs (t/ha) kifejezi, hogy a talaj só készlete mennyit változott a megfigyelési időpontok között („sómérleg”).

$$\pm \Delta s = s_2 - s_1 \quad (11)$$

A „sómérleg” mellett kiszámoltam az ún. „sóforgalom” (s_f) értékét is, mely azt fejezi ki, hogy milyen mértékű volt a kilúgozás (Filep, 1995). A talaj só készletének változása önmagában erre vonatkozóan nem nyújt tájékoztatást, mivel a talaj sótartalmának növekedése esetén is jelentős lehet a kilúgozott sók mennyisége (Filep, 1995). A talaj s_f értéke kifejezhető, mint:

$$\pm s_f = \pm \Delta s - s_{\delta} \quad (12)$$

ahol az s_{δ} : az öntözővízzel bevitt só mennyisége (t/ha).

Az öntözővízzel bevitt só mennyiségét az alábbiak szerint számoltam ki. A háromféle vízminőség (szennyvíz, Körös víz, kezelt víz) fajlagos elektromos vezetőképesség értékéből összes oldott sótartalmat ($c_{(mg/l)}$) becsültem az (1) egyenlet szerint. Vermes (1977) nyomán az összes oldott sótartalomtól kivontam a „hasznos ionokat” (összes N, összes P, K és Ca), mivel ezek kedvező tulajdonságúak a talajra és növényi tápanyagként hasznosulhatnak (9. táblázat). Ezt követően a különbséget tekintettem „káros sónak”, amelyet felhasználtam az öntözővízzel bevitt só mennyiségének meghatározásához (10. táblázat). (Összes felhasznált öntözővíz mennyiség és a koncentrációk szorzata.)

9. táblázat. A liziméteres kísérletben felhasznált öntözővizek összes oldott sótartalma, megkülönböztetve a káros és hasznos sókat

| | Szennyvíz | Körös víz | Kezelt szennyvíz |
|---|-----------|-----------|------------------|
| <i>Fajl.elektromos vez.kép. ($\mu S/cm$)</i> | 1309 | 404 | 1034 |
| <i>Összes oldott só (mg/l)</i> | 838 | 259 | 662 |
| <i>Összes N (mg/l)</i> | 30,3 | 1,1 | 13,1 |
| <i>Összes P (mg/l)</i> | 2,5 | 0,2 | 1,5 |
| <i>Ca (mg/l)</i> | 20,9 | 39,2 | 90,8 |
| <i>K (mg/l)</i> | 6,0 | 4,1 | 5,4 |
| <i>Összes hasznos ion (mg/l)</i> | 60 | 45 | 111 |
| <i>Összes káros só (mg/l)</i> | 778 | 214 | 551 |

Megjegyzés. Az adatokat az egyes vizekre jellemző két éves átlagos koncentráció értékek alapján számoltam. A hasznos sók közé soroltam a összes N, összes P, K és Ca elemeket és a káros sók az összes oldott sók és a hasznos sók különbségét jelentik Vermes (1977) nyomán

10. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet kezeléseiben 2015. és 2016. évi öntözési időnyek alatt, két év alatt kijuttatott só mennyisége

| Kezelés neve | Körös 15 mm (K15) | Körös 30 mm (K30) | Körös 60 mm (K60) | Szennyvíz 15 mm (H15) | Szennyvíz 30 mm (H30) | Szennyvíz 60 mm (H60) | Hígított, gipszesített víz 60 mm (HG60) |
|---------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---|
| <i>Só terhelés (t/ha)</i> | 0,6 | 1,2 | 2,4 | 2,2 | 4,4 | 8,9 | 5,9 |

3.4.5. Statisztikai módszerek

Munkám során az adatelemzéshez az IBM SPSS 22.0 szoftverét és a Microsoft Office Excel programját használtam.

A vízmintákból mért paraméterek különböző években kapott eredmények közti különbségének megállapításához a legtöbb esetben független mintás t-próbát alkalmaztam, mivel valamennyi független megfigyelésből származott. Azon paraméterek esetében, ahol a normál eloszlás vagy a homogén variancia (szórás egyezés) feltétele nem teljesült, független mintás nem parametrikus tesztet alkalmaztam (Mann-Whitney U Test).

A Körös víz és a szennyvíz valamennyi mért paramétere esetében, a vízminőségek közötti különbségek meghatározásához, szintén az előbbi eljárást és teszteket alkalmaztam.

A vízmintákat jellemző paraméterek értékei közötti különbségek értékeléséhez egy tényezős varianciaanalízist alkalmaztam. Valamennyi vizsgált paraméter esetén teljesültek a módszer feltételei: független változókból álló adatsorok, két vagy több független csoport, független megfigyelésekből származó adatsorok, normál eloszlás. Ha a homogén variancia

feltétele nem teljesült, akkor a csoportok közti megkülönböztetéshez Tukey-féle HSD teszt helyett a Dunett T'3 tesztet alkalmaztam.

A szabadföldi fűz-nyár kísérleti területekről származó talajtani paraméterek értékelésének első lépéseként összehasonlítottam az azonos kezelésből, de különböző növényborítottságú parcellákból származó értékeket. Az elemzéshez független mintás t-próbát, az ehhez szükséges feltételek hiánya esetén nem parametrikus, független mintás tesztet alkalmaztam (Mann-Whitney U Test).

Az öntözött és öntözetlen periódusban vett talajminták eredményeinek összehasonlításához összefüggő mintás t-próbát alkalmaztam, ahol az azonos helyről és eltérő időpontból származó minták csoportjait vetettem össze. Az eljárást felhasználtam az öntözési idények alatt (tavasztól ősziig) és a vizsgált időszak (két év) alatt bekövetkezett változások leírásához. Ahol a t-próba feltételei nem teljesültek, nem parametrikus, összetartozó mintás tesztet alkalmaztam (Wilcoxon Signed Rank Test).

Az őszi időpontból származó talajminták valamennyi paramétere esetében (mindkét kísérleti tér esetében) megvizsgáltam, hogy a különböző kezelésekben mért eredmények közt kimutatható-e különbség. A kérdés megválaszolásához, a vízmintáknál leírt egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. Amennyiben annak feltételei nem teljesültek két vagy több független mintás, nem parametrikus tesztet használtam fel. Az egyes kezelések megkülönböztetéséhez (a páronkénti összehasonlításához) ANOVA esetén a Tukey-féle tesztet, nem parametrikus teszt estében a Kruskal-Wallis teszt eredményeit értékeltem. (A nem parametrikus teszt eredményei mátrix-szerű táblázatban vagy szöveggközi formában közöltem, minden egyéb fejezetben is, ahol nem parametrikus teszt páronkénti összehasonlítását értelmeztem.)

A csurgalékvíz mintákból származó (vízminőségi) adatsorok elemzéséhez főkomponens analízist alkalmaztam. A főkomponens analízis alkalmas a nagyszámú megfigyelt változók számának csökkentésére azok korrelációja alapján. A módszerrel a hasonló tulajdonságú csoportok megkülönböztethetővé válnak. Ennek segítségével az azonos tulajdonságú vízkémiai paramétereket csoportokba soroltam, majd a kezelések és időpontok közötti különbségek feltáráshoz a fent már ismertetett módszereket alkalmaztam. A csurgalékvíz mennyiségek leírásához szintén az előbbi eljárások során kapott eredményeket értékeltem.

Az itt leírt módszereket a későbbi fejezetekben részletesebben tárgyaltam, ha az eredmények világos értékelése azt megkövetelte. Ezen kívül valamennyi értékelés esetén, (legtöbbször a táblázatok alatti megjegyzésben) paraméterenként külön-külön jelöltem az eltérő vizsgált módszereket és szükség esetén további részleteket közöltem az eljárásról (minták száma, szignifikancia szint stb.).

4. Az öntözővizek jellemzése

Kutatásom során elvégeztem a felhasznált öntözővizek minőségének elemzését, amellyel célom volt a használt víz öntözésre való alkalmasságának a megítélése. Az elemzést kémiai paraméterenként és az öntözővízre vonatkozó legfontosabb mutatók szerint (ld. 4.1. fejezet) is megtettem. A vízminősítést hazai és nemzetközi minősítő rendszerek alapján végeztem el (ld. 4.2. fejezet), annak tudatában, hogy a felhasznált öntözővíz klasszifikációk eltérő határértékekkel, szempontokkal (és céllal) készültek el, amely lehetővé tette a vizek minőségét tágabb keretek között is megítélni. Az elemzés során elsősorban a szennyvíz eredeti tulajdonságainak a kezelések hatására történő változását jellemeztem.

A kísérletben a halnevelő-telepről közvetlenül kifolyó vizet, a létesített vizes élőhelyről (első stabilizációs tóból származó) származó vizet, a hígított és kémiai javítóanyaggal kezelt elfolyóvizet és a Körös holtágából származó vizet használtuk fel öntözésre. Az elemzés során egy további víz leírását is megtettem, amelynél a nyers szennyvíz hígítása nem történt meg, ugyanakkor öntözéses kísérlet ehhez a víztípushoz nem tartozott.

4.1. A Körös víz és a nyers szennyvíz legfontosabb kémiai jellemzői

Az öntözésre felhasznált vizeket 18 paraméter alapján jellemeztem (11. táblázat).

A Körös és a szennyvíz pH értéke nem különbözik szignifikánsan. A pH értékek a kísérlet első két évének összes vízminta eredménye alapján a Körösnél 7,49-8,02 közt, az szennyvíznél 7,21-7,96 közt változtak. A FAO szerint az öntözővíz normál pH értéke 6,5-8,4 közötti, mindkét víz a normál tartományon belül marad (11. táblázat), (Ayers és Westcot 1989).

A Körös víz szignifikánsan kisebb EC értékkel (fajlagos elektromos vezetőképesség) rendelkezik, mint a szennyvíz (11. táblázat). A különbség a szennyvíz rétegvíz eredetével magyarázható, a nagy oldott ásványi anyag tartalma okozza az EC nagy értékét. A Körös víz EC értéke (és nátrium tartalma) kisebb volt 2016-ban, ami magyarázható a 2016. évi csapadékos időszak miatt bekövetkező hígulás következményeként. 2015-ben május elejétől augusztus végéig összesen 166,2 mm, azonban ugyanebben az időszakban, 2016-ban 317,3 mm csapadék hullott.

A szennyvíz hidrogén-karbonát (HCO_3^-) tartalma és m-lúgossága szignifikánsan nagyobb, mint a Körös vízben mért értékek (11. táblázat). Az m-lúgosság (a víz összes lúgossága vagy metilnarancs lúgossága) a vízben előforduló lúgosságot okozó összes vegyületet jelenti (hidroxidok, karbonátok, hidrogén karbonátok), (Bohn et al. 1985), azonban az általunk vizsgált vizek karbonát (CO_3^{2-}) iont nem tartalmaztak. A szennyvíz HCO_3^- eredete geológiai okokkal magyarázható. A halnevelő-telep kútjai a Békés-sík kistájon találhatóak, ahol a vizek kémiai jellege nátrium-hidrogén karbonátos (Marosi és Somogyi 2010). Darab (1969) szerint a terület talajvizeinek anion szerinti összetétele is hidrokarbonát jellegű (a szarvasi Öntözési és Rizstermesztési Kutató Intézet (ÖRKI) Bikazugi Gazdaságának területén végzett mérései alapján, 1969).

A vizek tápanyagtartalma a szerves nitrogén formák (nitrit, nitrát és ammónium), a szerves nitrogén, összes nitrogén, az összes foszfor és az ortofoszfát tartalom alapján értékelhetőek (11. táblázat). A fenti paraméterek közül csak a nitrit esetében nem volt szignifikáns különbség a két víz között, mindkét víztípus átlagos nitrit-N tartalma 0,4 mg/l. A Körös Bikazugi-holtág mezőgazdasági művelés alatt álló vízgyűjtő területtel rendelkezik és számos belvízelvezető csatorna (Malomzugi-csatorna, Dögösi-csatorna) vizét gyűjti össze, amellyel magyarázható a nitrát-tartalmának eredete. Az ammónium tartalom a szennyvízben nagyobb, mint a Körös vízben. A halnevelő-telepről származó elfolyóvizek nitrogén és foszfortartalmának eredete az anyagcsere hulladék nitrogén és foszfortartalma, amely a metabolikus folyamatok eredménye (Lazzari és Baldisserotto 2008). A növények számára felvehető szerves nitrogén formák közül az ammónium mennyisége a legnagyobb az szennyvízben (11. táblázat.).

11. táblázat. A Körös víz és a szennyvíz vízminősége

| | Körös (K) | Körös (K) | Évek közti kül. | Szennyvíz (SZ) | Szennyvíz (SZ) | Évek közti kül. | Vizek közti kül. |
|-----------------------------------|--------------|--------------|-----------------------|-------------------|----------------|--------------------|------------------------|
| | 2015 | 2016 | 2015- 2016 | 2015 | 2016 | 2015- 2016 | K-Sz |
| | n=4 | n=4 | | n=6 | n=6 | | |
| Kémiai paraméterek | átlag±szórás | átlag±szórás | p- érték | átlag±szórás | átlag±szórás | p- érték | p- érték |
| pH | 7,6±0,08 | 7,55±0,04 | n.s. | 7,54±0,12 | 7,74±0,27 | n.s. | n.s. ¹ |
| Fajl. e. vez.kép. (EC) (μS/cm) | 437±13,28 | 372±20,14 | *** | 1318±9,57 | 1301±37,61 | n.s. | *** |
| m-lúgosság | 2,95±0,06 | 3,00±0,12 | n.s. | 15,43±0,15 | 15,37±0,23 | n.s. | *** ¹ |
| Hidrogén- karbonát (mg/l) | 180±3,54 | 183±7,34 | n.s. | 941±7,55 | 926±28,80 | n.s. | *** ¹ |
| Ammónium-N (mg/l) | 0,35±0,34 | 0,37±0,22 | n.s. | 22,23±0,33 | 23,00±3,36 | n.s. | *** ¹ |
| Nitrát-N (mg/l) | 0,20±0,09 | 0,43±0,23 | n.s. | 0,01±0,00 | - | | ** ¹ |
| Nitrit-N (mg/l) | 0,03±0,02 | 0,06±0,06 | n.s. | 0,04±0,01 | 0,05±0,01 | n.s. | n.s. |
| Összes szervetlen N (mg/l) | 0,67±0,45 | 0,64±0,11 | n.s. | 22,22±0,40 | 23,09±3,40 | n.s. | *** ¹ |
| Összes szerves N (mg/l) | 0,36±0,23 | - | - | 9,31±1,01 | 5,94±2,47 | n.s. | ** ¹ |
| Összes N (mg/l) | 1,03±0,67 | 1,19±0,09 | n.s. ¹ | 31,53±1,36 | 29,01±2,77 | n.s. | *** |
| Ortofoszfát-P (mg/l) | 0,10±0,02 | 0,12±0,04 | n.s. ¹ | 1,56±0,47 | 1,63±0,35 | n.s. | *** |
| Összes P (mg/l) | 0,17±0,03 | 0,15±0,04 | n.s. | 2,98±0,72 | 2,03±0,27 | * | *** ¹ |
| Klorid (mg/l) | - | 22,54±1,59 | n.s. | 29,80±1,70 | 30,39±1,72 | n.s. | *** |
| Szulfát (mg/l) | 35,83±2,14 | 34,58±3,20 | n.s. | 43,03±5,50 | 32,23±7,91 | n.s. | n.s. |
| Ca (mg/l) | 39,37±2,70 | 39,04±0,73 | n.s. | 20,93±1,15 | 20,78±2,65 | n.s. | *** |
| Mg (mg/l) | 9,82±0,81 | 9,80±0,56 | n.s. | 9,51±0,28 | 10,22±0,41 | * | n.s. |
| Na (mg/l) | 41,78±3,19 | 28,90±4,01 | *** | 278,25±39,43 | 274,43±7,23 | n.s. ¹ | *** |
| K (mg/l) | 4,51±0,39 | 3,71±0,70 | n.s. | 5,83±0,62 | 6,22±0,75 | n.s. | *** |

Megjegyzés. A Körös és a szennyvíz vízminőségének évek közti különbségének értékeléséhez független mintás T-próbát alkalmaztam a legtöbb paraméter esetén. ¹A jelölt paraméterek esetén nem-parametrikus, független mintás tesztet alkalmaztam. Jelölések: n.s.: nem szignifikáns, *: p<0,05 **: p<0,01 ***: p<0,001.

A szervetlen nitrogén mennyisége a Körös vízben 0,32-1,18 mg/l, míg az szennyvízben 18,3-27,7 mg/l között változott. A szennyvízzel történő öntözés esetén, nagyobb nitrogén tartalma miatt a növények számára a Körösnél több tápanyagot biztosít oldott formában. A FAO szerint a nitrogént szennyezőanyagként is számon kell tartani (Ayers és Westcot 1989), mivel túlzott nitrogén kijuttatás esetén nitrát kimosódás fordulhat elő a talaj drén viszonyaitól és a csapadék mennyiségtől függően. Az ortofoszfát és összes foszfor mennyisége szintén nagyobb a szennyvízben, mint a Körös vízben (11. táblázat), így öntözővízként való felhasználása során a nagyobb tápanyagtartalma a növények növekedését segítheti elő. Az anionok közül a foszfor jól adszorbeálódik a talajokban, fontos növényi tápanyag, ezért sohasem válik a vízádagolás meghatározó tényezőjévé (Vermes 1977).

A Körös víz klorid tartalma 19,8-24,4 mg/l értékek között változott, a szennyvíz klorid koncentrációja nagyobb (28,3-32,6 mg/l közötti) volt a vizsgált időszakban (11. táblázat). Bilderback et al. (2011) szerint a klorid ion 2 meq/l (70,9 mg/l) felett okozhat toxicitás problémát a növényeknél, csökkenti a víz felvehetőségét az ozmotikus potenciál növelésén keresztül, ezáltal a hervadás pontig is elvezethet. Egyik vizsgált víz klorid koncentrációja sem érte el ezt a határértéket. A két víz szulfát tartalma nem különbözik szignifikánsan (sig.

p=0,620). Nagy koncentráció (200 mg/l) esetén a kloridhoz hasonlóan az öntözőberendezés károsodását okozhatja (LaRue és Yonts 2011), azonban egyik víz sem éri el ezt a koncentrációt.

Mados (1940) szerint az öntözővíz minősítésekor a kationok közül a Ca, Na és Mg ionok meghatározása a legfontosabb, a káliumtól el lehet tekinteni. A kálium mennyiség 10 mg/l felett nagy koncentrációnak tekinthető, azonban a vizsgált vizek nem érik el ezt a szintet. A kalcium a növények számára szükséges tápelem és a talaj szerkezetének kedvező tulajdonságaiért felelős, ezért általában nem okozza a felhasználás korlátozását. A Körös víz kalcium tartalma (36,7-42,1 mg/l) szignifikánsan nagyobb a szennyvíz kalcium koncentrációjánál (16,9-24,5 mg/l). A kalcium koncentrációja az öntözővízben 40 mg/l alatt nagyon kicsi, 41-80 mg/l közt kis koncentrációjú [14]. Mindkét vizsgált víz kis kalcium koncentrációjának tekinthető. A Körös víz (8,95-10,7 mg/l) és a szennyvíz (9,28-10,50 mg/l) magnézium tartalma közel azonos mennyiségű. A Körös víz nátrium tartalma 24,7-44,6 mg/l, a szennyvíz nátrium tartalma 222-314 mg/l között változott a vizsgált időszakban. A kationok közül nátrium és a magnézium a legmeghatározóbb korlátozó tényező az öntözővíz minősítése során, amelyek értékelését származtatott paraméterek alapján végeztem el.

A Körös és szennyvíz valamennyi öntözővíz minőséget meghatározó, számolt paramétere közt szignifikáns különbség van és a p-érték minden esetben $p < 0,05$ (12. táblázat). Ez annak köszönhető, hogy valamennyi mutatóban meghatározó szerepe van a víz nátrium és hidrogén-karbonát koncentrációjának, amelyek mindkét évben jelentősen nagyobbak voltak a szennyvízben, mint a Körös vízben.

12. táblázat. A Körös és a szennyvíz öntözővíz minőségét meghatározó származtatott paraméterek

| Származtatott paraméterek | Körös | Körös | Évek közti kül. | Szennyvíz | Szennyvíz | Évek közti kül. | Vizek közti kül. |
|---------------------------------|---------------------|---------------------|-------------------|---------------------|---------------------|-----------------|------------------|
| | 2015 | 2016 | 2015-2016 | 2015 | 2016 | 2015-2016 | |
| | n=4 átlag±szórás | n=4 átlag±szórás | p-érték | n=6 átlag±szórás | n=6 átlag±szórás | p-érték | *** |
| Nátrium százalék (Na%) | 37±1,63 | 31±2,6 | ** | 86±2,9 | 85±1,42 | n.s. | *** ¹ |
| Nátrium adszorpciós arány (SAR) | 1,5±0,08 | 1,07±0,14 | *** | 12,7±2,02 | 11,9±1,4 | n.s. | *** ¹ |
| Szódaegyenérték | 0,46±0,55 | 0,32±0,2 | n.s. ¹ | 13,58±0,07 | 13,1±0,62 | n.s. | *** |
| Összes oldott sótartalom (mg/l) | 279±8,5 | 238±12,89 | *** | 843±6,13 | 833±24,07 | n.s. | *** |

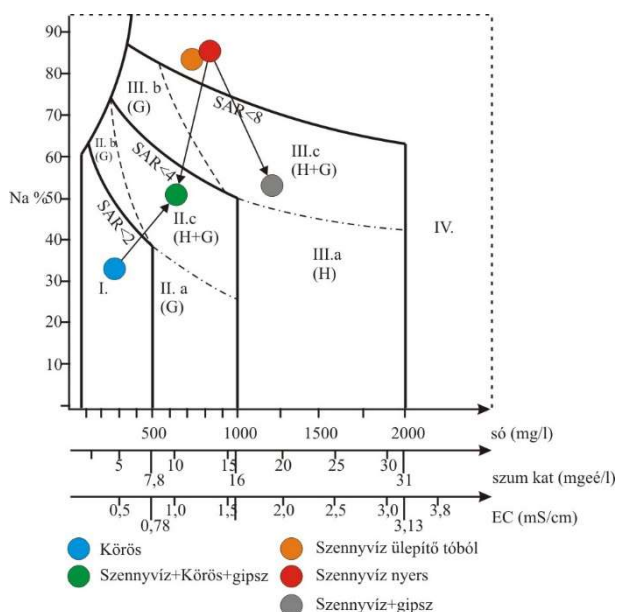
Megjegyzés. A Körös és a szennyvíz vízminőségének évek közti különbségének értékeléséhez független mintás T-próbát alkalmaztam a legtöbb paraméter esetén. ¹: A jelölt paraméterek esetén nem-parametrikus, független mintás tesztet alkalmaztam. Jelölések: n.s.: nem szignifikáns, *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$. A paraméterek számítása a (1-4) egyenletek alapján történt (ld. 2.4.1. fejezet).

A Körös víz 2015-ben mért nagyobb nátrium koncentráció és EC értékei miatt a származtatott paraméterek (SAR, Na%, összes oldott sótartalom) esetében is megjelenik az évek közötti szignifikáns eltérés. A Na%-ra vonatkozó javasolt határérték 40-45% (Darab 1969; Filep 1999), amelyet a Körös víz megközelít, míg a szennyvíz jóval meghaladja azt. A nátrium tartalom értékelésére szolgáló legelterjedtebb öntözővíz minősítési mutató a SAR érték. A Körös víz SAR értékénél egy nagyságrenddel nagyobb a szennyvíz kationjai alapján számolt nátrium adszorpciós arány (12. táblázat). A vizsgált vizek szódaegyenértékében mutatkozó különbség ugyancsak a szennyvíz nagy hidrogén-karbonát tartalmának köszönhető. A szennyvízben mért szódaegyenérték a határérték (1,25) közel tízszerese. A Körös víz összes oldott sótartalma szignifikánsan különbözött a vizsgált évektől függően, a szennyvíz esetében a különböző években mért összes oldott sótartalomban nem volt különbség (12. táblázat).

4.2. A kísérletben felhasznált vizek öntözővízként történő minősítése

Az öntözésre szánt vizek minősítését először a Filep György által javasolt osztályozási rendszer szerint végeztem el (Filep 1999), amely hazai és külföldi szakirodalom alapján javasolt határértékek (víz sókoncentrációja, Na% és SAR értéke) közötti összefüggések alapján készült el. A vizek öntözésre való alkalmasságát értékeltem valamennyi paraméter szerint, amelyekre a MI-10-172/9-1990 sz. műszaki irányelv egzakt határértékeket határozott meg (kivételek a vizek ásványi olaj tartalma, szulfid tartalma és összes keménysége). Az irányelv paramétereinként, öntözésre való megfelelésük alapján megfelelő, tűrhető és nem megfelelő minősítést rendel az értékekhez. A 90/2008. (VII.18.) számú, a talajvédelmi terv készítésének részletes szabályairól szóló FVM rendelet 2. mellékletének 2. táblázata szerint meghatároztam a vizek öntözésre való felhasználhatóságát és mindegyiket besoroltam a rendeletben található tíz csoport valamelyikébe. Az Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO) mezőgazdasági útmutatója (Water quality for agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev.1) szerint szikesség, beszivárgásra ható tényezők, elem toxicitás és egyéb speciális hatások értékelését végeztem el az öntözővíz minőségének megítélése érdekében (Ayers és Westcot 1989).

Filep osztályozási rendszere szerint (Filep 1999) a Körös víz „kifogástalan” vízminőségű csoportba (I.), azon belül a „jó minőségű öntözővíz” (I.a.) kategóriába tartozik, mivel összes oldott só tartalma nem haladja meg az 500 mg/l határértéket (6. ábra).



6. ábra. A kísérletben felhasznált öntözővizek osztályozása Filep (1999) minősítő rendszere szerint (magyarázat ld. a szövegben)

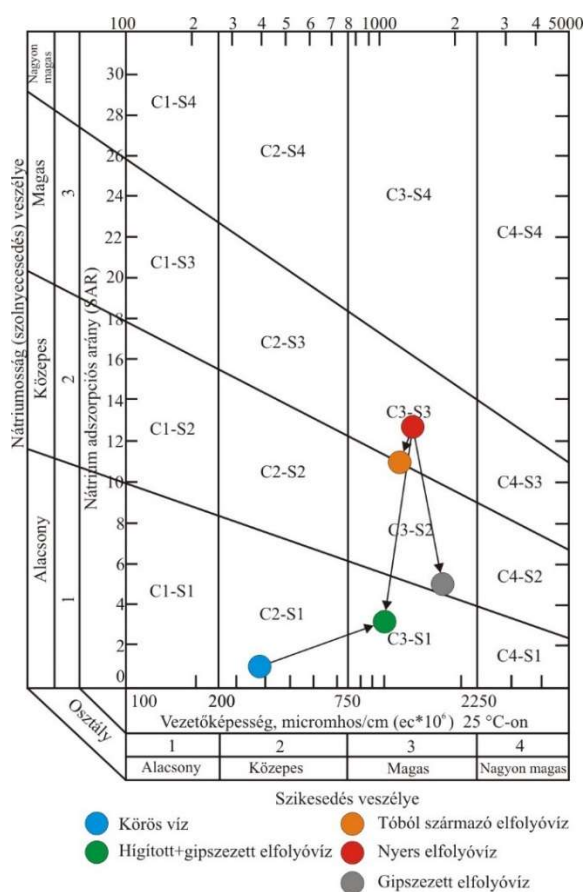
A SAR értéke nagyobb, mint 1, ezért a „kiváló minőségű öntözővíz” kategóriába nem kerülhetett. Az ilyen típusú öntözővizek valamennyi talajon feltétel nélkül használhatóak. A nyers szennyvíz az „öntözésre nem használható és nem javítható” víz csoportjába (IV.) került ugyanebben a minősítő rendszerben. Az EC értéke alapján a II. („csak egyes talajok öntözésére alkalmas, de javítás után minden esetben használható öntözővizek”) illetve III. („javítás után is csak egyes talajok öntözésére használható”) csoportokba is kerülhetett volna, azonban a nátrium százalék nagy értéke miatt (87%) öntözésre nem alkalmas minősítést kapott.

A Körös víz MI-10-172/9-1990 sz. műszaki irányelv szerint, valamennyi, a táblázatban szereplő paramétere alapján megfelelő öntözésre, kivétel ez alól a hidrogén-karbonát tartalma. A műszaki irányelv pH értékre (6,5-8), magnézium-(<50 mg/l), klorid- (<100 mg/l) és szulfáton (<100 mg/l) koncentrációra vonatkozó határértékei alapján a szennyvíz megfelelő minőségű öntözésre. A műszaki irányelv fajlagos vezetőképességre (800-1600 μ S/cm), összes foszfor (1,1-3 mg/l) és összes oldott anyag tartalomra (500-1000 mg/l) vonatkozó határértékei

alapján a szennyvíz tűrhető kategóriába sorolható. Ugyanakkor hidrogén-karbonát koncentráció ($>8,5$ mg/l), nátriumszázalék ($>45\%$) és SAR (>10) érték határértékei alapján a szennyvíz nem megfelelő öntözésre. (A műszaki irányelvben található kis hidrogén-karbonát koncentráció határérték ($<1,5$ mg/l megfelelő, $1,6-8,5$ mg/l tűrhető, $>8,5$ mg/l nem megfelelő) feltételezésünk szerint a bikarbonátveszély miatt indokolt, de a kis értékek a téves mértékegység megjelölésből is eredhetnek (mgé/l helyett mg/l). A bikarbonátveszély értékeléséhez a szódaegyenérték mutató is alkalmazható, amelynek javasolt határértéke $1,25$ (Bohn et al. 1985, Stefanovits et al. 2010). A mutató szerint a Körös víz megfelelő öntözésre hidrogén-karbonát tartalma alapján, a szennyvíz azonban nem.

A 90/2008. (VII.18.) FVM rendelet szerint a Körös víz az a.) „minden esetben használható” csoportba tartozik. Kationok szerint kalciumos-nátriumos, anionok szerint karbonát-hidrogén-karbonátos összetételű. A csoport kritériumai a vízminőségre vonatkozva: összes lúgosság és összes anion hányadosa nagyobb, mint $0,5$ (m-lúgosság/szum.anion= $0,66$), a fajlagos elektromos vezetőképessége $<0,625$ mS/cm, SAR értéke kisebb, mint $1,5$. A Körös víz valamennyinek megfelel. A nyers szennyvíz a 90/2008. (VII.18.) FVM rendelet szerint az g₂.) „szikes talajok esetén feltételesen használható, ha talajjavítást nem végeznek” (utolsóként leírt) csoportba tartozik. Kationok szerint nátriumos, anionok szerint karbonát-hidrogénkarbonátos összetételű. A csoport kritériumai a vízminőségre vonatkozva: összes lúgosság és összes anion hányadosa nagyobb, mint $0,5$ (m-lúgosság/szum.anion= $0,905$), SAR értéke $>10,7$, a fajlagos elektromos vezetőképesség határérték ebben a csoportban nincs definiálva.

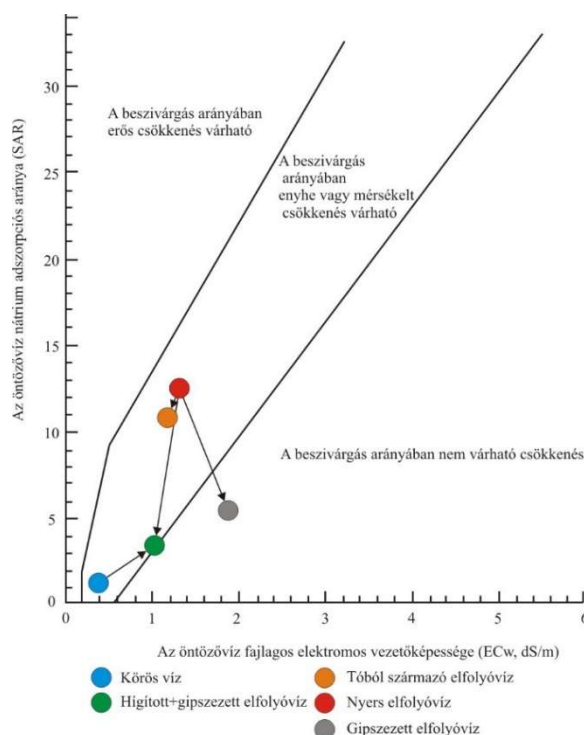
Az USDA öntözővíz minősítése szerint (Richards 1954), a Körös víz a „C2-S1 csoportba” tartozik (7. ábra).



7. ábra. A kísérletben felhasznált öntözővizek osztályozása USDA minősítő rendszere szerint (Richards 1954)

A C2 típusú víz közepes sótartalmú víz, amely akkor használható fel öntözésre, ha mérsékelt kilúgozás előfordul, mérsékeltén sótűrő növények öntözhetőek vele, különleges kezelés nélkül. Az S1 típusú víz kis nátrium tartalmú víz, a kicserélhető nátrium tartalom felhalmozódásának kis veszélyével, majdnem az összes talajon felhasználható öntözésre. A fentiek szerint a Körös víz majdnem a legjobb vízminőség kategóriába tartozik, azonban a minősítés az öntözendő talaj megfelelő drénviszonyait irányozza elő. Az amerikai minősítő rendszer szerint a nyers szennyvíz a „C3-S3 csoportba” tartozik. A C3 típusú víz nagy sótartalmú víz és nem használható olyan talajokon, amelyek rossz drénviszonyokkal rendelkeznek. Sótűrő növények öntözhetőek vele. A S3 típusú víz nagy nátrium tartalmú víz, a kicserélhető Na káros szintre emelkedhet, ezért speciális talajkezelést igényel az ilyen minőségű víz használata. A talajnak jó drénviszonyokkal kell rendelkeznie és megfelelő kilúgozás megléte szükséges. Szerves anyag hozzáadását igényelheti, vagy kémiai javítóanyagok lehetnek szükségesek a kicserélhető Na helyettesítésére. Gipszben gazdag talajokban a kicserélhető Na kevésbé emelkedik káros szintre az ilyen típusú vizek felhasználása során (Richards 1954).

A FAO vízminősítése alapján, a Körös víz felhasználása nem korlátozott a kis fajlagos elektromos vezetőképesség értéke ($EC < 0,7$ dS/m) és az összes oldott anyag tartalma (TDS < 450 mg/l) miatt. A nyers szennyvíz a víz szikessége szerint, enyhe/mérsékelt korlátozások mellett felhasználható ($EC: 0,7-3$ dS/m, TDS 450-2000 mg/l). A beszivárgás értékelése alapján a Körös víz és a nyers szennyvíz is azonos kategóriába került: a talaj beszivárgása csökkenhet az öntözés hatására. Habár mindkét mutató (EC és SAR) eltérő értékű a vizsgált vizek esetében, mégis ugyanabba a kategóriába kerültek, ami azzal magyarázható, hogy az öntözővíz növekvő EC értékével a beszivárgás aránya (talajba jutó víz mennyisége) növekszik, ugyanakkor az EC csökkenése esetén vagy a víz relatív nátrium tartalmának (SAR érték) növekedésekor a beszivárgás aránya csökken (8. ábra).



8. ábra. Az öntözővizek osztályozása a FAO beszivárgásra vonatkozó osztályozása alapján (Ayers and Westcot, 1989)

Elem toxicitás vizsgálatához a nátrium és klorid koncentráció értékelését végeztem el először. Nátrium tartalom alapján a Körös víz az esőtető öntözésre és felszíni öntözésre vonatkozó határértékeknek ($Na < 3$ mg/l (69 mg/l), és $SAR < 3$) is megfelel, ezért korlátozás nélkül alkalmas öntözésre (FAO). A nyers szennyvíz felszíni öntözésre csak szigorú

korlátozások mellett használható fel a nátriumra vonatkozó határérték alapján ($SAR > 9$). Az esőztető öntözés esetén mérsékelt korlátozások mellett felhasználható ($Na > 3$ mgeé/l (69 mg/l)). A kloridra vonatkozó határérték koncentrációk alapján mindkét víz alkalmas felszíni ($Cl < 4$ mgeé/l (141,8 mg/l) és esőztető öntözésre ($Cl < 3$ mgeé/l (106,35 mg/l)) is. Egyéb hatások értékeléséhez a víz nitrogén tartalmát nitrát formában, hidrogén-karbonát koncentrációját és pH értékét kell megvizsgálni a minősítő rendszer szerint. A nitrát-N koncentráció szerint mindkét víz korlátozás nélkül alkalmas öntözésre, mivel a koncentrációjuk kisebb, mint 5 mg/l. A hidrogén-karbonát koncentráció szerint a Körös víz enyhe/mérsékelt korlátozások mellett felhasználható kategóriába (HCO_3^- : 5-30 mgeé/l (91,5-518,6 mg/l)) tartozik, a szennyvíz meghaladja a kategória felső határértékét, így szigorú korlátozásokkal alkalmas öntözésre. A szennyvíz és a Körös víz pH értéke is a normál kategóriába (6,5-8,4) esik.

A fentiek szerint a szennyvíz számos paramétere alapján nem vagy csak korlátozottan javasolt öntözésre. A vízminőség javítása érdekében különböző vízkezelési módokat alkalmaztunk. A három különböző módon kezelt szennyvíz pH értékei, magnézium és klorid tartalma közti különbségek elhanyagolhatóak voltak (13. táblázat), mivel azok a két eredeti vízben is hasonló értékekkel rendelkeztek.

13. táblázat. A kezelt szennyvizek jellemzői

| | Ülepítő tó (SZ TÓ) | Szennyvíz+gipsz (SZ+G) | Hígított szennyvíz+gipsz (SZ+K+G) |
|---|-----------------------|---------------------------|---|
| | n=3 | n=4 | n=4 |
| <i>Kémiai paraméterek</i> | átlag±szórás | átlag±szórás | átlag±szórás |
| <i>pH</i> | 7,77±0,12 | 7,71±0,12 | 7,70±0,15 |
| <i>Fajl.elektromos vez.kép. (μS/cm)</i> | 1180,00±125,30 | 1905,00±125,30 | 1033,75±208,33 |
| <i>m-lúgosság</i> | 13,77±1,70 | 14,65±1,70 | 8,23±0,98 |
| <i>Hidrogén-karbonát (mg/l)</i> | 838,67±103,32 | 894,00±103,32 | 502,00±59,51 |
| <i>Ammónium-N (mg/l)</i> | 20,40±4,16 | 23,45±4,16 | 10,39±1,39 |
| <i>Nitrát-N (mg/l)</i> | 0,03± | - | 0,47± |
| <i>Nitrit-N (mg/l)</i> | 0,02±0,00 | 0,13±0,00 | 0,13±0,15 |
| <i>Összes szerves N (mg/l)</i> | 20,45±4,15 | 23,58±4,15 | 10,60±1,44 |
| <i>Összes szerves N (mg/l)</i> | 5,86±3,52 | 4,98±3,52 | 2,51±1,70 |
| <i>Összes N (mg/l)</i> | 26,30±3,04 | 28,55±3,04 | 13,10±2,53 |
| <i>Ortofoszfát-P (mg/l)</i> | 1,72±0,12 | 2,55±0,12 | 1,38±0,61 |
| <i>Összes P (mg/l)</i> | 2,18±0,13 | 2,67±0,13 | 1,53±0,68 |
| <i>Klorid (mg/l)</i> | 29,90±0,50 | 33,15±0,50 | 27,15±2,22 |
| <i>Szulfát (mg/l)</i> | 32,65±2,19 | 448,75±2,19 | 164,18±103,00 |
| <i>Ca (mg/l)</i> | 23,23±1,35 | 187,50±1,35 | 90,83±31,11 |
| <i>Mg (mg/l)</i> | 10,08±0,86 | 11,02±0,86 | 10,69±1,05 |
| <i>Na (mg/l)</i> | 249,00±47,16 | 266,75±47,16 | 131,25±12,84 |
| <i>K (mg/l)</i> | 6,08±0,75 | 6,61±0,75 | 5,43±0,35 |
| <i>Származtatott paraméterek</i> | átlag±szórás | átlag±szórás | átlag±szórás |
| <i>Nátrium százalék (Na%)</i> | 83,14±1,93 | 53,26±3,67 | 51,4±2,8 |
| <i>Nátrium adszorpció arány (SAR)</i> | 10,91±1,41 | 5,25±0,47 | 3,53±0,16 |
| <i>Szódaegyenérték</i> | 11,76±1,04 | 4,4±1,54 | 2,82±0,51 |
| <i>Összes oldott só tartalom (mg/l)</i> | 755,2±46,3 | 1219,2±59,44 | 661,6±66,66 |

Megjegyzés. A paraméterek számítása a (1-4) egyenletek alapján történt (ld. 2.4.1 fejezet).

A vizek fajlagos elektromos vezetőképessége megemelkedett a nyers szennyvíz és a hígított szennyvíz gipszel történő javítása után a kalcium és szulfát koncentrációk növekedése miatt, ami értelemszerűen a gipsz hozzáadásának köszönhető. Csökkent a fajlagos elektromos vezetőképesség a hígított+ javított szennyvízben a Körös hígító hatásának érvényesülése miatt.

A hígulás következtében a tápanyag (nitrogén, foszfor), nátrium és kálium tartalom is lecsökkent ugyanebben a vízben. A hidrogén-karbonát a hígulás következtében a felére csökkent a nyers szennyvízhez képest. A stabilizációs tóból származó szennyvíz és a nyers szennyvíz paraméterei közt nem volt jelentős különbség.

Az öntözés szempontjából vizsgált legfontosabb mutatók közti különbségeket egyszerre vizsgáltam a víztípusok szerint (összes szerves nitrogén, összes foszfor, összes oldott sótartalom, hidrogén-karbonát tartalom, nátrium adszorpciós arány, nátrium százalék, szódáegyenérték és magnézium százalék) (8. melléklet). A vízkezelésekkel kedvező változások mentek végbe mindhárom módosult kémiai összetételű szennyvíz esetén, bár a nyers szennyvíz és az ülepítő tóból származott szennyvíz minták eredményei között szignifikáns különbség nem volt kimutatható (8. melléklet).

A szerves nitrogén paraméter esetében a tóból származó vízminták nem különböznek szignifikánsan egyik vizsgált víztípustól sem. Azonban a tóból származó szennyvíz közel 10 mg/l-rel nagyobb szerves-N koncentrációval rendelkezik, mint a hígított+javított víz, illetve közel 20 mg/l-rel nagyobb a Körösben mért koncentrációnál.

Összes foszfor tartalom esetében a Körös és a hígított+javított víz közt nem mutatkozott szignifikáns különbség, ami azt jelenti, hogy a hígítás következtében a szennyvíz foszfortartalma megközelítette a Körösre jellemző értéket. Kedvező, hogy ez a jelenség a szerves-N esetében nem történt meg: ott 10 mg/l-rel nagyobb a hígított+javított víz koncentrációja, mint a Körösé, ami azt jelenti, hogy hígítás ellenére a víz tápanyagtartalma még mindig számottevő maradt a felszíni vízzel összehasonlítva (8. melléklet).

A hígítás+gipsz javítás után az összes oldott sótartalomban nem mutatható ki szignifikáns csökkenés a nyers szennyvízhez és a tóból származó szennyvízhez hasonlítva, de a vízkezelés hatására az érték csökkent. A Körös víznél valamennyi szennyvíztípus nagyobb összes oldott sótartalommal rendelkezik. A Körös víz HCO_3^- tartalma minden víztípustól szignifikánsan kisebb. A hígított+javított víz, illetve a tóból származó szennyvíz közt a HCO_3^- tartalom különbség nem szignifikáns.

A javítóanyaggal kezelt vizek $\text{Na}\%$, SAR és S_e értékei közt nincs szignifikáns különbség, de mindhárom paraméter a hígított+javított kezelésben a legkisebb. A nyers szennyvíztől mindkét víz mindhárom paraméter esetében szignifikánsan kisebb (8. melléklet). Ez azt jelenti, hogy vízjavítással a három mutató alapján sikerült a nyers szennyvíznél kedvezőbb minőségű öntözővizet előállítani. Ugyanakkor a Körös vízhez képest a javított vizek tárgyalt mutatói nagyobbak. Mindazonáltal, a cél nem a Körös vízzel azonos vízminőség létrehozása volt, hanem a szennyvíz öntözésre való alkalmasságának elősegítése.

A kezelt vizek öntözővíz minősítését a már ismertetett rendszerek szerint tettem meg. *Filep (1999) kategória rendszere szerint* (6. ábra) a tóból származó szennyvíz ugyanabba a kategóriába került, mint a nyers szennyvíz (IV. „öntözésre nem használható és nem javítható”). A hígított+gipszesített szennyvíz a II.c csoportba került, amely szerint „nem szikes talajok öntözésére csak hígítás és/vagy kémiai javítás után alkalmas”. A gipszesített szennyvíz a III.c. csoportba került: „javítás után is csak egyes talajok öntözésére alkalmas”. Az *MI-10-172/9-1990 sz. műszaki irányelv szerint* a tóból származó szennyvíz nem megfelelő minőségű víz öntözésre. A hígított+gipszesített szennyvíz EC, összes oldott anyag és összes foszfor tartalma alapján tűrhető kategóriába esik és nem megfelelő öntözésre $\text{Na}\%$ és HCO_3^- tartalma alapján. A gipszesített szennyvíznek tűrhető a vízminősége az összes foszfor tartalma és a SAR értéke alapján és nem megfelelő a vízminősége EC, összes oldott anyag, hidrogén-karbonát, szulfát tartalma és $\text{Na}\%$ értéke alapján. A műszaki irányelv határértékei szerint kizárólag a Körös víz használható fel öntözésre minden paramétere alapján. A 90/2008. (VII.18.) FVM rendelet

szerint a tóból származó szennyvíz, a hígított+gipszezett szennyvíz és a gipszezett szennyvíz a vízjavítás ellenére is csak szikes talajon javasolt öntözésre.

Az *USDA öntözővíz minősítése szerint* az ülepítő tóból származó szennyvíz a C3-S3 és a C3-S2 csoportok határán helyezkedik el. Ez a víz jó vízáteresztő képességű durva textúrájú talajon vagy szerves talajon használható az útmutató szerint. Ugyanebbe a kategóriába (C3-S2) tartozik a gipszezett szennyvíz is (7. ábra). Ez a kategória határos a legkisebb nátriumtartalmú kategóriával (C3-S1), ahol a hígított+gipszezett szennyvíz található. Az S1 csoportban kis nátrium tartalmú vizek tartoznak, majdnem az összes talajon használhatóak a kicserélhető nátrium tartalom felhalmozódásának kis veszélyével. Nátrium tartalom szempontjából tehát a Körössel azonos S1 csoportba került a hígított+javított víz. Valamennyi szennyvizet tartalmazó öntözővíz a C3 csoportba került az EC értékeik miatt, a különbség köztük csak nátrium mennyiségéből adódik az USDA minősítése alapján. A *FAO vízminősítése alapján* a tóból származó szennyvíz minden paraméterére nézve igazak a nyers szennyvízre vonatkozó megállapítások. A hígított+gipszezett szennyvíz az EC és összes oldott sótartalma alapján enyhe/mérsékelt korlátozások mellett alkalmas öntözésre. Nátrium tartalom alapján felhasználható öntözésre, mérsékelt korlátozások mellett. A klorid és nitrát tartalma nem befolyásolja az alkalmazhatóságát. Hidrogén-karbonát tartalma kisebb lett, így az szennyvíznél kedvezőbb kategóriába került. A gipszezett szennyvíz szikessége alapján enyhe/mérsékelt korlátozások mellett felhasználható. A gipsz miatt megnövekedett EC értéke következtében a beszívargásban nem várható csökkenés az öntözése mellett. A vizsgált vizek közül egyedül tartozik bele ebbe a csoportba. Nátrium és HCO_3^- tartalma alapján a nyers szennyvízhez hasonlóan szigorú korlátozások mellett használható fel.

4.3. Következtetések

Izrael már felismerte, hogy a magas sótartalmú szennyvizek és brakkvizek öntözéses felhasználása következtében az ország mezőgazdasága a szikesedés rendkívül aggasztó problémájával néz szembe (Raveh és Ben-Gal 2016). Az ország rendkívül szűkös, jó minőségű öntözővíz készlete miatt a víz értéke a víz sókoncentrációjának függvényében változik (Kaner et al. 2017). Eredményeim szerint az öntözésre alkalmatlannak minősített nyers szennyvíz ($\sim 1300 \mu\text{S}/\text{cm}$) és az öntözésre csak feltételesen vagy javítás után alkalmasnak tekintett kezelt szennyvíz ($\sim 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) is a második legértékesebb vízminőség csoportba tartozna a víz izraeli, (dollarban kifejezett) piaci értéke alapján. Irán mezőgazdaságának, a száraz és félszáraz területeken jelentkező, nagymértékű vízhiánya miatt (pl. Hamadan-síkság), olyan hőerőmű szennyvizét kell felhasználnia öntözésre, amelynek az általam vizsgált nyers szennyvíz nátrium tartalmának ($\sim 300 \text{ mg/l}$) közel háromszorosával rendelkezik és kétszeres SAR érték (25,3) jellemzi (Jalali 2008). Kínai kutatások, a sivatagi éghajlatú Shiyang-medence vízhiánya miatt, már a 9000 mg/l összes oldott sótartalmú öntözővíz (az általam alkalmazott nyers szennyvíz több, mint tízszerese) talajra és a növényekre gyakorolt hatásait is vizsgálják (Wang et al. 2016).

A kutatások egyértelműen mutatják, hogy a különböző minőségű öntözővizek értékének megítélése nagymértékben függ attól a kényszerhelyzettől, amit a vízhiány határoz meg. A hazai öntözővíz minőség rendszer öntözésre alkalmatlannak tekinti a nyers szennyvizet (14. táblázat), amelyek felhasználása máshol kézenfekvő, azonban vízhiány esetén számunkra sem lenne vagy lesz a jövőben elkerülhető a kisvízi időszakokban jelentkező nyári aszályok gyakoriságának növekedésének köszönhetően.

A legismertebb nemzetközi öntözővíz minőség osztályozások (FAO, USDA) globális rendszerek, azzal a céllal készültek, hogy valamennyi régióban felhasznált öntözővíz hatásáról információt nyújtson a felhasználó számára. Összehasonlítva magyar szabályozás (90/2008. (VII.18.) FVM rendelet) kategóriarendszerének maximum értékeit, amely alatt a differenciálást elvégzi ($\text{SAR} > 10,7$, összes oldott sókonc. $> 1250 \mu\text{S}/\text{cm}$) az említett nemzetközi rendszerek felső határával ($3000 \mu\text{S}/\text{cm}$), jól látszik a rendszerek közötti különbség. Ugyanakkor az is nyilvánvalóvá vált, hogy a napjainkban jelentkező vízhiány miatt, a fenti rendszerek egyike sem nyújt megfelelő információt azok számára, akik a határértéken kívüli öntözővizet

kénytelenek felhasználni (pl. Shiyang-medence, Hamadan-síkság gazdálkodói, de véleményem szerint a hazai kiskertek fűrt kútjait használók is ide sorolhatóak (Zsembeli 2011)).

14. táblázat. A kísérletben felhasznált öntözővizek minősítésének összefoglaló táblázata

| | 90/2008. (VII.18) FVM rendelet | Filep-féle osztályozás (1961) | FAO (1989) | USDA (1954) |
|--|---|---|--|--|
| Körös | minden esetben használható | „kifogástalan” vízminőségű | felhasználása nem korlátozott, de a talaj beszivárgási tulajdonságaira veszélyt jelentet | mérsékelt kilúgozás mellett felhasználható, kis nátrium tartalmú |
| Szennyvíz | csak szikes talajon javasolt felhasználásra | „öntözésre nem használható és nem javítható” víz | korlátozások mellett felhasználható | csak jó drénviszonyok mellett, sótűrő növények öntözésére alkalmas |
| Szennyvíz stabilizációs tóból | | | | durva textúrájú talajon, vagy szerves talajon használható |
| Hígított és gipszezett szennyvíz | | „nem szikes talajok öntözésére csak hígítás és/vagy kémiai javítás után alkalmas” | | kis nátrium tartalmú víz, amely megfelelő drénviszonyok mellett felhasználható öntözésre |
| Gipszezett szennyvíz | | „javítás után is csak egyes talajok öntözésére alkalmas” | | durva textúrájú talajon, vagy szerves talajon használható |

Megjegyzés. A zöld szín az öntözésre legtöbb esetben kifogástalanul alkalmas minősítést jelenti, a sárga szín az öntözéshez szükséges korlátozások meglétét jelöli, a piros szín a szántóföldi öntözésre legtöbb esetben nem javasolt vízminőségre utal.

A klímaváltozás következményeként jelenleg édesvízzel jól ellátott régiókat is (hazánkat is) jellemezhet időszakos vízhiány, ezért az öntözővizek szigorú határérték szerinti megítélése és kizárása helyett arra kell törekedni, hogy megoldást találjunk az „új” vagy a kizárólagosan rendelkezésre álló vízforrások öntözéses felhasználására oly módon, hogy a környezeti állapot degradációja ne következzen be. *A fejezetben leírt eredményeim szerint a szennyvíz kezeletlen formában történő alkalmazása során számolni kell a talaj szolonycesedésének veszélyével, talajtípustól függetlenül és a szoloncsákosodás veszélyével agyagos talajon, ezért kezeletlen felhasználásuk nem javasolt. Ugyanakkor a kalcium-szulfát hozzáadásával és a szennyvíz Körös vízzel való hígításával kezelt szennyvíz (HG) már öntözésre alkalmas lehet a kémiai paraméterek javított értékei miatt (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 3,5 SAR). Következtetésem szerint fontos kutatási feladat az öntözővíz minősítő rendszerekben található csoportok felső határértékeinek kiszélesítése és a kategóriákhoz tartozó racionális felhasználási javaslat (vízjavítási mód, növénytípus, talajművelési gyakorlat stb.) hozzárendelése, amelyek alkalmazásával elősegíthető a fenntartható mezőgazdaság, élelmiszer-biztonság és környezetvédelem egyaránt.*

5. Az öntözés hatása a talaj tulajdonságaira és a fűz biomassza produkcióra

Az előző fejezetekben részletesen áttekintettem a szennyvízöntözés környezeti kockázatait, amelyek közül a talajdegradáció volt az egyik leggyakrabban előforduló, öntözést is korlátozó tényező. A talaj alaptulajdonságainak, tápanyag tartalmának és szikesedésének vizsgálatával célom volt lehatárolni azokat az öntözés következtében előforduló káros hatásokat, amelyek akadályozhatják a szennyvíz (talajvédelem szempontjai szerint) fenntartható módon történő felhasználását.

A szennyvíz mezőgazdasági felhasználását nemcsak a környezeti kockázatok (szikesedés, nitrát kimosódás, talajállapot romlás) mentén értékeltem, hanem célom volt a növényzetre gyakorolt hatásának értékelése is. A szennyvíz öntözésre való alkalmasságának (a fenntarthatóságon kívüli) egyik fontos meghatározó tényezője, hogy az öntözött növénykultúra növekedésében nem okoz-e gátat a szennyvíz minősége. A fentiek megállapítása érdekében mindkét évben értékeltem a növények nedves és száraz biomassza tömegét.

5.1. Két éves öntözés talajtani hatásának vizsgálata a liziméteres fűz kísérletben

5.1.1. A talaj alaptulajdonságainak jellemzése

A liziméter edényekben található talaj kötöttségét jellemző Arany-féle kötöttségi (K_A) szám értéke 55-66. Minden vizsgált talajréteg agyag vagy nehézagyag textúra csoportba tartozik (9. melléklet). Buzás (1993) szerint a fizikai talajféleség igen stabil, a gyakorlatban hosszú idő alatt sem változó talajtulajdonság, ezért az elemzés során nem vizsgáltam a K_A szám értékeinek változását a mintavételi időpontok között és a különböző kezelések hatására.

A parcellák talajának kémhatása a kísérlet elején gyengén savanyú vagy semleges: a mért értékek terjedelme: 5,88-6,97, átlaga 6,5. Az első öntözési idény alatt a szennyvízzel (H) öntözött 30 mm és 60 mm öntözési normával rendelkező kezelések talajának pH értéke szignifikánsan növekedett (15. táblázat). A felismert jelenség ellenére 2015 őszén a különböző kezelésekben mért pH értékek között nincs szignifikáns különbség ($p=0,063$).

15. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos pH(KCl) értékei a két éves vizsgálati időszak alatt

| $pH_{(KCl)}$ átlagai | 2015 tavasz | 2015 ősz | p -érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | p -érték ¹ | 2017 tavasz | p -érték ¹ |
|-------------------------|----------------|----------|-------------------------|----------------|----------|-------------------------|----------------|-------------------------|
| H15 | 6,61 | 6,61 | n.s. | 6,85 | 6,85 | n.s. | 6,79 | n.s. |
| H30 | 6,47 | 6,68 | * | 6,64 | 6,56 | n.s. | 6,55 | n.s. |
| H60 | 6,25 | 6,81 | ** | 6,75 | 6,84 | n.s. | 6,76 | ** |
| HG | 6,40 | 6,35 | n.s. | 6,72 | 6,54 | n.s. | 6,67 | * |
| K15 | 6,53 | 6,54 | n.s. | 6,72 | 6,63 | n.s. | 6,71 | n.s. |
| K30 | 6,41 | 6,55 | n.s. | 6,80 | 6,69 | n.s. | 6,74 | ** |
| K60 | 6,35 | 6,51 | n.s. | 6,75 | 6,54 | n.s. | 6,71 | * |
| kontroll | 6,64 | 6,58 | n.s. | 6,43 | 6,45 | n.s. | 6,65 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p -értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz, a 2016 évi tavaszi-ősz és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p -értékei találhatóak. (*: $p<0,05$, **: $p<0,01$). Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A második öntözési idényben egyetlen kezelésben sem következett be a pH értékek szignifikáns változása. Az öntözési idény végén a legkisebb pH értékkel rendelkező kontroll és a legnagyobb pH értékkel rendelkező H60 kezelésekben mért értékek szignifikánsan különböznek egymástól ($p=0,015$), de a többi kezelés közt nem igazolható a különbség. A 2015 és 2017 tavaszán mért pH értékek közt a változás mindhárom 60 mm-es öntözési normával

rendelkező kezelés esetén és a K30 kezelésben szignifikáns. Mindhárom 60 mm-es öntözési norma esetén igazolható, hogy a két éves időszak alatt a talaj pH értéke növekedett.

Az alaptulajdonságok közül a humusztartalomra vonatkozóan 2015-ben négy kezelésből van mért értékem: H60, HG, K60 és Kontroll (16. táblázat).

16. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos humusztartalma (%) a két éves vizsgálati időszak alatt

| Humusz (%) átlagai | 2015 tavasz | 2015 ősz | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | p- érték ¹ | 2017 tavasz | p- érték ¹ |
|-----------------------|----------------|--------------------|----------------------|----------------|-------------------|--------------------------|----------------|--------------------------|
| H15 | | | | 1,85 | 2,02 ^a | ** | 1,93 | |
| H30 | | | | 1,92 | 2,06 ^a | * | 2,10 | |
| H60 | 1,96 | 2,32 ^b | *** | 1,95 | 2,11 ^a | ** | 1,95 | n.s. |
| HG | 1,94 | 2,15 ^a | ** | 1,86 | 2,07 ^a | *** | 1,90 | n.s. |
| K15 | | | | 1,87 | 2,01 ^a | * | 1,87 | |
| K30 | | | | 1,83 | 2,07 ^a | * | 1,98 | |
| K60 | 1,85 | 2,21 ^{ab} | *** | 1,80 | 1,96 ^a | *** | 1,95 | n.s. |
| Kontroll | 1,94 | 2,20 ^{ab} | * | 1,89 | 2,09 ^a | *** | 2,00 | * |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz, a 2016 évi tavaszi-ősz és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás t-próba p-értékei találhatók. ²Az ^a, ^b indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc test homogén részhalmazait jelölik. (*: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$). Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A liziméter edények talaja már a kísérlet elején kis humusztartalommal rendelkezik. Mindkét öntözési idényt követően nagyobbak a humuszszázalék értékek, mint tavasszal. 2015 őszen a HG kezelés talaja szignifikánsan kisebb humusztartalommal rendelkezik, mint a K60, H60 és kontroll kezelésben mérték, amelyek közt azonban nincs igazolható különbség. 2016 őszen egyetlen kezelés közt sincs szignifikáns különbség és a H60 rendelkezik a legnagyobb humusztartalommal (16. táblázat). A két éves vizsgált időszak alatt csak a kontroll kezelésben volt a két tavaszi időpont közötti változás szignifikáns, de a különbség értéke kicsi (+0,6%).

A kísérlet talaja kalcium-és magnézium-karbonátban szegény. Egyik évben sem volt mérhető mennyiségben (<0,5 m/m%) a talajok CaCO₃-ban kifejezett összeszén-dioxid-tartalma.

5.1.2. A talaj tápanyagtartalmának jellemzése (N, P, K)

Buzás (1983) után a talajok kálium-klorid oldható nitrát+nitrát-N koncentrációját a dolgozat további részében röviden csak nitrát koncentrációnak/tartalomnak neveztem. 2015-ben, az első mintavétel alkalmával a legnagyobb a talaj nitrát tartalma (17. táblázat). A talaj felmelegedésével a nitrát-N mennyisége nő és nyáron éri el a maximumot; a nitrifikáció levegő jelenlétében, 25-32°C-on, 60-70% kapilláris vízkapacitásnál, 6,2-9,2 pH között a legintenzívebb (Debreczeni 1979). A mintavétel időpontjában (2015.07.03-án) a talajhőmérséklet 27°C volt,¹ a talaj kémhatása gyengén savanyú vagy lúgos és a talaj nedvessége 24,6 tömeg% volt. A nitrifikáció kedvező feltételeinek köszönhetően az első mintavételi időpontban volt mérhető a legnagyobb nitrát tartalom a talajban.

Az első öntözési idényt követően minden kezelésben kisebb volt a talajban mért nitrát tartalom, mint tavasszal. A H15 és kontroll kezeléseknél nem volt szignifikáns a két időpont közti különbség. Ősszel az öntöztelen kontroll kezelésben mérhető a legnagyobb koncentráció (18. táblázat), a különböző kezelésekből származó nitrát koncentrációk közt szignifikáns különbség igazolható.

¹Az Országos Vízügyi Főigazgatóság dévaványai mérőhelyének (kísérleti térhez legközelebb eső megfigyelő állomás) napi talaj-hőmérsékleti adata alapján (forrás: http://hidromet.vizugy.hu/talaj/talaj_homerseklet.aspx).

17. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos kálium-klorid oldható nitrít+nitrát-N koncentráció (mg/kg) értékei a két éves vizsgálati időszak alatt

| <i>KCl-NO₂⁻+NO₃⁻-N</i> (mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2017 tavasz | <i>p</i> -érték ¹ |
|--|----------------|----------|------------------------------|------------------|----------|------------------------------|----------------|------------------------------|
| <i>H15</i> | 16,2 | 7,4 | n.s. | 2,4 | 7,6 | * | 10,0 | n.s. |
| <i>H30</i> | 26,5 | 4,8 | * | 2,1 | 14,1 | * | 13,2 | n.s. |
| <i>H60</i> | 82,3 | 3,9 | ** | 3,0 | 16,3 | ** | 16,0 | n.s. |
| <i>HG</i> | 12,2 | 2,8 | ** | 2,2 | 5,4 | * | 7,4 | n.s. |
| <i>K15</i> | 17,5 | 3,3 | ** | 2,1 | 5,6 | ** | 6,4 | * |
| <i>K30</i> | 56,0 | 2,0 | ** | 1,7 | 7,4 | * | 6,7 | ** |
| <i>K60</i> | 17,7 | 2,4 | ** | 1,5 ² | 3,4 | - | 5,6 | n.s. |
| <i>Kontroll</i> | 48,6 | 19,9 | n.s. | 3,8 | 9,3 | ** | 11,4 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A *p*-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi, a 2016 évi tavaszi-őszi és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test *p*-értékei találhatók. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült. ²2016 tavaszán a K60 kezelésben csak egy talajmintában volt kimutatható értékhatar felett a kálium-klorid oldható nitrít+nitrát-N (<1,5 mg/kg). (*:*p*<0,05, **: *p*<0,01)

A páronkénti összehasonlítás alapján a kontroll kezelés szignifikánsan különbözik (nagyobb) minden a kezelt szennyvízzel öntözött kezelésben mértől és a Körös vízzel öntözött kezelésben mért nitrát koncentrációktól, mivel ezek rendelkeznek az öntözött kezelések közül a legkisebb nitrát koncentrációval (18. táblázat). Az öntöztelen kezelésben mért nagyobb nitrát koncentráció oka, hogy a növények öntözött körülmények között több tápanyagot képesek felvenni, ezért az öntöztelen kezelés talajában több nitrogén marad, amely a téli időszakban a kilúgozási folyamatok által nagyobb nitrát koncentrációt eredményez a csurgalékvizekben (Szalókiné és Szalóki 2003). A K30 kezelésben mért koncentráció szignifikánsan kisebb, mint a H30 és H15-ben mérték. A 30 mm öntözési norma esetén igazolható, hogy a szennyvízzel öntözött kezelésben nagyobb a talaj nitrát koncentrációja, mint a Körös vízzel öntözöttben. A 60 mm-es öntözési norma és a 15 mm öntözési norma esetén a vízminőség hatása nem igazolható az első öntözéseket követően. A szennyvízzel öntözött 15 mm-es kezelésben szignifikánsan nagyobb a talaj nitrát tartalma, mint a 60 mm-esben, amely a kisebb vízmennyiséggel és az ezáltal kevesebb biomassza és növények által felvett nitrátmennyiséggel magyarázható.

18. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajában 2015 őszén a különböző kezelésekben mért kálium-klorid oldható nitrít+nitrát-N koncentrációk közti különbségek

| mg/kg | <i>H15</i> | <i>H30</i> | <i>H60</i> | <i>HG</i> | <i>K15</i> | <i>K30</i> | <i>K60</i> | <i>Kontroll</i> |
|-----------------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|------------|-----------------|
| <i>H15</i> | - | 2,62 | 3,55** | 4,62 | 4,13 | 5,41*** | 4,98 | -12,45 |
| <i>H30</i> | | - | 0,93 | 2,00 | 1,51 | 2,79* | 2,36 | -15,07 |
| <i>H60</i> | | | - | 1,08 | 0,58 | 1,86 | 1,43 | -16,00 |
| <i>HG</i> | | | | - | -0,49 | 0,78 | 0,35 | -17,08** |
| <i>K15</i> | | | | | - | 1,28 | 0,85 | -16,58* |
| <i>K30</i> | | | | | | - | -0,43 | -17,86*** |
| <i>K60</i> | | | | | | | - | -17,43*** |
| <i>Kontroll</i> | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: *p*<0,05 **: *p*<0,01 ***: *p*<0,001, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának *p*-értékei alapján. A táblázatban szereplő értékek az oszlopban szereplő kezelések (i) és a sorokban szereplő kezelések (j) talajában mért koncentrációk különbségeit jelentik (i)-(j).

2016 tavaszán kisebb nitrát koncentráció volt a talajokban, mint az előző évi őszi időszakban, a vízben jól oldódó nitrát a talajszelvényben a vízzel együtt mozog, ezért a téli

időszakban jellemző kilúgozási folyamatnak köszönhető, hogy a nitrát tartalom az öntözési időnyt követően is tovább csökkent. A K60 kezelésből származó minták nitrát koncentrációja olyan mértékben csökkent a téli-tavaszi időszak alatt, hogy tavasszal 9 mintából csak egy esetben volt mérhető mennyiségben (17. táblázat).

A második öntözési időnyben a talaj nitrát koncentrációja ősszel minden kezelésben szignifikánsan nagyobb, mint tavasszal volt. A két öntözési időny közt több különbség található: (1) a másodikban közel kétszer annyi eső esett és fele annyi öntözővíz mennyiség került kijuttatásra, mint az elsőben, (2) összességében 35%-kal kevesebb víz jutott a talajra a második öntözési időnyben, (3) a másodikban nem történt nitrogén műtrágya kijuttatás. A tápanyag-utánpótlás és a víz is meghatározó tényezője a növények növekedésének, így közvetve a nitrogén felvételüknek is. A talajban lévő nitrogén formák átalakulására is feltételezhetően valamennyi fenti tényező együttesen hatással volt és szerepet játszott az nitrát koncentráció növekedésében. A növekedés értéke a tavaszi koncentrációk százalékában kifejezve az alábbiak szerint alakult: H15: 323%, H30: 671%, H60: 537%, HG: 250%, K15: 264%, K30: 435% K60: 220%, Kontroll: 247%. Minden öntözési norma mellett a szennyvízzel öntözött kezelésekben volt nagyobb a koncentráció növekedés és az azonos vízminőségű kezeléseken belül a 30 mm-es öntözési normák mellett volt a legnagyobb nitrát növekedés. A kontroll és HG kezelés közel azonos nitrát növekedéssel jellemezhető.

A második öntözési időnyben, a különböző kezelésekből származó nitrát koncentrációk közti szignifikáns különbség statisztikailag is igazolható (19. táblázat). 2016 őszén a H60 kezelés talajában mért nitrát koncentráció szignifikánsan nagyobb, mint a Körös vízzel és a kezelt szennyvízzel öntözött kezelésekben és a K60 kezelés szignifikánsan kisebb nitrát koncentrációval rendelkezik, mint valamennyi szennyvízzel öntözött kezelés. Azonos vízminőség mellett a különböző öntözési norma nem befolyásolta a talaj nitrát koncentrációját.

19. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajában 2016 őszén a különböző kezelésekből mért kálium-klorid oldható nitrát+nitrát-N koncentrációk közti különbségek

| mg/kg | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|----------|-----|------|-------|---------|---------|-------|----------|----------|
| H15 | - | -6,5 | -8,63 | 2,19 | 1,98 | 0,24 | 4,24* | -1,66 |
| H30 | | - | -2,13 | 8,69** | 8,49* | 6,74 | 10,74*** | 4,84 |
| H60 | | | - | 10,82** | 10,62** | 8,87* | 12,87*** | 6,97 |
| HG | | | | - | -0,20 | -1,95 | 2,05 | -3,85 |
| K15 | | | | | - | -1,75 | 2,25 | -3,65 |
| K30 | | | | | | - | 4 | -1,9 |
| K60 | | | | | | | - | -5,9** |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának p -értékei alapján. A táblázatban szereplő értékek az oszlopban szereplő kezelések (i) és a sorokban szereplő kezelések (j) talajában mért koncentrációk különbségeit jelentik (i)-(j).

A liziméter edények talajának átlagos foszfor tartalma minden időpontban és kezelésben nagyobb, mint 221 mg/kg, amely határérték felett a MÉM NAK (1987) irányelvei szerint a foszfortartalom „sok” kategóriába sorolható. A vizsgált két éves időszak alatt nem csökkent a foszfor koncentráció a határérték alá. Az első öntözési időnyben a H60, K60 és kontroll kezeléseken kívül valamennyi kezelésben csökkent a talaj foszfor koncentrációja, a változás csak egy esetben volt szignifikáns (H30), (20. táblázat). 2015 őszén a különböző kezelésekből mért foszfor koncentrációk nem különböznek szignifikánsan ($p=0,234$). A második öntözési időnyben a 30 mm öntözési normával rendelkező kezeléseket (H31, K30) és a kezelt szennyvízzel öntözött kezelést (HG) kivéve nőtt a talaj foszfor koncentrációja. A H60 esetében a foszforkoncentráció majdnem kétszeresre növekedett és a változás szignifikáns (20. táblázat).

A második öntözési időnyt követően a H60 kezelésben mért foszforkoncentráció

szignifikánsan nagyobb, mint a H30 ($p=0,04$) kezelésben és a HG ($p=0,021$) kezelésben mért értékek, amelyek a legkisebb foszfortartalommal rendelkeznek 2016 őszén valamennyi vizsgált kezelés közül. A kétéves vizsgálati időszak alatt három kezelésben szignifikánsan növekedett a talaj foszfor koncentrációja (20. táblázat). A vizsgált időszak alatt a talaj foszfortartalma mindvégig a foszforban leggazdagabb III. termőhelyi kategóriájú talajoknak felel meg.

20. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos ammónium-laktát oldható foszfor-pentoxid tartalma (mg/kg) a két éves vizsgálati időszak alatt

| <i>AL-P₂O₅</i> (mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2017 tavasz | <i>p</i> -érték ¹ |
|--|----------------|------------------|------------------------------|----------------|-------------|------------------------------|----------------|------------------------------|
| H15 | 904 | 677 ^a | n.s. | 696 | 809 | n.s. | 924 | n.s. |
| H30 | 597 | 506 ^a | * | 595 | 526 | n.s. | 431 | * |
| H60 | 644 | 719 ^a | n.s. | 587 | 1097 | * | 700 | n.s. |
| HG | 449 | 411 ^a | n.s. | 642 | 513 | n.s. | 581 | n.s. |
| K15 | 549 | 441 ^a | n.s. | 696 | 775 | n.s. | 733 | n.s. |
| K30 | 516 | 434 ^a | n.s. | 660 | 545 | n.s. | 704 | * |
| K60 | 375 | 492 ^a | n.s. | 545 | 563 | n.s. | 505 | * |
| Kontroll | 514 | 568 ^a | n.s. | 497 | 563 | n.s. | 791 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A *p*-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz, a 2016 évi tavaszi-ősz és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test *p*-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült. (*: $p<0,05$)

A kísérlet kezdetén a talaj kálium ellátottsága „megfelelő”, illetve „jó” kategóriákba sorolható a MÉM NAK (1987) szerint, valamennyi kezelésben 301-450 mg/kg közötti koncentráció volt mérhető. Az első öntözési idényben a H30 kezelésben szignifikánsan csökkent a koncentráció, a K60 kezelésben növekedett, a többi kezelésben nem történt jelentős változás (21. táblázat).

21. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos ammónium-laktát oldható kálium-oxid tartalma (mg/kg) a két éves vizsgálati időszak alatt

| <i>AL-K₂O</i> (mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | <i>p</i> -érték ¹ | 2017 tavasz | <i>p</i> -érték ¹ |
|--|----------------|-------------|------------------------------|----------------|-------------|------------------------------|----------------|------------------------------|
| H15 | 402 | 389 | n.s. | 353 | 477 | ** | 424 | n.s. |
| H30 | 370 | 324 | * | 367 | 404 | ** | 355 | n.s. |
| H60 | 410 | 449 | n.s. | 378 | 450 | * | 393 | n.s. |
| HG | 417 | 421 | n.s. | 404 | 424 | n.s. | 452 | n.s. |
| K15 | 409 | 401 | n.s. | 384 | 448 | * | 428 | n.s. |
| K30 | 356 | 409 | n.s. | 387 | 507 | ** | 420 | * |
| K60 | 372 | 417 | * | 367 | 438 | ** | 428 | n.s. |
| kontroll | 415 | 433 | n.s. | 344 | 421 | ** | 437 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A *p*-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz, a 2016 évi tavaszi-ősz és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test *p*-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült. (*: $p<0,05$, **: $p<0,01$)

2015 őszén a H30 kezelésben mért kálium koncentráció érték szignifikánsan kisebb, mint a H60 ($p=0,004$), HG ($p=0,014$) és kontroll ($p=0,002$) kezeléseknél. Az utóbbi három kezelés rendelkezett a kísérlet első évében a legnagyobb kálium tartalommal. A második öntözési idényben minden kezelésben növekedett a kálium koncentráció, a változás csak a HG kezelésben nem szignifikáns. Debreczeni (1979) szerint a tenyészidőszak alatti átlagos

csapadék növekedése általában növeli a talaj felvehető kálium tartalmát, ezért az öntözés következményeként értelmezhető a talajok kálium koncentrációjának növekedése. Ugyancsak a koncentráció növekedésének irányába hat a humusztartalom növekedése a második öntözési idényben, mivel Buzás (1983) szerint a humuszanyagok növelik a kálium felvehetőségét, a szerves anyag mennyiségének növekedésével az oldható K-forma is nő. 2016 őszén is a H30 kezelésben mérhető a legkisebb kálium koncentráció, amely szignifikánsan kisebb, mint a K30 ($p=0,002$) és a HG ($p=0,043$) kezeléseknél mért. 2017 tavaszán valamennyi kezelés talaja „jó”, illetve „sok” kategóriába sorolható a kálium ellátottság alapján a 2016-ban bekövetkezett koncentráció növekedéseknek köszönhetően.

5.1.3.A talaj jellemzése a vízben oldható összessó-tartalma alapján

2015 tavaszán a talajok vízben oldható összessó-tartalma átlagosan 0,09%, amely gyengén szoloncsákos kategóriába sorolható, ahol sóérzékeny növények már nem termesztethetők (Stefanovits, 2010). A H15 és HG kezelést kivéve minden kezelésben csökkent a talaj vízben oldható összes-sótartalma az első öntözési idényben (22. táblázat). A csökkenés két kezelésben szignifikáns (H60, K30). Ezekben a kezeléseknél az öntözés előtt a legnagyobb értékek voltak mérhetőek. *2015 őszén nincs szignifikáns különbség a különböző kezelések talajában mért összessó-tartalomban.*

22. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos vízben oldható összessó-tartalma a két éves vizsgálati időszak alatt

| összes só (%) átlagok | 2015 tavasz | 2015 ősz | p- érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | p- érték ¹ | 2017 tavasz | p- érték ¹ |
|-----------------------------|----------------|-------------|--------------------------|----------------|-------------|--------------------------|----------------|--------------------------|
| H15 | 0,069 | 0,072 | n.s. | 0,054 | 0,069 | ** | 0,070 | n.s. |
| H30 | 0,084 | 0,069 | n.s. | 0,054 | 0,080 | ** | 0,074 | * |
| H60 | 0,118 | 0,073 | * | 0,062 | 0,081 | ** | 0,077 | n.s. |
| HG | 0,073 | 0,080 | n.s. | 0,046 | 0,088 | ** | 0,074 | n.s. |
| K15 | 0,072 | 0,070 | n.s. | 0,048 | 0,067 | ** | 0,059 | * |
| K30 | 0,103 | 0,068 | * | 0,048 | 0,070 | ** | 0,068 | n.s. |
| K60 | 0,077 | 0,076 | n.s. | 0,051 | 0,060 | * | 0,060 | ** |
| kontroll | 0,098 | 0,079 | n.s. | 0,051 | 0,067 | * | 0,063 | * |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz, a 2016 évi tavaszi-ősz és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatók. Az elemzés kezelésként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült. (*: $p<0,05$, **: $p<0,01$)

A második öntözési idényben minden kezelésben szignifikánsan növekedett a talaj összessó-tartalma. A talaj vízben oldható összessó-tartalma és a kálium-klorid oldható nitrátnitrát tartalma közti szignifikáns korreláció (10. melléklet) miatt, a nitrogén növekedése az összes só növekedését idézte elő. Buzás (1987) szerint a nitrátok legnagyobb része oldott állapotban van, mivel a nitrát anion különleges tulajdonsága, hogy egy speciális só (uránsó) kivételével minden elemmel vízzel oldható sőt képez, illetve a nitrát, negatív töltésű lévén adszorbeálódni sem tud a negatív töltésű talajkolloidok felületén. A talajban mérhető vízben oldható összesó-tartalom olyan jelentős részét képezhetik ezért a nitrátok, ami miatt a két paraméter változása azonos irányú, párhuzamosan történik. A második öntözési idényt követően a különböző kezeléseknél mért sótartalmak között szignifikáns különbség volt kimutatható (22. táblázat). A legkisebb sótartalom a K60 kezelésben volt mérhető 2016 őszén, amely szignifikánsan kisebb, mint a H30, H60 és HG kezelésekből származó sótartalom értékek. A legnagyobb vízben oldható összessó-tartalom ugyanebben az időpontban a HG kezelésben volt mérhető, amely a H15, K30 és kontroll kezeléseknél szignifikánsan nagyobb értékkel rendelkezik. A vízminőség hatása csak a 60 mm-es öntözési normával rendelkező

kezelésben volt igazolható (23. táblázat). Debreczeni (1979) szerint a vízőldható sófelesleg 0,2% felett a növények számára káros, amely értéket egyetlen kezelésben mért sókoncentráció sem ért el az öntözés első két éve alatt.

23. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet különböző kezeléseiben mért vízben oldható összessó-tartalom átlagos különbségei (%) 2016 őszén

| | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|----------|-----|--------|--------|---------|---------|--------|----------|----------|
| H15 | - | -0,011 | -0,012 | -0,019* | 0,002 | -0,001 | 0,009 | 0,002 |
| H30 | | - | -0,001 | -0,008 | 0,013 | 0,010 | 0,02** | 0,013 |
| H60 | | | - | -0,007 | 0,014** | 0,011 | 0,021*** | 0,014 |
| HG | | | | - | 0,021 | 0,018* | 0,028*** | 0,021** |
| K15 | | | | | - | -0,003 | 0,007 | 0,000 |
| K30 | | | | | | - | 0,010 | 0,003 |
| K60 | | | | | | | - | -0,007 |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának p -értékei alapján.

A szikesedési hányadossal kifejezhető, hogy a vizsgálat ideje alatt a talajban sófelhalmozódás vagy a sótartalom csökkenése következett-e be. A hányados kiszámítható a talaj őszi és tavaszi sótartalmának hányadosaként. Szabolcs és Darab (1955) szerint amennyiben e hányados értéke 1-nél nagyobb elszikesedés, amennyiben egynél kisebb, sziktelenedési folyamat ment végbe a vizsgálat időszakában. Az elemzésem során mindkét öntözési időnyt követő őszi és az azokat megelőző tavaszi időpontokból származó összessó-tartalom értékek hányadosát kiszámoltam (24. táblázat). A második öntözési időnyben minden kezelésben egynél nagyobb a szikesedési hányados értéke.

24. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talaját jellemző szikesedési hányados két öntözési időny alatt

| Szikesedési hányados | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | kontroll |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|------|----------|
| 2015 | | | | | | | | |
| min. | 0,50 | 0,55 | 0,35 | 0,88 | 0,60 | 0,33 | 0,54 | 0,47 |
| max. | 1,40 | 1,17 | 1,14 | 1,33 | 1,33 | 1,17 | 1,29 | 1,33 |
| átlag | 1,12 | 0,86 | 0,74 | 1,10 | 1,01 | 0,74 | 1,04 | 0,90 |
| 2016 | | | | | | | | |
| min. | 1,17 | 1,29 | 1,14 | 1,50 | 1,20 | 1,20 | 1,00 | 1,00 |
| max. | 1,60 | 1,75 | 1,50 | 3,00 | 1,75 | 1,75 | 1,50 | 1,60 |
| átlag | 1,27 | 1,49 | 1,31 | 1,99 | 1,41 | 1,48 | 1,19 | 1,31 |

Megjegyzés. Szikesedési hányados=őszi/tavaszi vízben oldható összessó-tartalom. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

Az öntözés sófelhalmozódást okozó hatása mellett, mindkét téli időszakban (2015/16 és 2016/17 telén is) a talaj kilúgozása történt, amelynek hatására a két éves időszak alatt a talaj vízben oldható sótartalma csökkent (22. táblázat). Négy kezelésben történt szignifikáns változás 2015 és 2017 tavasza között (22. táblázat), mindben csökkent a talajban mért összessó-tartalom. Az öntözés hatására két év alatt bekövetkező vízben oldható összessó-tartalom változás részletes vizsgálata érdekében sémérleg számítását végeztem (3.4.4. fejezet), ahol a só% értékek statisztikai elemzésén kívül, a talajréteg mélységét, az öntözővíz mennyiségét és az öntözővíz sókoncentrációját is számításba vettem (25. táblázat).

25. táblázat. A liziméter edényes fűz kísérlet só készletének változása 2015-2017 között

| átlagok (t/ha) | s_1 | s_2 | Δs | s_f |
|--------------------|-------|-------|------------|--------|
| <i>H15</i> | | | | |
| 0-20 cm | 1,87 | 1,48 | -0,39 | |
| 20-40 cm | 1,56 | 1,64 | 0,08 | |
| 40-60 cm | 1,40 | 1,79 | 0,39 | |
| teljes szelvényben | 4,84 | 4,91 | 0,08 | -2,14 |
| <i>H30</i> | | | | |
| 0-20 cm | 2,42 | 1,64 | -0,78 | |
| 20-40 cm | 1,79 | 1,79 | 0,00 | |
| 40-60 cm | 1,72 | 1,79 | 0,08 | |
| teljes szelvényben | 5,93 | 5,23 | -0,70 | -5,14 |
| <i>H60</i> | | | | |
| 0-20 cm | 3,82 | 1,64 | -2,18 | |
| 20-40 cm | 2,57 | 1,95 | -0,62 | |
| 40-60 cm | 1,87 | 1,79 | -0,08 | |
| teljes szelvényben | 8,27 | 5,38 | -2,89 | -11,76 |
| <i>HG</i> | | | | |
| 0-20 cm | 1,72 | 1,25 | -0,47 | |
| 20-40 cm | 1,79 | 1,79 | 0,00 | |
| 40-60 cm | 1,64 | 2,18 | 0,55 | |
| teljes szelvényben | 5,15 | 5,23 | 0,08 | -5,87 |
| <i>K15</i> | | | | |
| 0-20 cm | 1,87 | 1,25 | -0,62 | |
| 20-40 cm | 1,64 | 1,48 | -0,16 | |
| 40-60 cm | 1,56 | 1,40 | -0,16 | |
| teljes szelvényben | 5,07 | 4,13 | -0,94 | -1,55 |
| <i>K30</i> | | | | |
| 0-20 cm | 3,04 | 1,64 | -1,40 | |
| 20-40 cm | 2,50 | 1,64 | -0,86 | |
| 40-60 cm | 1,72 | 1,48 | -0,23 | |
| teljes szelvényben | 7,25 | 4,76 | -2,50 | -3,72 |
| <i>K60</i> | | | | |
| 0-20 cm | 2,03 | 1,33 | -0,70 | |
| 20-40 cm | 1,79 | 1,40 | -0,39 | |
| 40-60 cm | 1,56 | 1,48 | -0,08 | |
| teljes szelvényben | 5,38 | 4,21 | -1,17 | -3,61 |
| <i>Kontroll</i> | | | | |
| 0-20 cm | 2,57 | 1,33 | -1,25 | |
| 20-40 cm | 2,34 | 1,48 | -0,86 | |
| 40-60 cm | 1,95 | 1,64 | -0,31 | |
| teljes szelvényben | 6,86 | 4,45 | -2,42 | -2,42 |

Megjegyzés. Az s_1 : a talaj só készlete a megfigyelési időszak kezdetén, 2015 tavaszán (t/ha). Az s_2 : a talaj só készlete a megfigyelési időszak végén, 2017 tavaszán (t/ha). A Δs : a talaj só készletének változása a megfigyelési időszak alatt. Az s_f : a talaj sóforgalma (t/ha). Az elemzés kezelésenként és mélységenként 3 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

Az eredményeim szerint két kezelésben lett pozitív a vizsgált szelvény (0-60 cm) sómérlege: a H15 és HG kezeléseknél átlagosan 0,08 t/ha-ra növekedett a talaj só készlete 2015-2017 között. Az összes többi kezelésben a sómérleg negatív lett a vizsgált két év alatt. Az eredmények szerint a 0-60 cm mélységű gyökérzóna sófelhalmozódása nem következik be a csapadék kilúgozó hatása miatt akkor sem, ha az öntözővíz sókoncentrációja (~800 mg/l) 60%-kal meghaladja az agyagos talajra maximálisan javasolt értéket (500 mg/l). A szennyvízzel öntözött kezelés esetén az öntözési norma növekedése mellett a sókészlet egyre nagyobb mértékű csökkenése figyelhető meg. A Körös vízzel öntözött talajok esetében ez nem igazolódott, mivel a 60 mm-es öntözésű kezelésben kisebb volt a sókészlet csökkenés, mint a 30 mm-esben.

A „sómérleg” mellett kiszámoltam az ún. „sóforgalom” (s_f) értékét is, mely azt fejezi ki, hogy milyen mértékű volt a kilúgozás (Filep, 1995). A talaj só készletének változása önmagában erre vonatkozóan nem nyújt tájékoztatást, mivel a talaj sótartalmának növekedése esetén is jelentős lehet a kilúgozott sók mennyisége (Filep, 1995). A talaj sóforgalma (sókészlet változás és az öntözővízzel kijuttatott só mennyiségének a különbsége) valamennyi kezelésben negatív értékű lett. Filep (1995) szerint a negatív érték azt jelenti, hogy a sómérleg értéke kisebb, mint az öntözővízzel kijuttatott só mennyisége ($\Delta s < s_0$), azaz minimum annyi só kilúgozódott a talajból, mint az öntözővízzel talajba jutott sók teljes egésze.

Debreczeni (1979) szerint a talajoldat sókoncentrációját csökkentik az alábbi folyamatok: az oldható vegyületek kimosódása, az oldható vegyületek oldhatatlanná alakulása és a növények tápanyagfelvétele. Tóth (1996) nagykunsági, öntözött réti csernozjom és öntés réti talajon vizsgálta 11 szelvény sómérlegét 1989-91 között, eredményei szerint 8 esetben növekedés történt a teljes szelvényben, amelyek legkisebb és legnagyobb értékei 0,23 t/ha és 4,01 t/ha voltak. Az általa vizsgált legtöbb szelvényben a sómérleg növekedése a mélyebb talajrétegekben nagyobb volt, mint a felszínien. Eredményeim szerint a sómérleg mélységenkénti változása eltérő volt kezelésenként. A felszíni talajréteget (0-20 cm) a sómennyiség csökkenése jellemzi minden vizsgált kezelésben. A 30 mm-es kezelésben a Körös víz esetén a teljes szelvényben negatív a sómérleg, de a szennyvízzel öntözött, azonos normájú kezelésben csak a felszíniben negatív, míg a 20-40 cm egyensúlyi állapotot, változatlanságot tükröz (25. táblázat). A H60 és K60 kezeléseknél minden mélységben csökken a talaj sótartalma a vizsgált időszak alatt, ugyanakkor a HG kezelésben (az azonos 60 mm-es öntözési norma ellenére) már 40 cm-nél növekszik a sókészlet. A kezelt szennyvíz sókoncentrációja megközelíti a nyers szennyvízben számolt értéket, mivel a hígítás ugyan csökkentette, a kalcium-szulfát hozzáadása azonban növelte azt. Fontos megjegyezni azonban, hogy a káros sók mennyisége ebben kevesebb volt, mint a nyers szennyvízben (9. táblázat), azaz a vízjavítás elérte a célját. A vízoldható sók minőségének értékelése lenne szükséges ahhoz, hogy a felhalmozódás kedvezőtlen voltát kijelenthessem.

5.1.4. A talaj jellemzése a kicserélhető kationok (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) mennyisége alapján

A víz oldható sók hiányában az öntözés hatásának további értékelése során a kicserélhető bázisok (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+) mennyiségét vizsgáltam meg, mert elsődleges célom volt meghatározni, hogy a különböző minőségű öntözővizek, hogyan befolyásolják a talajkolloidok felületén adszorbeálódott nátrium kationok relatív mennyiségét. Darab (1958) a kicserélhető nátriumionok arányának megnövekedését a művelt talajrétegben az öntözött talajok másodlagos szolonyecesedésének nevezi, amit az öntözés hatására bekövetkező talajdegradáció egyik formájának tart.

Az elemzés során a 2015 évi öntözés előtti és utáni mintavételből és a 2016 évi öntözés előtti mintavételből származó eredményeket volt lehetőségem felhasználni, így ennek a paraméternek (kicserélhető $\text{Na}_s\%$) az esetében a vizsgálat időtartama egy öntözési idény, illetve egy év, azonban a kicserélhető nátrium koncentráció adatokat mindkét évben volt alkalmam megvizsgálni (26. és 27. táblázat).

26. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos kicserélhető kalcium, kálium, magnézium és nátrium kationok relatív mennyisége a kicserélhető bázisok összes mennyiségének (S-érték) százalékában

| <i>Ca_S%</i> | <i>2015 tavasz</i> | <i>2015 őszi</i> | <i>p-érték</i> | <i>2016 tavasz</i> | <i>p-érték</i> |
|------------------------|------------------------|------------------|----------------|------------------------|----------------|
| <i>H15</i> | 75,7 | 73,6 | n.s. | 73,5 ^a | ** |
| <i>H30</i> | 72,7 | 70,0 | ** | 72,3 ^a | n.s. |
| <i>H60</i> | 78,2 | 72,5 | ** | 72,4 ^a | ** |
| <i>HG</i> | 73,5 | 72,1 | ** | 74,2 ^b | n.s. |
| <i>K15</i> | 73,8 | 72,8 | n.s. | 74,2 ^b | n.s. |
| <i>K30</i> | 72,3 | 72,4 | n.s. | 74,5 ^b | * |
| <i>K60</i> | 72,9 | 71,9 | n.s. | 74,2 ^b | * |
| <i>Kontroll</i> | 79,9 | 72,6 | ** | 73,2 ^a | ** |
| | | | | | |
| <i>K_S%</i> | <i>2015 tavasz</i> | <i>2015 őszi</i> | <i>p-érték</i> | <i>2016 tavasz</i> | <i>p-érték</i> |
| <i>H15</i> | 2,48 | 2,70 | n.s. | 2,20 ^{ab} | * |
| <i>H30</i> | 2,32 | 2,27 | n.s. | 2,05 ^a | * |
| <i>H60</i> | 2,43 | 2,87 | * | 2,06 ^a | n.s. |
| <i>HG</i> | 2,34 | 2,70 | ** | 2,39 ^b | n.s. |
| <i>K15</i> | 2,41 | 2,81 | * | 2,39 ^{ab} | n.s. |
| <i>K30</i> | 2,06 | 2,78 | * | 2,45 ^{ab} | ** |
| <i>K60</i> | 2,23 | 3,08 | ** | 2,33 ^{ab} | n.s. |
| <i>Kontroll</i> | 2,21 | 2,67 | * | 2,05 ^a | n.s. |
| | | | | | |
| <i>Mg_S%</i> | <i>2015 tavasz</i> | <i>2015 őszi</i> | <i>p-érték</i> | <i>2016 tavasz</i> | <i>p-érték</i> |
| <i>H15</i> | 20,4 | 21,2 | n.s. | 20,08 ^{ab} | n.s. |
| <i>H30</i> | 23,3 | 23,1 | n.s. | 22,0 ^{abc} | ** |
| <i>H60</i> | 18,0 | 20,6 | * | 20,3 ^a | ** |
| <i>HG</i> | 21,9 | 23,0 | * | 21,1 ^{ab} | n.s. |
| <i>K15</i> | 22,3 | 22,7 | n.s. | 22,2 ^{ab} | n.s. |
| <i>K30</i> | 24,0 | 23,0 | n.s. | 21,7 ^{abc} | * |
| <i>K60</i> | 22,3 | 22,4 | n.s. | 22,2 ^{abc} | n.s. |
| <i>Kontroll</i> | 16,4 | 22,7 | ** | 23,3 ^b | ** |
| | | | | | |
| <i>Na_S%</i> | <i>2015 tavasz</i> | <i>2015 őszi</i> | <i>p-érték</i> | <i>2016 tavasz</i> | <i>p-érték</i> |
| <i>H15</i> | 1,40 | 2,50 | * | 3,51 | ** |
| <i>H30</i> | 1,70 | 4,61 | ** | 3,68 | ** |
| <i>H60</i> | 1,35 | 4,04 | ** | 5,23 | ** |
| <i>HG</i> | 2,24 | 2,25 | n.s. | 2,27 | n.s. |
| <i>K15</i> | 1,46 | 1,64 | n.s. | 1,23 | * |
| <i>K30</i> | 1,61 | 1,86 | * | 1,39 | * |
| <i>K60</i> | 2,50 | 2,63 | n.s. | 1,43 | ** |
| <i>Kontroll</i> | 1,49 | 2,05 | ** | 1,52 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi, a 2016 évi tavaszi-őszi és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. (*: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$). Az ^a, ^b, ^c indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A talajban található kationok sorrendje az öntözés előtt, növekvő mennyiségük szerint az alábbiak szerint alakult: nátrium < kálium < magnézium < kalcium. Ez az eloszlás optimálisnak tekinthető, mivel a mért $\text{Ca}_s\%$ meghaladja a 70%-ot, így Ca^{2+} kedvező hatása érvényesülhet, a $\text{Mg}_s\%$ nem haladja meg a 30%-ot, így kevésbé aszály-érzékeny a talaj, a $\text{Na}_s\% < 5$, ezért a kedvezőtlen kolloidikai hatások nem jelentkeznek (Stefanovits 2010).

Az első öntözési idény alatt a kicserélhető kalcium tartalom egy kezelés kivételével (K30) minden esetben csökkent, a változás nem szignifikáns a Körös vízzel öntözött edények talajában és a H15 kezelésben (26. táblázat). A kontroll kezelés talajában is szignifikánsan kisebb összettel a $\text{Ca}_s\%$, mint tavasszal, a változás (őszi érték a tavaszi %-ban kifejezve) ebben a kezelésben a legnagyobb (-9%), ezért az őszi mért kisebb értékek nem tekinthetőek közvetlenül az öntözés hatásának. A csökkenés azokban a kezeléseknél volt a legnagyobb, ahol a 2015 tavaszi mintavétel alkalmával a legnagyobb $\text{Ca}_s\%$ -ok voltak mérhetőek (H60 és kontroll). Azonban az öntözött kezeléseket összehasonlítva látható, hogy a csökkenés mértéke nagyobb a szennyvízzel öntözött kezeléseknél (H15: -3%, H30: -4%, H60: -7%), mint a Körös vízzel öntözötteknél, ahol a változás nem több, mint 1%. A kicserélhető kalcium csökkenése (párhuzamosan a nátrium növekedésével) a szennyvíz nagy hidrogén-karbonát tartalmára vezethető vissza. Ha kalciummal telített kolloid ilyen vízzel találkozik az oldatból kalcium-karbonát kicsapódik, ezáltal csökken az oldott kalcium koncentrációja és növekszik az adszorbeálódott nátrium mennyisége a talajkolloidokon (Bohn et al. 1985).

Az első öntözési idényt követően a kicserélhető nátrium százalék érték kivétel nélkül minden kezelésben nagyobb volt, mint a tavasszal mért értékek. Szignifikáns volt a két időpontban mért értékek közti különbség az összes szennyvízzel öntözött talaj, illetve a K30 és kontroll kezelések esetében (26. táblázat). A folyamat azt jelenti, hogy már az első öntözési idény alkalmával az öntözővíz növelte a nátriumionok mennyiségét a talajkolloidok felületén.

Az adszorbeálódott nátriumionok abszolút mennyisége a 2015 őszi időszakban a szennyvízzel öntözött kezeléseknél lettek a legnagyobbak. A növekedés mindhárom kezelésben szignifikáns (27. táblázat). Az őszi adszorbeált nátrium koncentrációt kifejezve a tavaszi százalékában jól látszik a fenti megállapításom: H15: 173%, H30: 278%, H60: 257%, HG: 99%, K15: 105%, K30: 108%, K60: 104% és kontroll: 108%. *A vizsgált időszak alatt a kezelt szennyvíz esetében az adszorbeálódott nátrium ionok mennyisége gyakorlatilag nem változott, így a vizsgált víz típusok közül a nátrium adszorpció tekintetében kedvezőbb talajtani hatások várhatóak hosszú távú felhasználás esetén, mint nyers szennyvízzel történő öntözés esetén.*

27. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajának átlagos kicserélhető nátrium koncentrációja (mg/kg)

| BaCl_2 Na (mg/kg) | 2015 tavasz | 2015 ősz | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | p- érték ¹ |
|----------------------------------|-------------|----------|----------------------|-------------|----------|--------------------------|
| H15 | 109 | 188 | * | 266 | 248 | n.s. |
| H30 | 130 | 362 | ** | 313 | 305 | n.s. |
| H60 | 121 | 311 | ** | 458 | 397 | n.s. |
| HG | 183 | 182 | n.s. | 182 | 201 | n.s. |
| K15 | 117 | 123 | n.s. | 93 | 112 | * |
| K30 | 131 | 141 | n.s. | 104 | 117 | n.s. |
| K60 | 199 | 208 | n.s. | 108 | 124 | ** |
| Kontroll | 150 | 162 | n.s. | 127 | 96 | * |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi, a 2016 évi tavaszi-őszi és a 2015. évi tavaszi és 2017. tavaszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült. (*: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$)

A 2016. évi öntözési idény alatt azonos módon vizsgálva a nátrium adszorpció változásokat az előző évtől eltérő eredmények születtek: H15: 93%, H30: 98%, H60: 87%, HG: 110%, K15: 121%, K30: 113%, K60: 115% és kontroll: 75%. A második öntözési idényben a szennyvízzel öntözött kezelésekben nem növekedett az adszorbeálódott nátrium ionok mennyisége, míg a többi öntözött kezelésben igen. A változás a kontroll (csökkenés) és a K15, K60 kezelésekben (növekedés) szignifikáns. Az előző évi változásoktól ellentétes folyamatot nem magyarázza a két év közt vízminőségben bekövetkezett változás, a szennyvíz nátrium tartalma közt nem volt jelentős különbség, a Körös víz pedig kisebb nátrium tartalommal rendelkezett a második évben.

Az első és második öntözési idényt követően, a különböző kezelésekben mért értékek páronkénti összehasonlítása alapján, mindkét évben igazolt az a megállapítás, hogy a HG és K60 kezelésben jellemző kicserélhető nátrium mennyiségek közt nincs szignifikáns különbség (11., 12. melléklet). Következtetésem szerint a szennyvíz hígításával és javítóanyag hozzáadásával megelőzhető a nyers szennyvíz öntözése mellett várható szolonycesedés.

Az első öntözött idényben, a nátrium mellett, a legtöbb kezelésben szintén növekedett a talajkolloidok felületén adszorbeálódott kálium és magnézium ionok mennyisége is (26. táblázat). A változás mindkét kation esetében szignifikáns a kontroll kezelésben, így nem értelmezhető közvetlenül az öntözés hatásaként. Mindkét kation esetében azokban a kezelésekben történt a legnagyobb növekedés 2015. évi öntözési idény alatt, amelyekben 2015 tavaszán a legkisebb volt a $K_s\%$ és $Mg_s\%$.

A téli időszak alatt a kicserélhető kationok relatív mennyisége minden ion esetén ellentétesen változott, mint az öntözési idény alatt. 2016 tavaszára a $Na_s\%$ csökkent kivéve a H15 és H30 kezeléseket (26. táblázat). A $K_s\%$ és $Mg_s\%$ szintén minden kezelésben csökkent a téli időszak alatt. A $Ca_s\%$ növekedett valamennyi vizsgált kezelésben kivéve azokat, ahol a kicserélhető nátrium nem növekedett.

A téli időszakban bekövetkezett változások miatt, a vízminőségek közti különbség kicserélhető kationokra gyakorolt hatásának értékelése érdekében a 2016. tavaszi időpontból, különböző kezelésekből származó talajmintákban mért értékeket hasonlítottam össze. Azért a tavaszi időpontot választottam (a korábbi paraméterektől eltérően), mert eredményeim szerint a második öntözési idény alatt adszorbeálódott nátrium mennyisége függött a kiindulási, azaz a tavasszal mérhető nátrium koncentrációtól. Ezáltal a tavaszi időpontban elvégzett elemzés eredményeként kapott kezelések közti különbség, már hatással lesz a következő évi változásokra.

A $Ca_s\%$ legkisebb értékei 2016 tavaszán a H30 és H60 kezelésben voltak mérhetőek, ennél szignifikánsan nagyobbak a K60, K15, HG és K30 kezelésekben mértek (26. táblázat). A kontroll és a H15 kezelések talajának kicserélhető kalcium tartalma egyik fenti csoporttól sem különbözik szignifikánsan. A szennyvízzel öntözött és a kontroll kezelésekben a legkisebbek az értékek, amely az öntözővíz minőség káros hatásának tekinthető. Kedvező, hogy a kezelt szennyvíz a második legnagyobb kicserélhető Ca tartalommal rendelkezik. A $K_s\%$ legkisebb értékei ugyancsak a szennyvízzel öntözött kezelésekben találhatók (kontroll, H30, H60), amelyeknél szignifikánsan csak egy kezelésben (HG) volt nagyobb érték mérhető. A $Mg_s\%$ a kontroll kezelésben volt a legnagyobb, minden kezeléstől szignifikánsan különbözött. A kontroll kezelés esetében a talajkolloidok felületén kevesebb kálium és több magnézium adszorbeálódott, mint a többi kezelésben. A legkisebb $Mg_s\%$ a H60 kezelésben volt mérhető. A többi kezelés közt nincs szignifikáns különbség a $Mg_s\%$ értékekben.

A $Na_s\%$ legkisebb értékei a Körös vízzel öntözött kezelésekben találhatók, amelyek a statisztikai elemzés szerint is szignifikánsan kisebbek minden szennyvízzel öntözött kezeléstől (27. táblázat). A legnagyobb eltérés minden esetben a Körös vízzel öntözött és a H60 kezelés között volt ($\sim 4 Na_s\%$). Szignifikáns a különbség a kontroll és a H30 és H60 kezelések közt van, ahol szintén a H60 kezeléstől a legnagyobb az eltérés ($\sim 4 Na_s\%$), további különbség csak K15 és HG kezelés közt kimutatható, az értéke $1,04 Na_s\%$.

Mindkét vízminőség esetén igaz az az állítás, hogy az öntözési norma nem befolyásolta a kicserélhető nátrium relatív mennyiségét a talajokban. Sem a szennyvízzel, sem a Körös vízzel öntözött kezelésekben nem található szignifikáns különbség a 15, 30 és 60 mm-es öntözési normával öntözött talajok Na_s% értékeiben (28. táblázat).

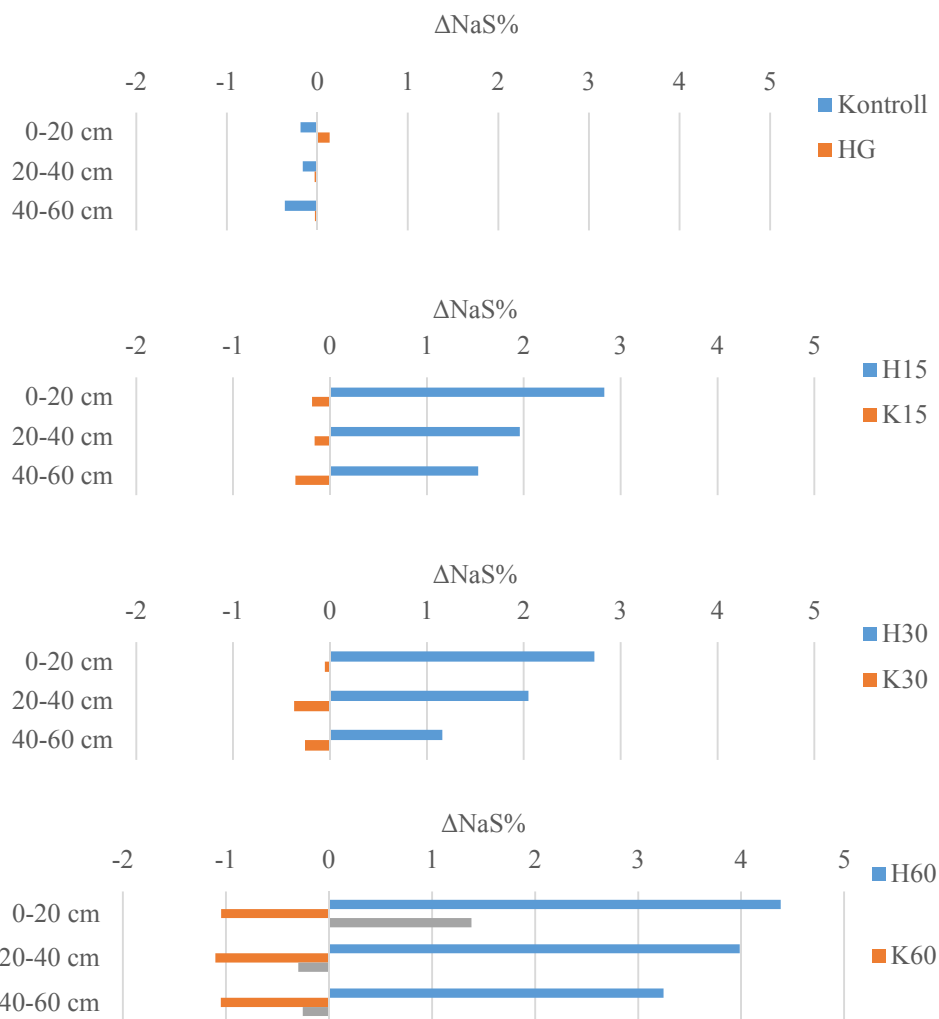
28. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet talajában 2016 tavaszán, a különböző kezelésekben mért Na_s% értékek különbségei

| | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|----------|-----|-------|-------|------|---------|---------|--------|----------|
| H15 | - | -0,17 | -1,72 | 1,24 | 2,28*** | 2,12** | 2,08* | 1,99 |
| H30 | | - | -1,54 | 1,42 | 2,46*** | 2,3** | 2,25* | 2,17* |
| H60 | | | - | 2,96 | 4*** | 3,84*** | 3,8*** | 3,71*** |
| HG | | | | - | 1,04* | 0,88 | 0,83 | 0,75 |
| K15 | | | | | - | -0,16 | -0,21 | -0,29 |
| K30 | | | | | | - | -0,05 | -0,13 |
| K60 | | | | | | | - | -0,09 |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának p -értékei alapján.

A különböző öntözési normák eltérő vízmennyiséget (15, 30 60 mm) és különböző só mennyiséget is jelentenek egyszerre, ami megnehezíti a sóterhelés és a víz kilúgozó hatásának elkülönítését. A kicserélhető nátrium tartalom mélységenkénti változásának vizsgálatával az volt a célom, hogy összehasonlítsam az azonos öntözési normával rendelkező kezeléseket és megállapítsam, hogy a három ismert vízminőség hatására eltérő módon változik-e a különböző talajrétegekben mért Δ Na_s% érték (9. ábra). A Δ Na_s% érték a 2016 és 2015 tavaszán mért kicserélhető nátrium tartalom értékek közti különbség.

Eredményeim szerint az öntöztelen kezelésben rendkívül kis mértékben ($< 0,5$ Na_s%a változás), de minden mélységben csökkent a kicserélhető nátrium tartalom, a különbség nem éri el a $-0,5$ Na_s%-értéket. A változás a 40-60 cm mélységben a legnagyobb, amely csak kizárólag a K15 kezelésre jellemző még. A 15 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésben a Körös vízzel öntözött esetében a változás mélységenként azonosan alakul, mint a szennyvízzel öntözöttben, ugyanis a felszíni rétegben a legkisebb a csökkenés, ahol a H15-ben a legnagyobb a növekedés. Mindkét kezelésben a felszíni rétegben megy végbe a leghátrányosabb változás a vizsgált paraméter tekintetében. A 30 mm-es öntözési norma esetén, a szennyvízzel öntözött kezelésekben a mélységgel azonos módon változik a nátrium felhalmozódása, mint a 15 mm-es kezelésben, a felszínen volt mérhető a legnagyobb növekedés. A K30 kezelésben a 20-40 cm rétegben nagyobb mértékben csökkent a Na_s%, mint a felette vagy az alatta lévő rétegekben. A K60 kezelésben szintén ez figyelhető meg a középső talajrétegben, míg a H60 esetén a változás azonos a szennyvízzel öntözött társaival. Különleges a kezelt szennyvízzel öntözött talajokban mért egy éves változás, mivel ez az egyetlen kezelés, ahol mindkét folyamat (csökkenés és felhalmozódás) egyaránt megjelenik a talajszelvényben. A felszíni rétegben növekszik, a 20-60 cm rétegekben pedig csökken a Na_s% érték, ugyanakkor a változás gyakorlatilag elhanyagolható, és a kezeléseket összevetve itt a legkisebb is (9. ábra).

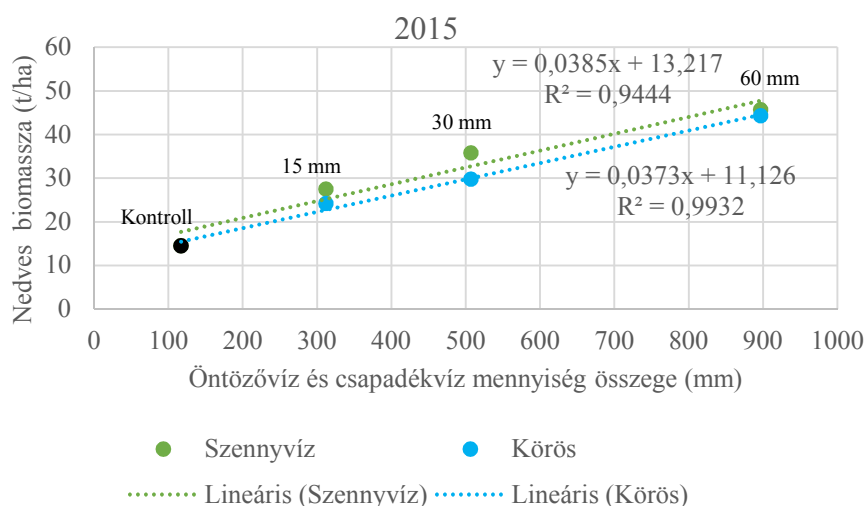


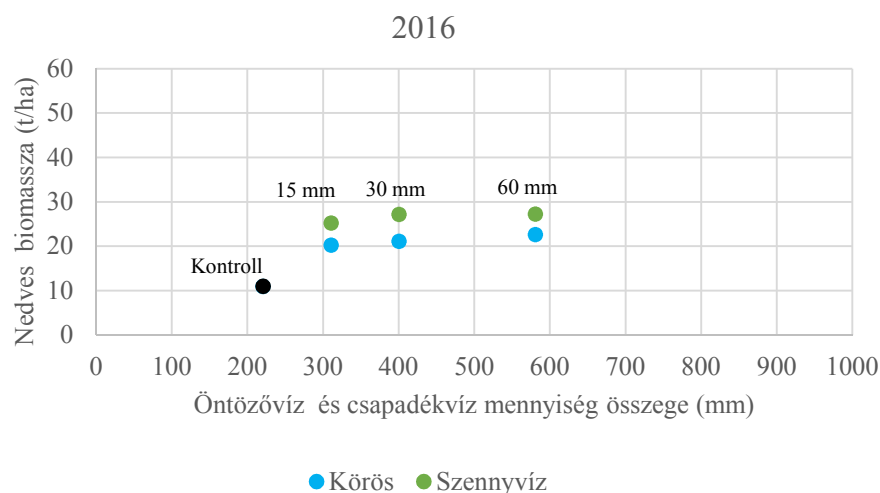
9. ábra. A talaj kicserélhető nátrium tartalmának kezelésenkénti átlagos változása ($\Delta NaS\%$) mélységenként, egy év alatt (2016 és 2015 tavaszi értékek különbsége)

Megjegyzés. Az elemzés kezelésenként és mélységenként 3 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

5.1.5. A liziméteres fűz kísérlet biomassa produkciójának értékelése

Eredményeim szerint az első öntözött évben letermelt biomassa nagysága mindkét vízminőség alkalmazása mellett a növények számára rendelkezésre álló víz mennyiségétől függött (10. ábra).





10. ábra. A liziméteres fűz kísérlet nedves biomassa produkciója 2015. és 2016. években

Megjegyzés. A fekete jelölő mindkét diagramon a kontroll kezelésben mért nedves biomassa tömeget jelöli. Kezelésként 4 liziméter edényben növekedett fűz egyedek (2) tömegének átlaga alapján.

Ezzel szemben 2016-ban az öntözött kezelésekben közel azonos bioprodukciónak volt mérhető és a kijuttatott öntözővíz mennyisége nem befolyásolta azt egyik vízminőség esetében sem. Ebben az évben az öntözési idényt kétszer annyi csapadék és fele annyi kijuttatott öntözővíz mennyiség jellemezte, mint 2015-ben (6. és 7. táblázat). Következtetésem szerint ezért az aszályos, száraz évben a növények számára elérhető vízmennyiség határozta meg azok növekedését. A második vizsgált évben az öntöztelen kezelés és a 15 mm-es öntözési normával rendelkező kezelések esetében az előző évben mért tömegekhez hasonló produkció növekedett, azonban a 30 és 60 mm-es öntözési normájú kezelésekben az előző évinél jelentősen kisebb biomasszát mértünk (10. ábra). Ez azt jelenti, hogy a 15 mm-es öntözési norma (összesen 310,6 mm csapadék+öntözővíz az öntözési idényben) abban az évben (2016) is terménynövelő hatású volt, amely a sokévi átlagnál csapadékosabb volt (3. ábra), ugyanakkor az öntözővíz további növekedésével már nem lehetett terménynövekedést elérni.

2016-ban az előző évinél kisebb bioprodukciónak jellemzett minden kezelést, amely összefüggésbe hozható a tápanyag-utánpótlás hiányával. A legkisebb biomassa az öntöztelen kezelésben fordult elő mindkét évben és a legnagyobb a 60 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésekben (10. ábra, 13. melléklet). A szennyvizes kezelésekben mért biomassa tömege mindkét évben nagyobb, mint a Körös vízzel öntözött kezelésekben mért, de egyik öntözési norma esetén sem különböztek szignifikánsan az eltérő vízminőségek mellett mért értékek (13. melléklet). Eredményeim szerint a vízminőség kedvezően befolyásolta a fűz biomassa produkcióját: 2015-ben a H15, H30 és H60 kezelésekben rendre +12, +20 és +3%-kal nagyobb volt a mért nedves tömeg a Körös vízzel öntözöttekben mért tömegek százalékában kifejezve. 2016-ban ugyanezek a mutatók a következőképpen alakultak: +25, +28 és +20%-kal voltak nagyobbak a szennyvízzel öntözött kezelésekben mért biomassa tömegek. Következtetésem szerint a második évben a tápanyagutánpótlás hiánya miatt jobban érvényesült a szennyvíz tápanyagtartalma. A legjobban ezt a kezelt szennyvíz esete szemlélteti, ahol 2015-ben a K60 kezeléssel azonos mennyiségű volt a biomassa tömege, 2016-ban viszont +24%-kal meghaladta azt (13. melléklet).

5.2. Három éves öntözés talajtani hatásának vizsgálata a fűz-nyár kísérleti tér parcelláin

Az eredményeimet, a vizsgált talajtani paraméterek jellemzői alapján, ebben a fejezetben is három fő részletben közlöm: a talaj alaptulajdonságainak jellemzése, a tápanyag ellátottság értékelése és a feltételezett szikesedés vizsgálata. Az elemzés első lépéseként minden

vizsgált talajtani paraméter (kivéve a kötöttség), minden mintavételi időpont és kezelés esetében megvizsgáltam a különbséget a fűz és nyár parcellák jellemzői közt (14., 15., 16. melléklet). Azokban az időpontokban és kezelésekben, ahol a vizsgálat szignifikáns különbséget mutatott az adott paraméter értékei között, a további elemzés során ezt figyelembe vettem, és a vizsgálatokat külön-külön is elvégeztem, amelyekre szövegközben hivatkozom. A többi esetben a fűz és a nyár parcellák talajmintáiból származó értékeket nem különböztettem meg, azokat egymás ismétléseinek tekintettem.

Eredményeim szerint a kísérleti terület talajának kémhatása és humusztartalma független a növényborítottságtól (14. melléklet). A H60 kezelésben 2016 őszén a nyár parcellák talajában igazolhatóan nagyobb kalcium-karbonát tartalom volt mérhető. Mivel a H60 és K30 kezelésekben minden mintavételi időpontban nagyobb a nyár parcellák talajának mésztartalma, a változások elemzésénél a mért értékeket időpont, mélység, kezelés és növény szerint is megkülönböztettem.

A talaj tápanyagtartalmát a makroelemek (nitrát, foszfor, kálium) koncentrációjának alapján vizsgáltam minden kezelésben (3) és mintavételi időpontban (4). Az összesen 36 esetből egyetlen alkalommal volt igazolható különbség az eltérő növényekkel borított parcellák talajában mért koncentrációk között (15. melléklet), ezért a talaj tápanyag ellátottságának értékelésekor a koncentráció értékeket nem különböztettem meg a parcellán található növények szerint, azokat egymás ismétlésének tekintettem.

Az öntözés hatásának értékelésekor nagy jelentősége van a talaj vízben oldható összessó-tartalmában és nátrium tartalmában bekövetkező változásoknak. Ezen a kísérleti területen a kicserélhető nátrium tartalom nem, csak az ammónium-laktát oldható nátrium koncentráció értékek álltak a rendelkezésemre az elemzés elvégzéséhez. Eredményeim szerint az utóbbi paramétert igazolhatóan nem befolyásolta a növényzet (16. melléklet). A vízben oldható összessó-tartalom esetében 2015. őszén a K30 kezelésben a nyár parcellák talajában igazolhatóan nagyobb értékek voltak mérhetőek, mint a fűz parcellák talajában. Annak érdekében, hogy megvizsgáljam az eltérés okát, mélység szerint bontottam tovább az adatokat és újra elvégeztem a K30 kezelés minden talajrétegére az elemzést. Eredményeim szerint egyetlen talajmélységben (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) sem mutatható ki szignifikáns különbség ($p=0,2$, $p=0,1$, $p=0,1$, rendre nem parametrikus Mann-Whitney U test) a fűz és nyár parcellákban mért összessó-tartalom értékek között.

5.2.1. A talaj alaptulajdonságainak jellemzése

2014-ben, a második öntözési idényben, a talajmintavételt egy öntözés előzte meg (2014.06.17-19.), majd még egy követte (2014.07.02-03.). A talaj kötöttsége a kísérleti tér teljes területén 50 feletti K_a értékekkel rendelkezik (17. melléklet), fizikai félesége szerint minden parcella agyag vagy nehézaggyag textúra csoportba tartozik. A talaj kémhatása a teljes kísérleti területen semleges vagy gyengén lúgos tartományokban mozog (14. melléklet, 27. táblázat).

A Körös vízzel öntözött parcellákban mérhető a legkisebb kémhatás, amely mindkét mintavételi időpontra jellemző 2014-ben (14. melléklet). 2015 és 2016 őszén szintén a Körös vízzel öntözött parcellák rendelkeznek minden mélységben a legkisebb pH értékkel, a kezelések közti különbség statisztikailag is igazolt (29. táblázat). Annak ellenére, hogy az öntözések előtti és az öntözési idényt követő mintavételek során néhány kezelésben és talajrétegben a pH értékek csökkenése megfigyelhető volt, a kétéves vizsgálati időszak alatt az öntözés nem befolyásolta jelentősen a talaj kémhatását, a csökkenés egy kezelés egy rétegében szignifikáns, de a változás csupán -0,1 pH.

29. táblázat. A fűz-nyár mintaterület parcellák talajának kémhatása (pH(KCl)) a két éves vizsgálati időszak alatt

| $pH_{(KCl)}$ | 2015 tavasz | 2015 ősz ¹ | p -érték ² | 2016 tavasz | 2016 ősz ¹ | p -érték ² | 2017 tavasz | 2015- 2017 p -érték ³ |
|--------------|----------------|--------------------------|-------------------------|----------------|--------------------------|-------------------------|----------------|--|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,31 | 7,15 ^b | *** | 7,25 | 7,25 ^b | n.s. | 7,21 | * |
| H60 | 7,42 | 7,32 ^c | * | 7,40 | 7,42 ^c | n.s. | 7,34 | n.s. |
| K30 | 7,17 | 6,93 ^a | ** | 7,16 | 7,11 ^a | ** | 7,33 | n.s. |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,34 | 7,21 ^b | * | 7,33 | 7,32 ^b | n.s. | 7,36 | n.s. |
| H60 | 7,37 | 7,33 ^c | n.s. | 7,44 | 7,41 ^b | n.s. | 7,39 | n.s. |
| K30 | 7,11 | 6,97 ^a | n.s. | 7,19 | 7,07 ^a | ** | 7,36 | n.s. |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,33 | 7,25 ^b | * | 7,32 | 7,28 ^b | n.s. | 7,20 | n.s. |
| H60 | 7,33 | 7,29 ^b | n.s. | 7,38 | 7,36 ^b | n.s. | 7,13 | n.s. |
| K30 | 7,20 | 6,94 ^a | ** | 7,16 | 7,16 ^a | n.s. | 7,09 | n.s. |

Megjegyzés. ¹Az ^a, ^b, ^c indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. ²A p -értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016 évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás t -próba vizsgálat szignifikancia értékei találhatóak. ³Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás t -próba eredményei láthatóak. Az elemzés kezelésenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A MÉM NAK Új műtrágyázási irányelvek c. útmutatója alapján III. termőhelyi kategóriába sorolható a kísérleti tér talaja. A talajok humusztartalma a MÉM NAK (1987) szerint igen gyenge vagy gyenge nitrogén-ellátottságúak. A 2014-ben, minden mélységben a Körös vízzel öntözött parcellák talajában vannak a legnagyobb humusz% értékek. A tavaszi és őszi időpont között a humusztartalom csökkent, kizárólag a H30 kezelés 20-40 cm rétegében növekedett. A legalsó vizsgált mélységben 60 cm alatt, a szennyvízzel öntözött kezeléseknél kimutathatóssági érték alatti humusztartalom. A következő években a talaj humusztartalma 30 cm alatt olyan sok vizsgált talajminta esetében kimutathatósság érték alatti tartományban található (18. melléklet), hogy a statisztikai elemzéshez csak a felszíni rétegben mért értékeket vettem figyelembe (30. táblázat).

30. táblázat. A fűz-nyár kísérleti tér talajának humusztartalma a két éves vizsgálati időszak alatt

| Humusztartalom (%) | 2015 tavasz | 2015 ősz ¹ | p -érték ² | 2016 tavasz | 2016 ősz ¹ | p -érték ² | 2017 tavasz | 2015- 2017 p - érték ² |
|-----------------------|----------------|--------------------------|-------------------------|----------------|--------------------------|-------------------------|----------------|---|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 1,61 | 2,06 ^{ab} | n.s. | 1,96 | 1,88 ^{ab} | n.s. | 2,30 | ** |
| H60 | 1,39 | 1,92 ^a | * | 1,69 | 1,21 ^a | n.s. | 2,02 | * |
| K30 | 2,35 | 2,64 ^b | n.s. | 2,41 | 2,44 ^b | n.s. | 2,31 | n.s. |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 0,64 | 1,00 | - | 0,86 | 0,68 | - | 1,10 | - |
| H60 | 0,79 | 0,62 | - | <0,5 | 0,90 | - | 1,07 | - |
| K30 | 1,05 | 1,69 | - | 1,43 | 1,25 | - | 1,57 | - |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 1,71 | 0,70 | - | 0,59 | 0,79 | - | 0,88 | - |
| H60 | <0,5 | 0,60 | - | 0,53 | 1,27 | - | 0,81 | - |
| K30 | 0,98 | 1,09 | - | 1,07 | 0,63 | - | 1,19 | - |

Megjegyzés. ¹Az ^a, ^b, ^c indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. ²A p -értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016 évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás t -próba vizsgálat szignifikancia értékei találhatóak. ³Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás t -próba eredményei láthatóak. A 0-30 cm réteg elemzése kezelésenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült, a felszín alatti rétegek hiányzó elemszámait a 38. táblázatban találhatóak.

2015-ben és 2016-ban, minden mélységben és minden kezelésben a Körös vízzel öntözött parcellák rendelkeznek a legnagyobb humusztartalommal, azonban 2017 őszén mégis ebben a kezelésben volt mérhető a legkisebb humusztartalom, de összehasonlítva 2015 tavaszával, a különbség nem igazolható (30. táblázat). Humusztartalom esetén az időpontok közötti változásoknál nagyobb jelentősége van a kezelések közötti különbséget értelmezni: mindkét őszi időszakban igazolhatóan a 60 mm-es öntözési normával rendelkező szennyvizes kezelés rendelkezett a legkisebb humusztartalommal. Ennek oka lehet, hogy a nátrium ionok nagy destrukciós hatása érvényesül, amely a humuszanyagok molekulaláncának széttöredezését és degradációját okozza és a szikes talajok alacsony humuszminőségéért is felelős (Németh 1996).

2014-ben a kísérlet talajának mésztartalma 2,1%-10,6% között változott. Minden mélységben a szennyvízzel öntözött kezeléseknél nagyobb a talaj mésztartalma, nyáron és az őszi mintavétel alkalmával egyaránt. A fűz és a nyár parcellák talajaiban mért értékeket összehasonlítva megállapítottam, hogy a nyár parcellák talajában nagyobb a mésztartalom, mint a fűz parcellák esetében (31. táblázat).

31. táblázat A fűz-nyár kísérleti tér talajának mésztartalma a két éves vizsgálati időszak alatt

| <i>Fűz parcellák CaCO₃ (%) tartalma, átlagok</i> | | | | | | | | |
|--|----------------|------------------------|----------------------|----------------|---------------------------|--------------------------|----------------|--|
| <i>0-30 cm</i> | 2015 tavasz | 2015 őszi ¹ | p-érték ² | 2016 tavasz | 2016 őszi ¹ | p- érték ² | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték ² |
| <i>H30</i> | 7,03 | 5,19 ^b | n.s. | 5,96 | 5,53 ^a | n.s. | 7,42 | n.s. |
| <i>H60</i> | 7,47 | 6,29 ^b | * | 6,98 | 6,19 ^b | n.s. | 7,57 | n.s. |
| <i>K30</i> | 2,15 | 1,83 ^a | n.s. | 2,39 | 2,07 ^a | n.s. | 3,05 | n.s. |
| <i>30-60 cm</i> | | | | | | | | |
| <i>H30</i> | 6,28 | 5,39 ^b | n.s. | 5,33 | 5,74 ^a | n.s. | 8,31 | n.s. |
| <i>H60</i> | 5,44 | 4,36 ^{ab} | n.s. | 6,84 | 5,32 ^a | n.s. | 7,06 | n.s. |
| <i>K30</i> | 1,28 | 0,95 ^a | n.s. | 1,52 | 1,68 ^a | n.s. | 0,57 | n.s. |
| <i>60-90 cm</i> | | | | | | | | |
| <i>H30</i> | 5,15 | 5,64 ^b | n.s. | 0,47 | 5,07 ^a | n.s. | 5,38 | n.s. |
| <i>H60</i> | 4,97 | 3,28 ^{ab} | n.s. | 0,34 | 5,21 ^a | n.s. | 5,66 | n.s. |
| <i>K30</i> | 3,86 | 0,95 ^a | n.s. | 0,13 | 3,60 ^a | n.s. | 2,20 | n.s. |
| <i>Nyár parcellák CaCO₃ (%) tartalma, átlagok</i> | | | | | | | | |
| <i>0-30 cm</i> | 2015 tavasz | 2015 őszi ¹ | p-érték ² | 2016 tavasz | 2016 őszi ¹ | p- érték ² | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték ² |
| <i>H30</i> | 5,58 | 5,31 ^a | n.s. | 6,39 | 5,16 ^a | n.s. | 6,48 | n.s. |
| <i>H60</i> | 8,71 | 5,48 ^a | * | 8,05 | 7,82 ^a | n.s. | 8,10 | n.s. |
| <i>K30</i> | 3,75 | 3,49 ^a | n.s. | 3,38 | 3,65 ^a | n.s. | 4,59 | n.s. |
| <i>30-60 cm</i> | | | | | | | | |
| <i>H30</i> | 4,97 | 6,32 ^b | n.s. | 5,30 | 5,63 ^a | n.s. | 8,01 | n.s. |
| <i>H60</i> | 6,40 | 6,22 ^b | n.s. | 8,35 | 7,10 ^a | n.s. | 7,61 | n.s. |
| <i>K30</i> | 2,26 | 1,86 ^a | n.s. | 2,42 | 2,69 ^a | n.s. | 3,12 | n.s. |
| <i>60-90 cm</i> | | | | | | | | |
| <i>H30</i> | 5,04 | 7,66 ^a | n.s. | 4,17 | 5,07 ^a | n.s. | 6,15 | n.s. |
| <i>H60</i> | 5,81 | 6,01 ^a | n.s. | 6,73 | 6,47 ^a | n.s. | 8,44 | n.s. |
| <i>K30</i> | 2,96 | 2,14 ^a | n.s. | 1,99 | 3,35 ^a | n.s. | 1,72 | n.s. |

Megjegyzés. ¹Az ^a, ^b, ^c indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. ²: A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016. évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás t-próba vizsgálat szignifikancia értékei találhatóak. ³: Az utolsó oszlop a 2016. őszi és a 2015. tavaszi értékek különbségének egy tényezős ANOVA vizsgálatának eredményei. Az elemzés kezelésként 3 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A fűz és nyár levelének kalcium tartalma 34 457 mg/kg száraz anyag és 18 651 mg/kg sz.a., a fűz és a nyár szárának kalcium tartalma 8752 mg/kg sz.a. és 5593 mg/kg sz.a., a kezelések megkülönböztetése nélkül, növényi részenként 9 ismétlésből képzett átlagok alapján. A két növény kalciumfelvétele közti különbség okozhatja a talajban mért eredmények különbségét, azonban ez csak a 2016 őszi mintavétel alkalmával igazolható (14. melléklet). A kétéves megfigyelési időszak alatt nem történt jelentős változás a talajok mésztartalmában (29. táblázat).

5.2.2. A talaj tápanyagtartalmának jellemzése (N, P, K)

2014 nyarán a talajban mérhető **nitrát koncentráció** a K30 kezelésben a legnagyobb és minden kezelésben a felszíni réteg tartalmazza a legtöbb nitrátot (19. melléklet). Az öntözési idény végén, szintén ugyanebben a kezelésben volt a legnagyobb a nitrát koncentráció. A két mintavételi időpont között a legnagyobb mértékben a H60 kezelésben csökkent a nitrogén koncentráció. A felszíni rétegben több, mint felére csökkent a koncentráció. A mélységgel növekedett a koncentrációk közti különbség, a 60-80 cm rétegben, a nyári értéknek már csak ötöd része az őszi mért nitrát tartalom. Az első és második idényt követően a nitrát koncentráció csökkenése már olyan mértékű volt a szennyvízzel öntözött, legmélyebb vizsgált talajrétegből származó minták esetében (60-90 cm), hogy a koncentrációk egy része a harmadik (2015) és negyedik (2016) öntözési idényben a kimutathatósági értékhátár alatti tartományban mozog (20. melléklet). (A 60-90 cm talajrétegből származó minták esetében, olyan sok a kimutathatósági érték alattiakkal rendelkező, hogy egy vagy egyetlen egy érték sem rendelhető több kezeléshez a vizsgált időpontokban és mélységekben (20. melléklet).

2015-ben, a 0-60 cm-es mélységben minden kezelésben és rétegben csökkent össze a talajban mérhető nitrát koncentráció, a változás igazolható a szennyvízzel öntözött kezelések felszíni talajrétegeiben (32. táblázat). 2016-ban a talaj nitrát tartalma minden kezelésben és mélységben növekedett.

32. táblázat. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos kálium-klorid oldható nitrit+nitrát-N koncentráció értékei a két éves vizsgálati időszak alatt

| $KCl-NO_2^- + NO_3^- - N$ (mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 őszi | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 őszi | p-érték ¹ | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték ² |
|---|----------------|-----------|----------------------|----------------|-----------|----------------------|----------------|--|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 11,04 | 4,66 | * | 7,87 | 14,31 | * | 11,65 | n.s. |
| H60 | 8,86 | 4,43 | * | 8,61 | 10,40 | n.s. | 11,58 | n.s. |
| K30 | 12,80 | 10,10 | n.s. | 11,13 | 19,16 | n.s. | 11,88 | n.s. |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 4,57 | 3,10 | n.s. | 3,50 | 5,09 | n.s. | 5,52 | n.s. |
| H60 | 2,69 | 2,10 | - | 2,34 | 5,41 | * | 4,04 | n.s. |
| K30 | 8,75 | 10,71 | n.s. | 6,98 | 9,30 | n.s. | 6,96 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016. évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. ²Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

2015 őszi mindkét mélységben szignifikáns különböznek (0-30 cm: p=0,008, 30-60 cm: p=0,015) az eltérő kezelésekből mért nitrát koncentrációk. A felszíni rétegben a Körös vízzel öntözött kezelés parcelláinak talajában nagyobbak, mint a H30 (p=0,015) és a H60 kezelésben (p=0,033). Az alatta lévő rétegben a K30 kezelés nitrát koncentráció értéke szignifikánsan csak (p=0,022) a H60 kezelésben mérttől nagyobb. A 30-60 cm-ben a vízminőség hatása nem igazolható 2015-ben sem a tavaszi és az őszi mintavételek közötti értékek és az őszi állapotot jellemző értékek kezelésenkénti összehasonlítása alapján sem. A

felszíni talajrétegben a vízminőség hatása igazolható, azonban az öntözési norma nem befolyásolta a talaj nitrát tartalmát ebben az idényben.

2016 őszén a különböző kezeléssű parcellák talajának nitrát tartalma nem különbözött szignifikánsan egyik mélységben sem (0-30 cm: $p=0,09$, 30-60 cm: $p=0,098$), azonban ebben az időpontban is a Körös vízzel öntözött parcellák talaja rendelkezik a legnagyobb nitrát koncentrációval mindkét mélységben. Egyetlen kezelésben sincs szignifikáns különbség 2015 és 2017 tavaszán mért nitrát koncentrációk értékei között, azonban a szennyvízzel öntözöttek esetében az utolsó mintavételi időpontban nagyobb, míg a Körös vízzel öntözött parcellák talajában kisebb érték volt mérhető, mint 2015 tavaszán.

A talajok **foszfor-ellátottsága** igen gyenge, gyenge kategóriába sorolható (MÉM NAK, 1987). A talajok foszfor koncentrációja a második öntözési idényben (2014) a H30 kezelést kivéve minden kezelésben és mélységben csökkent (19. melléklet). A 20-40 cm réteget kivéve, minden mélységben a K30 kezelésben csökkent legnagyobb mértékben a foszfor koncentráció. A 0-40 cm rétegben a Körös vízzel öntözött parcellák foszfortartalma mindkét mintavételi időpontban nagyobb, mint a szennyvízzel öntözötteké.

A harmadik öntözési idényben (2015) ugyancsak a H30 kezelést kivéve (0-60 cm) minden vizsgált talajrétegben csökkent a foszfortartalom (33. táblázat). A Körös vízzel öntözött parcellák esetében minden mélységben szignifikáns a tavaszi és őszi időszak közötti különbség. A negyedik öntözési idényben (2016) a talajban mérhető foszfor koncentráció csak kis mértékben változott. AH60 kezelés 30-60 cm-ben szignifikánsan nagyobb a koncentráció az öntözést követően, mint előtte, azonban a szennyvízzel öntözött 30 mm-es öntözési norma esetén csökkenés volt megfigyelhető a felszíni rétegben.

33. táblázat. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos ammónium-laktát oldható foszfor-pentoxid koncentráció értékei a két éves vizsgálati időszak alatt

| <i>AL-P₂O₅</i> (mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 őszi | <i>p</i> -érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 őszi | <i>p</i> - érték ¹ | 2017 tavasz | 2015- 2017 <i>p</i> -érték |
|--|----------------|-----------|------------------------------|----------------|-----------|----------------------------------|----------------|----------------------------------|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 61,2 | 83,8 | n.s. | 82,1 | 63,9 | n.s. | 68,6 | n.s. |
| H60 | 30,0 | 29,0 | n.s. | 35,8 | 40,0 | n.s. | 41,3 | * |
| K30 | 89,7 | 73,1 | * | 85,8 | 82,1 | * | 54,2 | * |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 30,0 | 34,0 | n.s. | 38,3 | 39,4 | n.s. | 30,9 | n.s. |
| H60 | 34,6 | 29,9 | n.s. | 32,3 | 43,5 | * | 35,5 | n.s. |
| K30 | 41,0 | 32,2 | * | 43,1 | 28,5 | n.s. | 27,9 | * |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 37,2 | 29,0 | * | 37,7 | 47,8 | n.s. | 33,4 | n.s. |
| H60 | 46,4 | 36,8 | n.s. | 40,1 | 46,2 | n.s. | 38,4 | * |
| K30 | 59,0 | 27,9 | * | 39,4 | 38,9 | n.s. | 29,8 | * |

Megjegyzés. ¹A *p*-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016 évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test *p*-értékei találhatóak. ²Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test *p*-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

2015 őszén a különböző kezelések parcelláinak foszfortartalma szignifikánsan különbözik ($p=0,011$) a felszíni rétegben: a H60 kezelésben szignifikánsan kisebb a foszfor koncentráció, mint a K30 kezelésben. A többi mélységben a kezelések hatása nem igazolható ebben az időpontban. 2016 őszén 0-60 cm mélységben szignifikáns eltérés van a K30 és H60 kezeléseken mért foszfor koncentrációk közt (0-30 cm: $p=0,035$, 30-60 cm: $p=0,013$), felszíni szintben a Körös vízzel öntözött, az alatta lévő szintben a szennyvízzel öntözöttben nagyobb a foszfor koncentráció. A legalsó talajrétegben a különbség nem igazolható.

A talajok **kálium-ellátottságuk** alapján igen gyenge vagy gyenge kategóriákba sorolhatóak (MÉM NAK, 1987). *A talaj kálium koncentrációja a második öntözési időpont követően (2014) minden mélységben kisebb volt, mint az első mintavételi időpontban és a legkisebb értékek a szennyvízzel öntözött kezelésekben voltak mérhetőek* (19. melléklet). A harmadik öntözési időnyben (2015) a változások nem egyirányúak, a H30 és K30 kezelésekben minden mélységben nagyobb a talaj kálium koncentrációja, a H60 kezelésben kisebb az öntözést követően mérhető koncentráció értékek (34. táblázat). A negyedik öntözési időny után (2016) a kálium koncentráció minden mélységben nagyobb, mint tavasszal. *A 0-60 cm rétegben minden kezelésben kisebb a talaj kálium koncentrációja 2017 tavaszán, mint 2015-ben* (34. táblázat).

34. táblázat. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos ammónium-laktát oldható kálium-oxid koncentráció értékei a két éves vizsgálati időszak alatt

| AL- K ₂ O(mg/kg) átlag | 2015 tavasz | 2015 ősz | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz | p- érték ¹ | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték |
|---|----------------|-------------|----------------------|----------------|-------------|--------------------------|----------------|------------------------------|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 183 | 239 | * | 165 | 219 | n.s. | 125 | n.s. |
| H60 | 165 | 153 | * | 103 | 161 | * | 102 | * |
| K30 | 312 | 361 | n.s. | 354 | 384 | * | 100 | * |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 132 | 175 | n.s. | 100 | 176 | * | 114 | n.s. |
| H60 | 133 | 122 | n.s. | 69 | 147 | * | 130 | n.s. |
| K30 | 182 | 270 | * | 207 | 290 | * | 149 | n.s. |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 102 | 141 | * | 76 | 167 | n.s. | 174 | n.s. |
| H60 | 123 | 100 | * | 60 | 160 | * | 213 | * |
| K30 | 124 | 201 | * | 160 | 209 | * | 153 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016 évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. ²Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatóak. Az elemzés kezelésenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A 2015. évi öntözési időny végén vizsgált kálium koncentráció értékek minden mélységben szignifikánsan különböztek (0-30 cm: p=0,001, 30-60 cm: p=0,001, 60-90 cm: p=0,002): a K30 kezelés minden mélységben szignifikánsan nagyobb koncentrációval rendelkezett, mint a H60 kezelés. A szennyvízzel öntözött parcellák talajában kisebb a kálium koncentráció, mint a Körös vízzel öntözöttekben: 2016 őszén a 0-60 cm mélységben a K30 és a H60 kezelés szignifikánsan különbözik, hasonlóan az előző évhez. A Körös vízzel öntözött parcellákban mérhető nagyobb kálium koncentrációt okozhatják az alábbiak. Debreceni (1979) szerint lúgos kémhatású/szódás talajokban általában erős a kálium megkötődés. A szennyvízzel öntözött talajokban a legtöbb vizsgált időpontban nagyobb a talajok pH értéke, mint a Körös vizes kezeléseknél, azonban az előbbi folyamatok megerősítéséhez az 1:5 arányú vizes kivonat szódartartalmának ismerete lenne szükséges. Debreceni (1979) szerint az ammónium lassítja a kálium feltáródási folyamatot. A szennyvíz ammónia tartalma több mint 70-szerese a Körös vízben mért értékhez képest (11. táblázat), amely szintén magyarázhatja a kálium koncentrációban mért különbségeket.

5.2.3. A talaj jellemzése vízben oldható összessó-tartalom és ammónium-laktát oldható nátrium tartalom alapján

Legelőször a nyári időszakban (2014) történt mintavétel, amely előtt egy alkalommal történt öntözés. Ekkor a Körös vízzel öntözött parcellák talajában volt mérhető a legnagyobb

összesség-tartalom minden mélységben (21. melléklet). Az öntözési időnyit követően, három esetben fordult elő 0,01%-ot meghaladó változás. A szennyvízzel öntözött talajok felszín alatti rétegeiben növekedés történt, de a 0,05%-os értéket, amely felett a sóérzékeny növények nem termesztethetők, a határértéket három talajrétegben mért érték haladja meg.

2015-ben a Körös vízzel öntözött parcellák talajának sótartalma szignifikánsan növekedett a 30-60 és 60-90 cm mélységben (35. táblázat). A szennyvízzel öntözött kezelések esetében, mindkét esetben a legalsó vizsgált rétegben, 60-90 cm mélységben történt szignifikáns növekedés a talaj sótartalmában.

A negyedik öntözési időnyit (2016) minden kezelés minden mélységében növekedett a talaj összes oldott sótartalma, a változás három mélységben szignifikáns (35. táblázat). *2015-2017 között egyetlen kezelés talajában mért sótartalombeli különbség sem szignifikáns. Az értékek 2017 tavaszán kisebbek, mint 2015 tavaszán (két réteget kivéve, H60 és K30 60-90 cm rétege). A két éves időszak alatt jellemző (nem szignifikáns) csökkenés a sómérleg számítások alapján is igazolódott.*

35. táblázat. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos összes oldott sótartalom értékei (%) a két éves vizsgálati időszak alatt

| összes só (%) átlagok | 2015 tavasz | 2015 őszi | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 őszi | p-érték ¹ | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték |
|-----------------------------|----------------|-----------|----------------------|----------------|-----------|----------------------|----------------|------------------------------|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 0,057 | 0,053 | n.s. | 0,053 | 0,068 | n.s. | 0,055 | n.s. |
| H60 | 0,050 | 0,053 | n.s. | 0,050 | 0,057 | n.s. | 0,043 | n.s. |
| K30 | 0,063 | 0,068 | n.s. | 0,067 | 0,078 | ** | 0,062 | n.s. |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 0,045 | 0,045 | n.s. | 0,033 | 0,043 | n.s. | 0,033 | n.s. |
| H60 | 0,042 | 0,048 | n.s. | 0,035 | 0,047 | n.s. | 0,038 | n.s. |
| K30 | 0,053 | 0,067 | ** | 0,052 | 0,060 | n.s. | 0,050 | n.s. |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 0,033 | 0,047 | * | 0,037 | 0,042 | n.s. | 0,028 | n.s. |
| H60 | 0,037 | 0,050 | * | 0,035 | 0,052 | * | 0,043 | n.s. |
| K30 | 0,045 | 0,060 | ** | 0,045 | 0,057 | * | 0,047 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-őszi és a 2016 évi tavaszi-őszi időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatók. ²Az utolsó oszlopban a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás összetartozó mintás, Wilcoxon Signed Rank Test p-értékei találhatók. Az elemzés kezelésként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A harmadik öntözési időnyit (2015) követő őszi mintavétel alkalmával megvizsgáltam a különböző kezelések parcelláiban mért sótartalom értékei közti különbséget. *A páronkénti összehasonlítás alapján megállapítottam, hogy a K30 kezelés talaja mindkét mélységben (0-30 cm és 30-60 cm rétegben) szignifikánsan nagyobb ($p=0,021$, $p=0,005$) sótartalommal rendelkezik, mint a H60 kezelés talaja.* A különbség már a legelső talajmintavétel alkalmával is megfigyelhető, mivel a K30 kezelés parcelláinak sótartalma minden mélységben nagyobb, mint a H30 és H60 kezelés talajrétegeiben mértek. A 2016. őszi mintavétel alkalmával is a K30 kezelés talaja mindkét mélységben szignifikánsan nagyobb sótartalommal rendelkezik, mint a H60 kezelés talaja.

A kísérleti tér sómérlegének vizsgálatát az előző fejezetben leírtakkal azonos módon végeztem el (36. táblázat). A számítás során az öntözővízzel kijuttatott sómennyiség a két év alatt az alábbiak szerint alakult a különböző kezeléseknél: K30: 0,51 t/ha, H30 1,72 t/ha, H60: 3,45 t/ha. A számításuk során szintén figyelembe vettem Vermes (1977) nyomán az összes, hasznos és káros sók mennyiségét, amely az ülepítő, stabilizációs tóból származó szennyvíz esetén 755,2 mg/l, 37,4 mg/l, 717,9 mg/l, rendre.

A kísérleti tér sókészlete a két tavaszi időpont között, két éves időtartam alatt minden kezelésben csökkent (36. táblázat).

36. táblázat. A szabadföldi fűz-nyár kísérleti tér sókészletének változása 2015-2017 között

| átlagok (t/ha) | | s_1 | s_2 | Δs | s_f |
|----------------|----|-------|-------|------------|-------|
| H30 | 30 | 1,97 | 1,91 | -0,06 | |
| | 60 | 1,57 | 1,16 | -0,41 | |
| | 90 | 1,16 | 0,99 | -0,17 | |
| | | | | -0,64 | -2,36 |
| H60 | 30 | 1,74 | 1,51 | -0,23 | |
| | 60 | 1,45 | 1,33 | -0,12 | |
| | 90 | 1,28 | 1,51 | 0,23 | |
| | | | | -0,12 | -3,57 |
| K30 | 30 | 2,20 | 2,15 | -0,06 | |
| | 60 | 1,86 | 1,74 | -0,12 | |
| | 90 | 1,57 | 1,62 | 0,06 | |
| | | | | -0,12 | -0,63 |

Megjegyzés. Az s_1 : a talaj só készlete a megfigyelési időszak kezdetén, 2015 tavaszán (t/ha). Az s_2 : a talaj só készlete a megfigyelési időszak végén, 2017 tavaszán (t/ha). A Δs : a talaj só készletének változása a megfigyelési időszak alatt. Az s_f : a talaj sóforgalma (t/ha). Az elemzés kezelésenként, mélységenként 3 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

A legnagyobb csökkenés a H30 kezelésben (-0,64 t/ha) volt mérhető. A K30 és H60 kezeléseknél számolt sókészlet változása azonos volt (-0,12 t/ha). Utóbbi kezeléseknél a 60-90 cm-es talajrétegben növekedett a sótartalom, azonban a teljes szelvényt vizsgálva a sókészlet csökkenése következett be, annak ellenére, hogy különböző vízminőség és öntözési norma van a kezeléseknél mögött. A vízminőség különbsége jól látszik a sóforgalmi mutatón, ugyanis az öntözővízzel kijuttatott só kivonása után azt kaptam eredményül, hogy a talaj eredeti sókészletének jelentős része is kilúgozódott két év alatt.

A kísérleti tér talajának ammónium-laktát oldható nátrium tartalma, hasonlóan a vízben oldható összessó-tartalomhoz, különböző már 2014 nyarán (21. melléklet). *A második öntözési idényben (2014) minden mélységben a Körös vízzel öntözött parcellák talaja rendelkezik a legkisebb nátrium koncentrációval.* Az őszi talajminták eredményei alapján a talajban a nátrium 60 cm mélységig mindkét szennyvízzel öntözött kezelés esetében növekedett, alatta csökkent. A K30 kezelésben a felszíni talajrétegen kívül növekedés történt minden talajrétegben.

A harmadik öntözési idényben (2015) a nátrium koncentráció növekedése a H60 kezelés 60-90 cm-es rétegében szignifikáns (37. táblázat). Az említett H60 kezelés 30-60 és 60-90 cm talajrétegen kívül minden kezelés minden mélységében csökkent a talaj nátrium tartalma. Eredményeim szerint 2015-ben a legnagyobb öntözési normával rendelkező kezelés esetén növekedett a talaj nátrium koncentrációja a felszín alatti rétegekben, a 30 mm öntözési normával rendelkező kezelésben nem történt szignifikáns változás, míg a K30 kezelésben csökkenés volt mérhető. A 2015. évi őszi mintavétel idején a talaj nátrium koncentrációja kezelésenként a 0-60 cm mélységben különbözött, a Körös rendelkezett a legkisebb értékekkel és a H60 a legnagyobb értékekkel. A negyedik öntözési idényben (2016) minden kezelésben növekedett a talajban mérhető nátrium koncentráció, (kivéve H60 60-90 cm talajrétege). 2016 őszi a talajban mérhető nátrium koncentrációk kezelésenként azonos módon különböznek, mint 2015-ben.

Eredményeim szerint egyetlen kezelésben és egyetlen mélységben sem szignifikáns a változás a két öntözési idény alatt, 2015-2017 között (37. táblázat). A vízminőség hatása statisztikailag kimutatható az öntözést követő időszakokban, mivel a szennyvízes kezelések

talajában volt mérhető a legnagyobb nátrium koncentráció és a legkisebb a Körös vízzel öntözöttben.

37. táblázat. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos ammónium-laktát oldható nátrium koncentráció értékei (%) a két éves vizsgálati időszak alatt

| AL-Na (mg/kg) átlagok | 2015 tavasz | 2015 ősz ² | p-érték ¹ | 2016 tavasz | 2016 ősz ² | p-érték ¹ | 2017 tavasz | 2015- 2017 p- érték |
|-----------------------------|----------------|--------------------------|----------------------|----------------|--------------------------|----------------------|----------------|---------------------------|
| 0-30 cm | | | | | | | | |
| H30 | 206 | 184 ^b | n.s. | 135 | 184 ^b | n.s. | 186 | n.s. |
| H60 | 319 | 311 ^c | n.s. | 255 | 339 ^c | n.s. | 307 | n.s. |
| K30 | 100 | 79 ^a | ** | 67 | 104 ^a | * | 89 | n.s. |
| 30-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 303 | 250 ^{ab} | n.s. | 217 | 290 ^{ab} | n.s. | 293 | n.s. |
| H60 | 362 | 390 ^b | n.s. | 366 | 385 ^b | n.s. | 421 | n.s. |
| K30 | 223 | 136 ^a | * | 146 | 221 ^a | ** | 181 | n.s. |
| 60-90 cm | | | | | | | | |
| H30 | 342 | 350 ^a | n.s. | 310 | 365 ^a | n.s. | 377 | n.s. |
| H60 | 308 | 402 ^a | ** | 370 | 357 ^a | n.s. | 449 | n.s. |
| K30 | 353 | 285 ^a | n.s. | 246 | 389 ^a | * | 318 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A p-értékek oszlopaiban a 2015. évi tavaszi-ősz és a 2016. évi tavaszi-ősz időpontokban mért értékek közötti összetartozó mintás t-próba p-értékei találhatóak. ²Az a, b, c indexek az egytényezős varianciaanalízis, Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. ³Az utolsó oszlop a 2015. tavaszi és a 2017. tavaszi értékek összetartozó mintás t-próba eredményei. Az elemzés kezelésenként, mélységenként 6 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

5.3. Következtetések

A szennyvíz felhasználhatóságának értékelése céljából elemeztem a talajok alaptulajdonságaiban és tápanyag-tartalmában bekövetkezett változásokat, majd értékeltem a szikesedésre utaló paramétereket és megvizsgáltam az öntözővíz hatását a biomassza produkció növekedésén keresztül is.

A talaj alaptulajdonságai közül a talaj pH érték változásai összefüggésbe hozhatóak a szennyvízöntözés hatásával, mindkét kísérleti téren jellemző folyamat volt a talaj pH értékének növekedése, ugyanakkor a változás nem minden esetben volt szignifikáns. A talajoldat lúgos kémhatását a lúgosan hidrolizáló sók túlsúlya és/vagy a kicserélhető kationok (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) oldatba jutása idézheti elő (Filep, 1988). Mivel a szennyvíz jellemzője, hogy egyaránt nagy a Na^+ (~300 mg/l) és HCO_3^- (900 mg/l) koncentrációja, a kémhatás változása magyarázható a fenti folyamattal. Tarchouna et al. (2010) szerint kezelt kommunális szennyvízöntözés hatására 0,8 pH értékkel növekedett az őszibarack ültetvény talajának kémhatása. Libutti et al. (2018) szerint brokkoli ültetvény talajában a pH 0,2 értékkel növekedett kommunális szennyvízfelhasználás következményeként másodlagosan kezelt szennyvíz esetén, szemben a harmadlagosan kezelttel, amelynek kisebb volt az összes oldott só-tartalma és EC értéke. Mancino és Pepper (1992) szerint a kationokon kívül a szennyvízöntözés hatására megnövekedett denitrifikációs arány okozta hidroxil ion növekedésnek is köszönhető a talajok pH értékének növekedése.

A talaj nitrogén tartalmára, amelyet a nitrát koncentráció eredményeken keresztül vizsgáltam, a szennyvízöntözés kedvező hatása megállapítható. A liziméteres kísérlet eredményei szerint, a második öntözési időpont követően szennyvízzel (átlag 12,7 mg/kg) öntözött talajok nitrát tartalma nagyobb, mint a Körös vízzel (átlag 5,5 mg/kg) öntözötteké, így a szennyvíz nitrogén pótló hatása igazolható. A szabadföldi kísérleti területen 2015-2017 közt a szennyvízzel öntözött kezeléseknél a nitrát koncentráció mindkét mélységben növekedett (0-30 cm: H30: +5%, H60: +30% és 30-60 cm: H30: +21%, H60: +51%), míg a Körös vízzel

öntözött parcellák talajában csökkent (-7% és -21%), azonban a változás nem szignifikáns. Khajanchi-Lal et al. (2015) szerint a háztartási szennyvízzel öntözött talajok nitrát tartalma magasabb volt (46,1-67,3 mg/kg), mint a talajvízzel öntözöttekben mért értékek (37,7-56 mg/kg). Adrover et al. (2017) szintén a talaj nitrát koncentrációjának növekedését tapasztalták a nem öntözött értékekhez képest (6,5-9,3 mg/kg) Phaeozem (27,9 mg/kg) és Calcisol (31,2 mg/kg) talajokon egyaránt, másodlagosan kezelt kommunális szennyvízzel öntözve. A növekedés egyaránt lehet következménye az öntözővíz nagy nitrogén koncentrációjának és az szennyvízöntözésnek köszönhető szerves anyagok megnövekedett mértékű ásványosodásának (Adrover et al. 2017). Ezzel szemben Quaye et al. (2011) szerint a rövid vágásfordulójú fűz ültetvény talajának nitrogén ellátottságban nem okozott változást a papírgyári melléktermék (120 kg N/ha) kijuttatása, aminek oka a talaj eredetileg nagy tápanyag-tartalma volt.

Az öntözési norma hatására eltérő nitrogén kijuttatás következtében a vizsgált két évből csak az első évben volt kimutatható a szignifikáns különbség a H15 és H60 kezeléseknél mért nitrát koncentráció között (18. táblázat). Ekkor az öntözési norma (15, 30 60 mm) növekedésével (=kijuttatott N) a talaj nitrát koncentrációja rendre csökkent (7,4, 4,8 és 3,9 mg/kg). *Eredmények alapján az első, száraz vegetációs időszakban az öntözési idény alatt az öntözési norma növekedésével csökkent a talaj nitrát koncentrációja, a kilúgozás mértéke jelentősebb volt, mint a felhalmozódás.* Patterson et al. (2009) szerint a talaj nitrát tartalma ugyancsak csökkent (92,7, 48,9 és 10,6 mg/kg) párhuzamosan a papírgyári szennyvízzel kijuttatott nitrogén terhelés növekedésével (1,5, 3 és 6 mm/nap).

A HG kezelésben mért nitrát koncentráció egyik öntözési idényt követően sem különbözik szignifikánsan a K60 kezelésben mért értékektől, de mindkét öntözési idényt követően nagyobb annál. *Következtetésem szerint a kezeletlen szennyvízben a szennyvíz 1:3 arányú hígítása még olyan mértékű nitrogén koncentrációt hagyott az öntözővízben, amely kimutathatóan nagyobb nitrát tartalmat eredményezett a talajban.*

A talajok kálium és foszfor koncentráció értékei alapján nem állítható egyértelműen igazoltan a szennyvíz kedvező vagy károsító hatása egyik kísérleti területen sem. A foszfor koncentráció a szabadföldi kísérleti területen, amelyet gyenge foszfor-ellátottság jellemez, az utolsó két öntözési idény alatt növekedett a 0-60 cm mélységben. A liziméteres kísérletben, gazdag foszfor-ellátottság mellett, azonban csökkent a szennyvízzel öntözött kezelések talajának foszfor koncentrációja (két öntözési idény alatt). Abegunrin et al. (2016) szerint nem volt különbség vágóhídi elfolyóvízzel, szennyvízzel, mosodai szennyvízzel és manióka feldolgozó üzemből származó elfolyóvízzel öntözött talajok elérhető foszfor tartalmában (0,04-0,08%). Rusan et al. (2007) szerint a talaj foszfor koncentrációja kezelt kommunális (stabilizációs töből származó) szennyvíz (PO₄: 15,5 mg/l) hosszú távú öntözésének hatására a talaj foszfor koncentrációja szignifikánsan növekedett, a 10 éves öntözést követően volt a legmagasabb (~45 mg/l). A liziméteres kísérlet talaja káliumban ugyancsak gazdagon ellátott, míg a szabadföldi kísérleti tér gyenge ellátottsággal rendelkezik. Khajanchi-Lal et al. (2015) szerint a háztartási szennyvízzel öntözött talajok felvehető káliumtartalma nagyobb volt, mint a talajvízzel öntözöttekben mért, illetve a legnagyobb értékek (250 kg/ha) az agro-erdészeti rendszer (nyár-rizs-búza) talajában volt mérhető, összehasonlítva a rizs-búza, cirok-egyiptomi lóhere, zöldség termesztő rendszerekkel. Azonban Patterson et al. (2009) szerint nem volt kimutatható a papírgyári szennyvíz kedvező hatása a talaj felvehető kálium koncentrációjára, azok közel azonos értékekkel rendelkeztek minden mélységben (87-105 mg/kg), ugyanakkor másodlagosan kezelt hígtrágya hatására az értékek növekedtek (109-128 mg/kg).

A talajok szikesedésének értékelését az összes oldott sótartalom, sómérleg számítások, kicsérélhető kationok és az ammónium-laktát oldható nátrium koncentrációk alapján végeztem el. A liziméteres kísérletben a talaj vízben oldható összessó-tartalma eltérően változott az első és második öntözési idényben. 2015-ben a sótartalom a legtöbb kezelésben csökkent, míg a következő évben valamennyi kezelésben nőtt (min. 17% - max. 93%-kal). A változás a talaj nitrát tartalmával is összefüggésbe hozható, amelyet bizonyít a mért paraméterek értékei közti szignifikáns korreláció. Libutti et al. (2018) szerint a szennyvízöntözés hatására előidézett NH₄-

N és Na koncentráció növekedésnek köszönhető a talaj EC értékének a növekedése (amely paraméterből a sótartalom becslést végezzük). Következtetésem szerint a hazai kutatási gyakorlatban elterjedt talaj telítési paszta vezetőképessége alapján becsült vízben oldható összessó-tartalom helyett célszerű lenne az 1:5 vizes kivonat elektromos vezetőképességének a változását monitoringozni, utóbbi gyorsabb, költséghatékonyabb módszer és az eredménye összehasonlítható a legújabb nemzetközi kutatások eredményeivel.

Ahmed et al. (2012) szerint tunéziai olívaültetvény homok talajában 1,2 méter mélységig szignifikánsan alacsonyabb volt a talaj EC értéke az őszi-téli hónapokban (120-129 mm csapadék mellett), mint tavaszi-nyári időszakban, ami csökkentette a nyári időszakban sós víz (EC: 7,5 dS/m) öntözés hatására bekövetkező sófelhalmozódás mértékét. Melgar et al. (2009) szerint – mediterrán klímájú, spanyolországi olívaültetvény agyagos vályogtalaján (35% agyag) – is képes volt a téli csapadék a sós vízzel történő öntözést (víz EC 5 dS/m, 10 dS/m) követően a talaj sótartalmát a kontroll (0,5 dS/m) kezelésre jellemző (talaj EC ~2 dS/m) szintre csökkenteni a tavaszi idősakra. Szintén spanyol, mediterrán terület talajain (46% és 33% agyag) a talaj EC értéke 56% és 45%-kal csökkent a talaj a téli időszak kilúgozó folyamatainak köszönhetően (Adrover et al. 2017). Barradas et al. (2014) szerint az öntözéssel egyidejűleg megvalósított tápanyag-utánpótlás növelte a csernozjom talaj fajlagos elektromos vezetőképességét a vegetációs időszak végére, amit a téli időszak csapadéka képes volt csökkenteni a kilúgozás által. Fentiekkel ellentétben Tzanakakis et al. (2011) szerint a görögországi szemiárid klímán a téli csapadék hatására csökkent ugyan a talajok EC, SAR és kicserélhető nátrium értékei, azonban nem volt elegendő a nagy EC értékkel (2 dS/m) rendelkező elfolyóvíz által okozott szikesedést mérsékelni Regosol talajon (35% agyag). Hazai kutatásokban is megjelent már a téli csapadék kilúgozó hatásának az öntözővíz minőséggel való összefüggése. Filep (1999) korábban megállapította, hogy jó szerkezetű vályog talajon vagy laza homok talajon 800-1000 mg/l koncentrációjú víz alkalmazása is megengedhető, ha a talajvíz mélyen van, mivel ilyen területen a légköri csapadék kilúgozó hatása képes megakadályozni a sófelhalmozódást.

Eredményeim szerint a téli időszak kilúgozó hatásának köszönhetően az öntözési idények alatt felhalmozódott só csökkent az öntözetlen időszakokban. A szabadföldi kísérleti területen a talaj sótartalma 2015-2017 között 0-60 cm mélységben minden kezelésben csökkent, amit a sómérleg eredmény is alátámaszt. Mindkét kísérleti téren mért sókészlet változások igazolják, hogy a ~800 mg/l összes oldott sótartalom koncentrációval rendelkező szennyvíz sófelhalmozó hatása nem következett be két év alatt, a gyökérszónában. Az eredmények arra engednek következtetni, hogy az agyagtalajon javasolt maximális 500 mg/l sókoncentrációjú öntözővíz minőség határérték tovább emelhető, mivel a téli időjárás hatására az öntözési idény alatt a gyökérszónában történt sófelhalmozódás képes kilúgozódni. Zsembeli et al. (2017a) eredményei szerint 600 mg/l sótartalmú öntözővíz alkalmazása mellett nem következett be sófelhalmozódás a talajban, így a magyar szabályozás szerint javasolt 500 mg/l határértéket túl szigorúnak ítéli.

A sók minősége alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a kezeletlen szennyvíz öntözése mellett már az első öntözési idényben elkezdődött a szolonyecesedés folyamata, szennyvízöntözés hatására a talaj kicserélhető nátrium tartalma 173-278%-kal növekedett. A Körös víz öntözésének hatására, a kezelt víz és a kontroll kezelésben a változás elhanyagolható mértékű volt 99-108%. Hirzel et al. (2017) szerint a homokos vályog és vályog fizikai féleségű szőlőültetvény talajában 517% és 382%-kal növekedett a kicserélhető nátrium koncentrációja a borászatból származó szennyvíz öntözése mellett (Na: 425 mg/l). Izraeli tenyészedényes kísérlet során megállapították, hogy homok (<1 % agyag), vályog (6% agyag), lösz (20% agyag) talajon szennyvíz öntözés (Na: 154 mg/l) hatására 580%-kal növekedett a $Na_{s\%}$, míg a homok és lösz talajon 30%-kal csökkent, illetve 6%-kal növekedett (Travis et al. 2010). Azonban az utóbbi lösz talaj esetében 1:3 arányban perlitet adtak a tenyészedény talajához.

6. A liziméteres fűz kísérlet csurgalékvezeinek mennyiségi és minőségi elemzése

A liziméteres kutatások lehetőséget biztosítanak a talaj-növény-víz rendszert közel zárt formában vizsgálni. A csurgalékvíz vizsgálatok eredményei alapján elsősorban a talajvíz nitráatterhelésének és a nátrium kilúgozásának a mértékét akartam megvizsgálni. A nitrát szennyezés és a nátrium felhalmozódás elkerülése egyaránt a környezeti szempontok szerint fenntartható szennyvízöntözés feltétele.

A fejezben értékeltem a keletkezett csurgalékvíz mennyiségét és minőségét öntözött és öntöztelen periódusokban, majd az eredményeket felhasználva anyagmérleg számításokat végeztem a teljes vizsgálati időszakra vonatkoztatva. A fejezetben található, de az anyag és módszer részbe (is) illeszkedő adatgyűjtési, számítási és elemzési módszertant azért ezen a helyen írtam le, mivel véleményem szerint az eredmények értelmezéséhez azok nélkülözhetetlenek.

6.1. A csurgalékvíz mennyiségek elemzése öntözött és öntöztelen időszakonként

A liziméteres fűz kísérletben keletkezett csurgalékvezeik mennyiségét 2015.07.03.-2017.04.21. között (22 hónapon keresztül), 33 alkalommal vizsgáltam 64 liziméter edényben, az elemzés összesen 2112 mérés eredménye alapján készült. A vizsgált időszakban az összes megjelent csurgalékvíz mennyisége ismert. Az elemzés során célom volt meghatározni a kezelések (öntözővíz minőség és mennyiség) és a csapadékeloszlás csurgalékvíz mennyiségére kifejtett hatását. A teljes vizsgált időintervallumot 4 időszakra osztottam és az időszakokon belül mért csurgalékvíz mennyiségeket kezelésenként összegeztem (38. táblázat). A szakaszokra osztás segítségével elkülönítettem az öntözött és öntöztelen időszakokban keletkezett csurgalékvezeik mennyiségét. (Az időszakok közötti hónapokban nem keletkezett csurgalékvíz.) A négy adatsor mindegyike 8 kezeléshez tartozó mérési eredményeket tartalmaz, 8 ismétlésben, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, amelyeknek a liziméter edényeikben műszaki hiba miatt egyáltalán nem keletkezett csurgalékvíz, így ezekben a kezelésekből 7 ismétlés eredményeit közlöm.

A 8 ismétlés kétszer 4 ismétlésből adódik össze, amelyek különböző fűzklónokat tartalmaznak (77, 82). Időszakonként (4), kezelésenként (8), összesen 24 esetben megvizsgáltam, hogy van-e a különbség a különböző fűzklónokkal beültetett liziméterek edényeiben mért csurgalékvíz mennyiségek közt. Eredményeim szerint mindösszesen egy esetben, 1. időszak K60 kezelésében volt szignifikáns különbség ($p=0,021$, Kruskal-Wallis Test) a csurgalékvíz mennyiségek között, ezért a további elemzés során valamennyi kezelésben és időszakban eltekintettem a fűzklónok megkülönböztetésétől és a rendelkezésre álló valamennyi ismétlést együttesen használtam fel.

38. táblázat. A liziméteres fűz kísérletben 2015.07.03. és 2017.04.21. közötti csurgalékvíz keletkezési időszakok jellemzői

| | 1. időszak (öntözött) | 2. időszak | 3. időszak (öntözött) | 4. időszak |
|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------|
| <i>Időszak</i> | 2015.07.03- 2015.08.27. | 2016.01.28- 2016.06.06. | 2016.07.18.- 2016.08.10 | 2017.02.06- 2017.04.21 |
| <i>Csurgalékvíz előfordulásának száma</i> | 3 | 22 | 3 | 5 |
| <i>Öntözések száma</i> | 8 | 0 | 4 | 0 |
| <i>Csapadék mennyisége (mm)</i> | 69 | 201,4 | 13,3 | 120,6 |

Megjegyzés. A négy adatsor mindegyike 8 kezeléshez tartozó mérési eredményeket tartalmaz, 8 ismétlésben, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, amelyeknek a liziméter edényeikben műszaki hiba miatt egyáltalán nem keletkezett csurgalékvíz, így ezekben a kezelésekből 7 ismétlés eredményeit közlöm.

Az első időszakban a liziméter edények mindegyike egységesen 100 mm Körös víz öntözést kapott 2015.06.09-én, az öntözési kezelések elindítása előtt (kivéve a HG60 mm kezeléssel edényeket). Valamennyi liziméter edény talaja ennek következtében átnedvesedett, de a hat nappal később indított öntözés során, az 1. (öntözött) időszakban, kizárólag a 60 mm öntözési normával rendelkező kezelésekben fordult elő csurgalékvíz (39. táblázat).

39. táblázat. A csurgalékvíz mennyiségek leíró jellemzői kezelésenként, időszakonként

| | 1. időszak (öntözött) | | | 2. időszak | | | 3. időszak (öntözött) | | | 4. időszak | | |
|----------|----------------------------|------------------|--------|----------------------------|------------------|--------|-----------------------------|------------------|--------|----------------------------|------------------|--------|
| | 2015.07.03- 2015.08.27. | | | 2016.01.28- 2016.06.06. | | | 2016.07.18.- 2016.08.10. | | | 2017.02.06- 2017.04.21. | | |
| | Összes (liter) | Átlag (liter) | Szórás | Összes (liter) | Átlag (liter) | Szórás | Összes (liter) | Átlag (liter) | Szórás | Összes (liter) | Átlag (liter) | Szórás |
| H15 | 0 | 0 | 0 | 383 | 55 | 24 | 0 | 0 | 0 | 23 | 3 | 6 |
| H30 | 0 | 0 | 0 | 409 | 51 | 16 | 21 | 3 | 4 | 85 | 11 | 8 |
| H60 | 53 | 7 | 3 | 568 | 71 | 18 | 374 | 47 | 15 | 158 | 20 | 12 |
| HG60 | 0 | 0 | 0 | 463 | 66 | 30 | 268 | 38 | 15 | 90 | 13 | 7 |
| K15 | 0 | 0 | 0 | 470 | 59 | 17 | 0 | 0 | 0 | 145 | 18 | 10 |
| K30 | 0 | 0 | 0 | 717 | 51 | 24 | 87 | 11 | 11 | 226 | 28 | 16 |
| K60 | 124 | 16 | 11 | 550 | 69 | 25 | 577 | 72 | 5 | 99 | 12 | 11 |
| Kontroll | 0 | 0 | 0 | 655 | 75 | 31 | 0 | 0 | 0 | 130 | 16 | 12 |

Megjegyzés. Minden időszakban, az első oszlopban a kezelésenkénti összes ismételésekben mért csurgalékvíz mennyiségek összege található (liter), a második és harmadik oszlopban az ismételések átlaga és szórása lett feltüntetve. A négy adatsor mindegyike 8 kezeléshez tartozó mérési eredményeket tartalmaz, 8 ismételéssel, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, amelyeknek a liziméter edényeikben műszaki hiba miatt egyáltalán nem keletkezett csurgalékvíz, így ezekben a kezelésekből 7 ismételési eredményeik közöltem.

A kevés megjelent víz a 2015. évi száraz időjárással magyarázható, az öntözéseket megelőzően, januártól június végéig összesen csupán 214,8 mm csapadék hullott, majd az öntözött időszakban június és szeptember között további 172 mm.

Az 1. és 2. időszak közti őszi-téli hónapokban, 2015. szeptembertől- 2016. február végéig összesen 266,9 mm csapadék hullott, ami feltöltötte nedvességgel a talajokat és a 2. időszakban 22 alkalommal idézte elő csurgalékvíz megjelenését. A második megfigyelési időszakban 201,4 mm eső esett. A csapadéknak köszönhetően ebben az időszakban voltak mérhetőek a legnagyobb átlag mennyiségek valamennyi kezelésben (39. táblázat).

A 2016. évi csapadékos nyárnak köszönhetően a 3. (öntözött) időszakban több csurgalékvíz keletkezett, mint az előző évben, annak ellenére, hogy nem volt kezdő 100 mm egységes öntözés a kezeléseket megelőzően. A 2016. évi öntözési idényben, júniustól augusztus végéig 298,5 mm eső esett, ami a 2015. évi öntözési idényben mértnek több mint másfélszerese. Azonban a 15 mm öntözési normával rendelkező és a kontroll kezelésekből, ebben az időszakban sem keletkezett csurgalékvíz, hasonlóan az előző évekhez, de a többlet csapadéknak köszönhetően a 30 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésekből már igen.

A 3. időszakot követő őszi-téli hónapokban, 2016. szeptemberétől 2017. január végéig 161,4 mm csapadék hullott. Összehasonlítva az előző téliévszakkal, több mint 100 mm-rel kevesebb input vízmennyiség jutott a talajra, ami kevesebb csurgalékvíz megjelenését eredményezte a 4. időszakban, az észlelések számát és a mennyiséget tekintve is (39. táblázat).

6.2. A kezelések csurgalékvíz mennyiségekre okozott hatásának elemzése

Az 1. (öntözött) időszakban csak a K60 és H60 kezelésekből keletkezett csurgalékvíz. A K60 kezelésben keletkezett csurgalékvíz mennyiségek átlaga szignifikánsan nagyobb, mint a H60 kezelést jellemző átlag ($p=0,017$, Independent-Samples T-Test). Mivel azonos körülmények között (megfigyelési időszak, öntözővíz mennyiség, növényborítottság, időjárás, talajminőség) keletkezett csurgalékvíz mennyiségek összehasonlításakor adódott a különbség,

ezért az eredmény, feltételezésem szerint, a vízminőség csurgalékvíz mennyiségére gyakorolt hatását tükrözi.

A 3. (öntözött) időszakban a 30 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésekben is megjelent csurgalékvíz, ezért az öntözővíz minőség hatását öntözési normánként külön elemeztem. A 30 mm-es öntözési norma esetén a Körös víz öntözése mellett szignifikánsan nagyobb a csurgalékvíz mennyiség, mint a szennyvízzel öntözött kezelésben ($p=0,038$, Mann-Whitney U Test). A 60 mm öntözési normával rendelkező kezelésekben a Körös vízzel öntözött liziméter edényekben keletkezett csurgalékvíz mennyiség szintén szignifikánsan nagyobb, mint a szennyvízzel ($p=0,009$) vagy a kezelt szennyvízzel ($p=0,000$) öntözött liziméter edényekben mért értékek (Nem parametrikus, független mintás Kruskal-Wallis Test). A két öntözött időszak eredménye alapján már a kísérlet első két évében a szennyvíz olyan mértékben változtatta meg a talaj szerkezeti tulajdonságait, amelynek következményeként annak vízgazdálkodási tulajdonságai megváltoztak.

A 2. (öntöztelen) időszakban nincs szignifikáns különbség a különböző kezelésekből származó csurgalékvíz mennyiségek között ($p=0,183$, Kruskal-Wallis Test). Az azonos öntözési normával rendelkező kezelések csurgalékvíz mennyiségének átlagai közt nincs jelentős különbség, azonban a 60 mm öntözési normával rendelkező kezelésekben (H60, HG60, K60) és az öntöztelenben nagyobb a tél végi visszamért vízmennyiség, mint a 15 és 30 mm-es kezelésekben. Az eredmények szerint a nyári időszakban kijuttatott öntözővíz mennyiség hozzájárult a talaj nedvességekészletének növeléséhez, amely a tél végi csurgalékvíz mennyiség növekedését okozhatta, de a különbség nem szignifikáns. A 2. időszakban a kontroll kezelésben volt mérhető a legnagyobb visszamért tél végi csurgalékvíz mennyiség, ami annak a következménye lehet, hogy az öntözés nélküli talaj szerkezete jobb vízgazdálkodási tulajdonságokkal rendelkezik, mint az öntözöttek.

A 4. (öntöztelen) időszakban a H15 kezelésben volt mérhető a legkisebb csurgalékvíz mennyiség, amelynél szignifikánsan több víz jelent meg a K30 kezelésben ($p=0,005$, Kruskal Wallis Test). A többi kezelésben megjelent csurgalékvíz mennyiség között nem volt szignifikáns különbség a 2. (öntöztelen) időszakhoz hasonlóan.

6.3. A tél végi csurgalékvizek kémiai összetétele

A liziméteres kísérletek lehetőséget biztosítanak a 80 cm talajoszlopon átszivárgó víz kémiai összetételének vizsgálatára is. A csurgalékvizek kémiai összetételének elemzése során fő célom volt meghatározni, hogy a különböző minőségű öntözővizek nyári periódusban történő kijuttatása milyen hatással van a fél évvel később, téli időszakban, a talajszelvény alján megjelenő vízre (40. táblázat).

Szabadföldi körülmények közt, a téli talajvízállás megközelítheti a 80 cm-t így közvetlen befogadója lehet a talajszelvényen átszivárgó víznek, aminek elsősorban a nitrát koncentrációja jelenthet veszélyt a talajvíz állapotára. A talajvíz nitrát szennyezésén kívül, a szivárgó víz összes oldott anyag tartalma (sótartalma) terhelést jelenthet a felszín alatti vízre. Ugyanakkor annak egyirányú, folyamatos, horizontális mozgása esetén a szivárgó víz talajvízbe való érkezése megoldást jelenthet a talajszelvény sótartalmának csökkentésére is. Utóbbi jelenség esetén a talajvízbe szivárgó víz sókoncentrációja olyan nagy (a talajszelvényben az öntözés során felhalmozódott só kimosódása következtében), hogy megfelelő mennyiségű szivárgó víz keletkezése esetén, a talajvizet elérve, a felszín alatti víz mozgásával távozik a területről.

40. táblázat. A tél végi csurgalékvizek kémiai paramétereinek átlaga évenként

| | Év | pH | EC | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Cl ⁻ | NO ₃ ⁻ -N | PO ₄ ³⁻ -P | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | K ⁺ |
|----------|------|------|-------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|------------------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------|-----------------|----------------|
| | | | μS/cm | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l |
| H15 | 2016 | 8,00 | 1049 | - | - | - | 11,5 | 0,64 | 127 | 42,2 | 51,9 | 13,2 |
| | 2017 | 7,50 | 844 | 265 | 101 | 74 | 10,4 | 0,48 | 96 | 28,8 | 47,3 | 5,7 |
| H30 | 2016 | 8,11 | 982 | - | - | - | 11,5 | 0,78 | 114 | 35,6 | 58,0 | 12,8 |
| | 2017 | 7,73 | 1080 | 290 | 101 | 67 | 48,8 | 0,46 | 99 | 31,0 | 83,7 | 6,3 |
| H60 | 2016 | 7,97 | 1365 | - | - | - | 22,1 | 0,46 | 158 | 52,0 | 84,7 | 5,4 |
| | 2017 | 7,92 | 1125 | 440 | 100 | 84 | 19,5 | 0,54 | 105 | 34,5 | 102,5 | 5,5 |
| HG60 | 2016 | 7,91 | 2065 | - | - | - | 0,9 | 0,86 | 267 | 81,8 | 133,5 | 14,5 |
| | 2017 | 7,65 | 1745 | 373 | 388 | 120 | 2,2 | 0,58 | 211 | 65,0 | 120,5 | 7,5 |
| K15 | 2016 | 8,10 | 833 | - | - | - | 2,5 | 0,58 | 100 | 34,9 | 39,6 | 7,1 |
| | 2017 | 7,61 | 611 | 233 | 82 | 38 | 5,0 | 0,79 | 71 | 21,9 | 31,3 | 5,9 |
| K30 | 2016 | 7,95 | 1103 | - | - | - | 0,8 | 0,49 | 138 | 46,2 | 42,2 | 9,4 |
| | 2017 | 7,72 | 773 | 280 | 99 | 72 | 1,1 | 0,40 | 97 | 29,8 | 36,5 | 5,0 |
| K60 | 2016 | 7,76 | 1385 | - | - | - | 0,4 | 0,20 | 173 | 59,8 | 57,8 | 5,5 |
| | 2017 | 7,64 | 685 | 303 | 84 | 44 | 0,4 | 0,21 | 82 | 26,1 | 35,4 | 3,7 |
| Kontroll | 2016 | 7,96 | 1170 | - | - | - | 75,8 | 0,43 | 144 | 43,6 | 50,3 | 10,4 |
| | 2017 | 7,65 | 887 | 197 | 122 | 10 | 49,7 | 0,50 | 104 | 29,1 | 36,8 | 10,5 |

Megjegyzés. Az elemzés kezelésenként 4 vízminta laborvizsgálati eredménye alapján készült, évenként két mintavételi időpontban.

Amennyiben a felszín alatti vízkészlet nagyobb összes oldott anyag tartalommal rendelkezik, mint a szivárgó víz, akkor a szivárgó víz hígítja a talajvíz sótartalmát. A helyes talajművelési módok alkalmazásával elkerülhető (az akár vízzáró rétegeként viselkedő tömör eketalpréteg) és a lefolyástalan, rossz vízgazdálkodású talajokon pedig a mesterséges dréndrendszer segítheti elő a kilúgozást, ezáltal a gyökérzóna sótartalma csökkenthető. A kísérletben keletkezett csurgalékvizek elemzéséhez mindkét évből a tél végi időszakban vett vízminták vízminőség adatait használtam fel, olyan időpontot választva, ahol minden kezelésben megfelelő mennyiségű csurgalékvíz keletkezett a mintavételhez. (A mintavételek időpontjai: 2016.01.28. (1.), 2016.02.16. (2.), 2017.02.06. (3.), 2017.02.08. (4.)).

Az összes vizsgált vízmintából (32 eset) 21 alkalommal az ammónium-N kimutathatósági érték alatti koncentrációban fordult elő (<0,1 mg/l). A többi 11 vízminta átlagos ammónium-N tartalma 0,384 mg/l. A csurgalékvizekben megjelenő domináns nitrogén forma a nitrát. Bohn et al. (1985) szerint a nitrogén csak nitrátként mosódik ki a talajból, mert az NH₄⁺ -ot a talaj kationcserélő kapacitása visszatartja. Fine et al. (2006) szerint a liziméter kísérletében, a csurgalékvízben megjelenő nitrogénforma nitrát volt, míg az öntözővízben a nitrogén ammónia formában volt jelen. A csurgalékvizek nitrát tartalmának ismerete a felszín alatti vízkészletek szennyezése miatt fontos. A 27/2006.(II.7.) „a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről” szóló kormányrendelet szerint „nitrátszennyezéssel szemben érzékeny víz..., az a felszín alatti víz, amelynek nitráttartalma meghaladja az 50 mg/l értéket. Az összes vízmintát tekintve 4 alkalommal haladta meg ezt a határértéket a mért nitrát koncentráció: egy H30 vízminta (2017.02.08.: 62,7 mg/l), és 3 Kontroll vízminta esetén (2016.01.28.: 80,7 mg/l, 2016.02.16.: 70,9 mg/l, 2017.02.06.: 50,3 mg/l). A 4. mért Kontroll vízminta pedig megközelítette a határértéket 2017.02.08.-án, 49 mg/l volt.

Az öntözővíz minőségének meghatározása során nagy jelentősége van a nátrium ionok relatív tartalmának, mivel annak feldúsulása a talajban károsan hat a talajtulajdonságokra. A csurgalékvizekkel távozó nátrium mennyiség ugyanakkor csökkentheti az öntözési idényben bekövetkező sóterhelést. A csurgalékvizek nátrium koncentrációját a nyári periódusban kijuttatott öntözővíz nátrium koncentrációjával hasonlítottam össze. A Körös vízzel öntözött

liziméter edényekben összegyűlt csurgalékvíz nátrium koncentrációja 3 vízminta kivételével minden esetben nagyobb volt, mint az öntözővízre jellemző átlagos nátrium koncentráció érték (35,34 mg/l). A szennyvízzel öntözött liziméter edények csurgalékvizének nátrium koncentrációja minden esetben kisebb volt, mint az öntözővízben mért átlagos koncentráció (276,34 mg Na /l). A hígított és gipsszel javított, kezelt szennyvíz (HG) esetében egy alkalommal haladta meg az öntözővízben mért nátrium koncentrációt (131,25 mg/l). Az eredmények alapján a csurgalékvíz még abban az esetben sem képes az öntözővízből eredő összes nátrium felhalmozódás csökkentésére, ha ugyanolyan mennyiségű csurgalékvíz keletkezne, mint az öntözési időnyben kijuttatott vízmennyiség.

A csurgalékvíz nitrát és nátrium koncentrációja alapján készített anyagmérleg számításokat külön fejezetben elemzem. A továbbiakban a tél végi csurgalékvíz paramétereit vizsgáltam főkomponens analízissel a háttérváltozók felderítése céljából és a kezelések hatását vizsgáltam egy tényezőes varianciaanalízissel.

A főkomponens analízis során az eredetileg megfigyelt változókat korrelációjuk alapján kevesebb számú főkomponens változóvá vonjuk össze. Az eljárás célja a rendelkezésre álló változók hasonló tulajdonságokkal rendelkező csoportjainak (háttérváltozók, okváltozók) felismerése. A főkomponenssúlyok azt fejezik ki, hogy milyen jelentősége és súlya van valamely főkomponensnek (háttérváltozónak) a megfigyelt változók varianciájában (Huzsvai és Vincze 2012). A tél végi csurgalékvizek kémia jellemzőinek elemzése során 5 főkomponenst különítettem el, amely a teljes variancia 98,17%-át képviselték (41. táblázat).

41. táblázat. A tél végi csurgalékvizek paramétereinek főkomponens mátrixa

| | Főkomponensek | | | | |
|---------------------------------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | FK1 | FK2 | FK3 | FK4 | FK5 |
| pH | -0,010 | 0,950 | 0,171 | -0,009 | 0,223 |
| Hidrogén-karbonát (mg/l) | 0,512 | 0,670 | -0,490 | 0,039 | -0,051 |
| Klorid (mg/l) | 0,787 | 0,070 | -0,539 | -0,110 | 0,136 |
| K (mg/l) | 0,239 | 0,142 | 0,853 | 0,308 | 0,295 |
| Fajl.elektromos vez.kép. (EC) (μS/cm) | 0,948 | 0,141 | -0,002 | 0,278 | 0,027 |
| Nitrát-N (mg/l) | -0,027 | -0,020 | 0,230 | 0,947 | 0,210 |
| Ca (mg/l) | 0,984 | 0,055 | 0,146 | -0,013 | 0,029 |
| Mg (mg/l) | 0,988 | 0,132 | 0,033 | -0,032 | 0,023 |
| Na (mg/l) | 0,800 | 0,268 | -0,320 | 0,406 | 0,048 |
| Ortofoszfát-P (mg/l) | 0,109 | 0,191 | 0,161 | 0,211 | 0,937 |
| Szulfát (mg/l) | 0,936 | -0,100 | 0,144 | -0,208 | 0,151 |

Megjegyzés. Főkomponens analízis módszer, Varimax rotáció Kaiser normailizációval, rotáció 7 ismétlés. A nem normál eloszlású változók esetében (EC, nitrát-N, Ca, Mg, Na, ortofoszfát-P, K) az analízis előtt logaritmikus transzformációt alkalmaztam, n=16.

Az FK1 tartalmazza a fajlagos elektromos vezetőképességet, a kationok közül a Ca^{2+} , Mg^{2+} és Na^{+} ionokat és a klorid és szulfát anionokat. A FK2 tartalmazza a pH értéket és a HCO_3^{-} ionot, míg a 3., 4. és 5. főkomponens a K^{+} kationt, nitrát-N és ortofoszfát-P ionokat. Az első főkomponens a csurgalékvíz összes oldott sótartalmával hozható összefüggésbe. Az FK1-ben a Ca^{2+} , Mg^{2+} és Na^{+} ionok kloriddal és szulfáttal alkotott sói meghatározzák a fajlagos elektromos vezetőképesség értéket, amely arányos a vizek összes oldott sótartalmával. Az első főkomponensbe tartozó paraméterek összetartozása a sók oldhatóságával magyarázható: (1) kilúgozáskor először az alkáliák sói mozdulnak el, elsősorban a kloridok és nitrátok (Arany 1956), (2) a Na-, és K-sók, a Ca-, és Mg-kloridok vízben igen jól oldódnak (Stefanovits 2010), (3) a nátrium és a kalcium szulfáttal alkotott sói jobban oldódnak, mint a karbonáttal alkotott

sói (Darab 1958). Az analízis eredménye szerint a nitrát, kálium (és ortofoszfát) is önálló főkomponensbe került, tehát mennyiségük a csurgalékvízben független a többi vizsgált paramétertől. A 2. főkomponenst képezik a pH érték és a HCO_3^- koncentráció paraméterek. A pH változás mértéke főként a hidrogén-karbonát-, illetve karbonáttartalmának a függvénye, amit pufferkapacitásnak is neveznek (Ruttkay, 2016). A csurgalékvizekre jellemző kémhatás tartományában (7,21-8,34) a HCO_3^- ionok jelenléte a meghatározó (Ruttkay 2016), ez magyarázza a két paraméter azonos, önálló főkomponensben való megjelenését.

Az öntözésnek a csurgalékvízre gyakorolt hatásának értékeléséhez kéttényezős varianciaanalízist alkalmaztam (42. táblázat).

42. táblázat. A tél végi csurgalékvizek főkomponenseinek két tényezős varianciaanalízis eredménye

| | <i>p-értékek</i> | | |
|---|------------------|-------|-------|
| <i>A csurgalékvíz első főkomponensét (EC) befolyásoló tényezők szignifikancia értékei</i> | A | B | C |
| vízminőség (A)/ vízmennyiség (B)/ kölcsönhatás (C) | 0,000 | 0,035 | n.s. |
| <i>A csurgalékvíz második főkomponensét (pH) befolyásoló tényezők szignifikancia értékei</i> | A | B | C |
| vízminőség (A)/ vízmennyiség (B)/ kölcsönhatás (C) | n.s. | n.s. | n.s. |
| <i>A csurgalékvíz nitrát koncentrációját (FK4) befolyásoló tényezők szignifikancia értékei</i> | A | B | C |
| vízminőség (A)/ vízmennyiség (B)/ kölcsönhatás (C) | 0,000 | 0,046 | 0,001 |
| <i>A csurgalékvíz ortofoszfát-P (FK5) koncentrációját befolyásoló tényezők szignifikancia értékei</i> | A | B | C |
| vízminőség (A)/ vízmennyiség (B)/ kölcsönhatás (C) | n.s. | n.s. | n.s. |
| <i>A csurgalékvíz kálium (FK3) koncentrációját befolyásoló tényezők szignifikancia értékei</i> | A | B | C |
| vízminőség (A)/ vízmennyiség (B)/ kölcsönhatás (C) | n.s. | n.s. | n.s. |

Megjegyzés. Vízminőség fix változó: Körös víz, nyers szennyvíz, hígított és gipsszel kezelt szennyvíz, kontroll (öntözetlen, csak esővíz). Vízmennyiség (=öntözővíz norma, kéthetente) fix változó: 0 mm (illetve csak esővíz), 15 mm, 30 mm, 60 mm kezelések. n=32.

Az eljárás során a vízminőség és az öntözővíz norma hatásait külön tényezőként vettem figyelembe. Az értékelést már nem 12 paraméterre külön-külön végeztem el, hanem a főkomponensek szerint. Ugyanis a többváltozós eljárás másik célja (a háttérváltozók feltárása mellett), az adatredukció, a változók számának csökkentése, a jelentéktelen változók kiszűrése (Huzsvai és Vincze 2012).

Eredményeim alapján a vízminőség és az öntözővíz norma szignifikáns hatását állapítottam meg az 1. főkomponensre, amelyet a csurgalékvíz fajlagos elektromos vezetőképességének értékelésén keresztül vizsgáltam (42. táblázat). A vízminőség és az öntözővíz norma kölcsönhatásának hatása nem igazolt az FK1-re. A statisztikai elemzés alapján az FK1 (kémhatás alapján), FK2 (kálium koncentráció) és FK5 (ortofoszfát-P) főkomponenseket a vízminőség, öntözővíz norma és a kölcsönhatásuk igazolhatóan nem befolyásolták. A csurgalékvíz nitrát koncentrációját (FK4) a vízminőség, öntözővíz norma és a kölcsönhatásuk is igazoltan befolyásolta. A kezelések (vízminőség és öntözővíz norma) igazolt hatásának esetében (FK1, FK4) a csoportokon belüli különbségek feltáráshoz egy tényezős varianciaanalízist alkalmaztam (43. táblázat).

A hígított és gipsszel kezelt szennyvíz (HG, kezelt szennyvíz) nyári kiöntözését követően a tél végén megjelenő, talajon átszivárgó csurgalékvíz első főkomponense szignifikánsan különbözik az összes vizsgált kezeléstől, ugyanakkor a többi kezelés közt nincs igazolt különbség az FK1 esetében (43. táblázat). A HG kezelésből származó csurgalékvíz mindkét vizsgált évben a legnagyobb átlagos EC értékkel rendelkezik.

43. táblázat. A tél végi csurgalékvizek főkomponenseinek egy tényezős varianciaanalízis eredménye

| Vízminőség | | | | | Öntözővíz norma | | | | |
|--------------------|----------|-------|--------------------|-----------|-----------------|----------|-------|-------|-------|
| FK1 (EC) | Kontroll | Körös | HG (kezelt sz.víz) | Szennyvíz | FK1 (EC) | Kontroll | 15 mm | 30 mm | 60 mm |
| Kontroll | - | n.s | ** | n.s | Kontroll | - | n.s | n.s | n.s |
| Körös | | - | *** | n.s | 15 mm | | - | n.s | *** |
| HG (kezelt sz.víz) | | | - | *** | 30 mm | | | - | * |
| Szennyvíz | | | | - | 60 mm | | | | - |
| FK4 (nitrát - N) | Kontroll | Körös | HG (kezelt sz.víz) | Szennyvíz | FK4 (nitrát -N) | Kontroll | 15 mm | 30 mm | 60 mm |
| Kontroll | - | *** | *** | * | Kontroll | - | *** | *** | *** |
| Körös | | - | n.s | *** | 15 mm | | - | n.s | * |
| HG (kezelt sz.víz) | | | - | *** | 30 mm | | | - | n.s |
| Szennyvíz | | | | - | 60 mm | | | | - |

Megjegyzés. Az egytényezős varianciaanalízis vizsgálatoknál a FK1, FK4 esetében is Tukey HSD Post Hoc tesztet alkalmaztam (logaritmikusan transzformált adatokkal) a csoportok közti különbség kimutatására. Szignifikancia szint 0,05. n=32.

A másik tényező hatását vizsgálva megállapítható, hogy az öntözési időnyben alkalmazott legnagyobb öntözővíz norma (60 mm) kijuttatását követően a csurgalékvizeket nagyobb összes oldott anyag koncentráció jellemzi, mint 15 vagy 30 mm-es öntözővíz norma esetén. A kontroll (öntözetlen kezelés) egyik kezeléstől sem különbözik szignifikánsan az FK1 komponens esetében.

A tél végi csurgalékvízben megjelenő nitrát koncentrációra igazolt hatása van a nyári öntözővíz minőségnek. Az öntözetlen kontroll kezelés esetében a koncentráció szignifikánsan nagyobb, mint a többi kezelés esetében. Szalókiné és Szalóki (2003) szerint az öntözött talajokon a növények nitrogén felvétele jelentősebb, mint az öntözetlen talajok esetén, ezért a nitrát kimosódás nagyobb mértékű az öntözetlen talajokon. Ezen kívül, a nyers szennyvízzel öntözött kezelésekben keletkezett csurgalékvíz szignifikánsabb nagyobb nitrát koncentrációval rendelkezik, mint a többi öntözővíz minőséggel jellemezhető kezelés, ami az öntözési időnyben kijuttatott nagyobb input nitrogén mennyiségnek köszönhető. A kontrollban szintén szignifikánsan nagyobb a nitrát-N koncentráció, mint 15, 30 és 60 mm-es kezelések esetén.

6.4. Az öntözött időszakokban keletkezett csurgalékvizek kémiai összetétele

A nyári vízminták mindhárom évben július és augusztus hónapokban megjelent csurgalékvizekből lettek gyűjtve. A vízminták laboreredményei ugyanazokat a paramétereket tartalmazzák, mint a tél végi csurgalékvizekből mértek (22. melléklet).

Az évek közötti különbségek vizsgálatához összehasonlítottam az előző fejezetben tárgyalt tél végi csurgalékvizek kémiai jellemzőit a nyári vízmintákkal. Az elemzéshez a fajlagos elektromos vezetőképesség, hidrogén-karbonát, nitrát-N, kalcium és magnézium paramétereket logaritmusos eloszlásuk miatt transzformáltam. Az évszakok közti különbségek értékeléséhez a nátrium, kálium kationok és a szulfát anion esetében nem parametrikus tesztet (Mann-Whitney U Test), a többi paraméter esetében független mintás T-próbát alkalmaztam. Az elemzést csak a 60 mm öntözési normával rendelkező kezelésekben tettem meg, mivel ezekben a kezelésekben állt rendelkezésemre elegendő számú vízminta.

Eredményeim szerint a nyers szennyvízzel öntözött kezelésben a nyári csurgalékvízben mérhető ortofoszfát-P koncentráció nagyobb, mint a téli csurgalékvízben ($p=0,003$), de ebben az időszakban sem éri el az öntözővízben mérhető koncentrációt (1,55 mg/l), így a szennyvíz hozzájárul a talaj foszfortartalmának növeléséhez. A K60 kezelés esetében is szignifikánsan

nagyobb a nyári csurgalékvíz foszforkoncentrációja ($p=0,027$) és meghaladja az öntözővízben mért átlagos koncentrációt ($0,11 \text{ mg/l}$). A vízminőségtől függetlenül elhanyagolható mértékű a csurgalékvízzel kimosódó foszforveszteség, mivel mindkét évszakban valamennyi kezelés esetén 1 kg/ha érték alatt marad.

A nitrát a kezelt szennyvízzel öntözött kezelésekben nagyobb koncentrációban van jelen a nyári csurgalékvízben ($p=0,024$), a többi vízminőség esetén a különbség nem szignifikáns.

Mindhárom vízminőség esetén, a tél végi csurgalékvíznél megállapított első főkomponensbe tartozó elemek a téli időszakban azok nagyobb koncentrációban mérhetőek, mint a nyári csurgalékvízben (kivéve a H60 kezelés téli szulfát koncentrációját, amely $3,4 \text{ mg/l}$ –rel nagyobb nyáron). A tél végi és a nyári csurgalékvíz koncentrációk közti szignifikáns különbség a HG kezelésben, az EC, Ca és Mg esetében igazolható ($p=0,023$, $p=0,012$, $p=0,020$, rendre). Briggs és Courtney (1993) szerint a szivárgó víz koncentrációja függ a víz talajban való tartózkodási idejétől is, amelyik víz gyorsan átfolyik a talajon, lehetősége van az oldott anyagok felvételére. Amelyik víz sokáig tartózkodik a talajban, képes egyensúlyba jönni a talaj mátrixsal és ezért az oldott anyagokat nagy koncentrációban halmozza fel. A tél végén mintázott csurgalékvíz előtt hónapokig nem jelent meg szivárgó víz a talajoszlop alján, így az nagyobb koncentrációban tartalmazza a legtöbb oldott anyagot.

A pH, hidrogén-karbonát, nátrium és kálium paraméterek esetében egyik vízminőség mellett sem volt szignifikáns különbség a nyári és a tél végi csurgalékvízben mérhető koncentrációk között.

6.5. A liziméteres fűz kísérlet két éves nitrogén és nátrium mérlege

A liziméteres kísérletek a talajoszlopokon átszivárgó víz (csurgalékvizek) összegyűjtése által lehetőséget biztosítanak anyagmérleg számításokhoz is, amelyhez az előző fejezetekben külön-külön elemzett csurgalékvíz mennyiség és minőség adatsorokat használtam fel. Célom volt meghatározni a különböző kezeléseket jellemző nitrogén és nátrium mérleget. A számításokat két évre vonatkozóan végeztem el mindkét esetben: 1. év: 2015.06.15-2016.06.17. közötti időszak és a 2. év: 2016.06.17.-2017.04.21. közötti időszak. Az első vizsgált évben a kísérletben először történt öntözés és a fűz dugványok két évesek voltak.

Az input anyagmennyiséget minden esetben az adott évben talajra jutó műtrágya mennyiség, az öntözővíz nitrogén tartalma és az esővíz nitrogén tartalma jelenti. Az öntözővizekből származó input nitrogén és nátrium mennyiséget a 2015. és 2016. években, kezelésenként kiadott különböző öntözővíz mennyiségek (7. és 8. táblázat) és az öntözővizeket az adott évben jellemző átlagos összes szervesetlen nitrogén és nátrium koncentrációjának (11. és 13. táblázat) szorzataként számoltam ki. Az esővízből származó input nitrogén és nátrium mennyiségét a két vizsgált időszak csapadékmennyiségének és az esővíz átlagos összes szervesetlen nitrogén koncentrációjának ($1,25 \text{ mg/l}$) és nátrium koncentrációjának ($2,83 \text{ mg/l}$) szorzataként számoltam ki. Az esővíz mintázása és vizsgálta 2016-ban (06.14., 09.20.) és 2017-ben is két-két alkalommal történt (04.19., 06.29.). Gelencsér et al. (2012) szerint az esővíz átlagos összes nitrogén tartalma $1,68 \text{ mg/l}$, amely majdnem teljes egészében szervesetlen nitrogén formákból áll.

A rendszerben a növény letermeléséből származó nitrogén veszteséget a letermelt fűz száraz biomassa tömegéből (a fűz szárának Kjeldahl-nitrogén tartalma alapján) százalékszámítással számoltam ki. A rendszerben a növény letermeléséből származó nátrium veszteséget a letermelt fűz száraz biomassa tömegének, és a fűz szárában mért nátrium koncentráció szorzataként számoltam ki. A nitrát és nátrium kilúgozás következtében fellépő nitrogén és nátrium veszteséget a liziméter edényekben adott időszakban jellemző csurgalékvíz mennyiségek és a kezelés az adott évben jellemző nitrát és nátrium koncentráció szorzataként számoltam ki.

Az input mennyiségek kezelésenként változnak, az output mennyiségeket minden liziméter edényre (64) külön számoltam és az azonos kezelésekhöz (8 kezelés) tartozóakat

átlagoltam (8 ismétlés). (Két kezelés (H15, HG60) egy-egy ismétlését, amelyekben nem keletkezett csurgalékvíz, továbbra sem vettem figyelembe az elemzés során.)

6.5.1. A liziméteres fűz kísérlet nitrogén mérlege

Az első évben három kezelés esetén fordult elő pozitív nitrogén mérleg, mindhárom szennyvízzel öntözött kezelés: H30, H60 és HG60 (44. táblázat). A negyedik szennyvízzel öntözött kezelés (H15) a legkisebb öntözési normával rendelkezik, amely esetében a nitrogén mérleg negatív és azonos csoportban található a K15 és H30 kezelésekkal a ΔN értékek egytényezős varianciaanalízis eredménye szerint (44. táblázat).

44. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet első évének nitrogén mérlege

| Első év | H15 | H30 | H60 | HG60 | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|---|---------------------|--------------------|-------------------|--------------------|----------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| Input: | | | | | | | | |
| Műtrágya (kg/ha) | 40,0 | 40,0 | 40,0 | 40,0 | 40,0 | 40,0 | 40,0 | 40,0 |
| Öntözővíz összes szerves N mennyisége (kg/ha) | 43,3 | 86,7 | 173,3 | 76,3 | 1,3 | 2,6 | 5,2 | 0,0 |
| Esővíz összes szerves N mennyisége (kg/ha) | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,3 |
| Output: | | | | | | | | |
| Növény N tartalma (kg/ha) ¹ | 90,4 | 122,8 | 171,2 | 101,8 | 58,0 | 80,1 | 95,6 | 35,7 |
| N veszteség (kilúgozás) (kg/ha) | 6,1 | 5,6 | 15,9 | 0,6 | 1,5 | 0,6 | 0,3 | 56,9 |
| ΔN (kg/ha) ² | -7,0 ^{abc} | 4,5 ^{abc} | 32,5 ^c | 20,1 ^{bc} | -11,9 ^{abc} | -31,8 ^{ab} | -44,5 ^a | -46,3 ^a |

Megjegyzés. ¹A fűz szárának Kjeldahl-nitrogén tartalma az összes vizsgált minta (62) átlagában 0,52 m/m% volt, a terjedelme 0,1-1,3 m/m%. Azokat a kezeléseket, amelyekben a két legnagyobb (H30, H60) és a két legkisebb (H15, HG60) Kjeldahl-nitrogén tartalom előfordult az extrém értékekkel rendelkező ismétlések nélkül átlagoltam. ²A ΔN értékeinek a kezelések közti szignifikáns különbségét egytényezős varianciaanalízissel vizsgáltam, az ^{a, b, c} indexek a Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. A ΔN negatív értékei a talaj nitrogén hozzájárulását jelentik az egyenleghöz. Az elemzés kezelésenként 8 ismétlés alapján készült, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, ahol az elemszám 7 volt.

Ezek a kezelések állnak a legközelebb az egyensúlyban lévő nitrogén mérleghez, ahol az input és output nitrogén mennyiségek közel megegyeznek a vizsgált időszak alatt, azt jelezve, hogy a talaj jelentős nitrogén terhelése vagy kimerítése nem fordul elő. A Körös vízzel öntözött 30 mm és 60 mm-es öntözési normával rendelkező kezelések, illetve az öntözetlen kezelés rendelkeznek a legnagyobb negatív nitrogén mérleggel. A Körös vízzel öntözött kezelések nitrogén vesztesége az öntözővíz kis szerves nitrogén tartalmára vezethető vissza, ugyanis a növényvel elszállított nitrogén mennyiség és a csurgalékvízzel távozó nitrát mennyiség is kisebb, mint a szennyvízzel öntözött kezeléseknél (44. táblázat).

Az öntözetlen kezelésben pontosan kétszer annyi a nitrogén veszteség, mint az input nitrogén mennyisége, amelynek oka a csapadék nitrát kilúgozó hatása a téli időszakban. A csurgalékvíz jelentős mennyisége és nagy nitrát tartalma (ld. előző fejezet) együttesen járult hozzá a kontroll kezelésben jelentkező legnagyobb nitrogén veszteséghez. A tápanyaghiány és az öntözetlen körülményeknek köszönhetően ebben a kezelésben a legkisebb a fű szárával elszállított nitrogén mennyisége.

A kontroll és a K60 kezelés átlagos nitrogén mérlege közt nincs szignifikáns különbség, az öntözött kezelésben szintén előfordul jelentős nitrogén veszteség azonban nem a nitrát kilúgozásra, hanem a növényvel elszállított nitrogén mennyiségre vezethető vissza. Kenessey (1931) szerint „az öntözésnek tápanyag utánpótlással együtt kell megvalósulnia, ugyanis a víz a talaj minden készletét feltárja és a növények tápanyagban gazdagon ellátottá válnak, ezzel együtt a talaj készletét kimerítik”. A kísérlet első évében az öntözetlen kezelésnél és a kiváló minőségű öntözött kezeléseknél is kedvezőbb a talaj nitrogén mérlege szennyvíz öntözés alkalmazása mellett.

A kísérlet második évének nitrogén mérlege minden kezelés esetén kedvezőtlenül alakult (negatív ΔN értékek), amely a tápanyagpótlás hiányára és az öntözések számának csökkenésére vezethető vissza a 2016. évi öntözési idényben (45. táblázat).

45. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet második évének nitrogén mérlege

| | H15 | H30 | H60 | HG60 | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|---|--------------------|--------------------|-------------------|--------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|
| Input: | | | | | | | | |
| Műtrágya (kg/ha) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Öntözővíz összes szerves N mennyisége (kg/ha) | 20,8 | 41,6 | 83,1 | 38,2 | 0,6 | 1,2 | 2,3 | 0,0 |
| Esővíz összes szerves N mennyisége (kg/ha) | 5,9 | 5,9 | 5,9 | 5,9 | 5,9 | 5,9 | 5,9 | 5,9 |
| Output: | | | | | | | | |
| Növény N tartalma (kg/ha) ¹ | 72,8 | 92,4 | 95,6 | 53,2 | 46,6 | 46,6 | 41,6 | 28,5 |
| N veszteség (kilúgozás) (kg/ha) | 0,4 | 5,5 | 12,3 | 1,1 | 0,9 | 0,4 | 0,3 | 8,1 |
| ΔN (kg/ha) ² | -46,1 ^a | -44,9 ^a | -6,5 ^c | -9,1 ^{bc} | -40,1 ^{ab} | -39,5 ^{ab} | -33,4 ^{abc} | -22,6 ^{abc} |

Megjegyzés. ¹A növény letermeléséből származó nitrogén veszteséget a 2016. évben letermelt fűz száraz biomassa tömegéből (de adathiány miatt a fűz szárának 2015. évben mért Kjeldahl-nitrogén tartalma alapján) százalékszámítással számoltam ki. Azokat a kezeléseket, amelyekben a két legnagyobb (H30, H60) és a két legkisebb (H15, H60) Kjeldahl-nitrogén tartalom előfordult, a második évben is az extrém értékekkel rendelkező ismétlések nélkül átlagoltam. ²A ΔN értékeinek a kezelések közti szignifikáns különbségét egytényezős varianciaanalízissel vizsgáltam, az ^a, ^b, ^c, indexek a Tukey-féle post hoc teszt homogén részhalmazait jelölik. A ΔN negatív értékei a talaj nitrogén hozzájárulását jelentik a nitrogén egyenleghez. Az elemzés kezelésenként 8 ismétlés alapján készült, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, ahol az elemszám 7 volt.

Ebben az évben a legkedvezőtlenebb nitrogén mérleggel a H15 és H30 kezelések rendelkeznek, amelyekben a szignifikánsan kisebb a ΔN érték az összes többi kezelésben számoltánál. Ebben az esetben az öntözővíz tápanyagtartalma a növények növekedését elősegítette, ezért a növényen elszállított nitrogén mennyisége nagyobb, mint az azonos öntözési normával, de Körös vízzel öntözött kezelésekben. A H60 és HG60 kezelések ebben az évben is szignifikánsan nagyobb ΔN értékekkel rendelkeznek az összes többi kezelésnél, de értékük negatív és az előző évben H15, H30 és K15 kezelésekre jellemző nitrogén mérleg szintjét érik csak el. Ugyanakkor az eredmény azt jelenti, hogy a 60 mm szennyvízzel öntözött kezelésekben (még a HG vízminőség esetén is, amely a nyers szennyvíz összes szerves nitrogén tartalmának csak közel a felét tartalmazza, lsd 4.2. fejezet), még tápanyag-utánpótlás nélkül is közel egyensúlyi nitrogén mérleg tartható fenn. A Körös vízzel öntözött 15 és 30 mm-es kezelésekben is növekedett a nitrogén hiány az előző évi mérleghez képest, de nem a hiányzó műtrágya nitrogéntartalmának mértékével, annál kisebb volt a hiány növekedése. Ennek oka, hogy a növényekkel elszállított nitrogén mennyisége is csökkent (az összes kezelésben). A K60 kezelés nitrogén mérlege ebben az évben is azonos módon alakult az öntöztetlen kezeléssel (azonos homogén részhalmazba kerültek a két kezelésből származó ΔN értékek az egytényezős varianciaanalízis során). A K60 kezelésben az előző évhez képest kisebb negatív ΔN érték feltételezésem szerint a talaj kimerülő nitrogén készletét jelenti, amely már nem volt képes a növények növekedését biztosítani, így a kevesebb növényi N veszteség, kevesebb összes nitrogénhiányt jelentett az éves mérlegben. Az öntöztetlen kontroll kezelésben szintén azonos jelenség figyelhető meg: kisebb a nitrogén hiány a második évben, amely a nitrát kilúgozás csökkenésének és a fűz szárával elszállított kisebb nitrogén mennyiségnek egyaránt köszönhető.

6.5.2. A liziméteres fűz kísérlet nátrium mérlege

Az első év nátrium mérlege minden öntözött kezelésben pozitív: 72 kg/ha-2117 kg/ha közötti nátrium felhalmozást jelent a talajban a kezelésektől függően (46. táblázat).

46. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet első évének nátrium mérlege

| | H15 | H30 | H60 | HG60 | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|---|-------|--------|--------|-------|------|-------|-------|----------|
| Input: | | | | | | | | |
| Öntözővíz összes nátrium mennyisége (kg/ha) | 542,6 | 1085,2 | 2170,4 | 945,0 | 81,5 | 162,9 | 325,9 | 0,0 |
| Esővíz összes nátrium mennyisége (kg/ha) | 14,1 | 14,1 | 14,1 | 14,1 | 14,1 | 14,1 | 14,1 | 14,2 |
| Output: | | | | | | | | |
| Növény Na tartalma (kg/ha) ¹ | 1,0 | 1,5 | 1,4 | 1,2 | 0,5 | 0,7 | 0,9 | 0,3 |
| Na veszteség (kilúgozás) (kg/ha) | 28,4 | 29,6 | 65,7 | 88,4 | 23,3 | 33,6 | 48,7 | 37,8 |
| ΔNa (kg/ha)² | 527,3 | 1068,2 | 2117,4 | 869,5 | 71,8 | 142,7 | 290,4 | -23,9 |

Megjegyzés. ¹A fűz szárának nátrium tartalma az összes vizsgált minta (62) átlagában 53,6 mg/kg, a terjedelme 23,8-161 mg/kg, az összes kezelés valamennyi ismétlését tartalmazza a táblázatban közölt átlagos növény Na tartalom (kg/ha). ²A ΔNa negatív értékei a talaj nátrium csökkenését (főként kimosódását) jelentik a vizsgált időszakban. Az elemzés kezelésenként 8 ismétlés alapján készült, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, ahol az elemszám 7 volt.

Vermes (1977) szerint az éves vízádagot úgy kell megválasztani, hogy az azzal egységnyi területre kivitt összes káros só mennyiség évente ne haladja meg a 3000 (jó vízáteresztő képességű talajon), 2000 (közepes vízáteresztő képességű talajon) és 1500 kg/ha értéket rossz vízáteresztő képességű talajon. Eredményeim szerint önmagában a nátrium só, amely a leginkább káros só a talaj tulajdonságokra nézve, mennyisége meghaladja az összes sóra vonatkozó, rossz vízgazdálkodási tulajdonságú talajra jellemző, határértéket a H60 kezelésben. A ΔNa értékek előrevetítik, hogy az öntözővíz hosszú távú felhasználása mellett a talaj tulajdonságaiban kedvezőtlen tulajdonságok bekövetkezése várható. Ezeket az értékeket megvizsgálva jól látható, hogy azok közel megegyeznek az öntözővízzel kijuttatott nátrium mennyiségével, amely azzal magyarázható, hogy a nátrium veszteség elhanyagolható az input nátriumhoz képest.

A fűz szárában felhalmozott, és azzal eltávolított nátrium mennyiség minden kezelés esetén 2 kg/ha alatt marad, a nátrium kimosódásából származó veszteség ennél ugyan jelentősebb, de csak az öntöztelen kezelés esetében vezet negatív nátrium mérleghez (46. táblázat). A K15 és a kontroll kezeléseknél a legkisebbek a ΔNa értékek. Az előbbi kezelés ΔNa értékei szignifikánsan kisebbek, mint a H30, H60 és HG60 kezelésben számoltak. A kontroll kezelés ΔNa értékei szignifikánsan kisebbek, mint az összes szennyvízzel, vagy kezelt szennyvízzel öntözött kezelés, de nem különbözik a Körös vízzel öntözött egyik kezeléstől sem (47. táblázat).

47. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet első évében a különböző kezeléseknél számolt ΔNa (kg/ha) értékek közti szignifikáns különbségek p-értékei

| ΔNa | H15 | H30 | H60 | HG60 | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|-------------|-----|------|------|------|-------|-------|-------|----------|
| H15 | - | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | 0,021 |
| H30 | | - | n.s. | n.s. | 0,001 | 0,025 | n.s. | 0,000 |
| H60 | | | - | n.s. | 0,000 | 0,001 | 0,025 | 0,000 |
| HG60 | | | | - | 0,03 | n.s. | n.s. | 0,001 |
| K15 | | | | | - | n.s. | n.s. | n.s. |
| K30 | | | | | | - | n.s. | n.s. |
| K60 | | | | | | | - | n.s. |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. Nemparametrikus, független mintás teszt (Kruskal-Wallis Test).

A H15 és HG60 kezelések nagyobb ΔNa értékekkel rendelkeznek, mint a K60 kezelésben számolt nátrium egyenleg, de a különbség nem szignifikáns, ami azt jelenti, hogy a gyengébb minőségű (nagyobb nátrium koncentrációjú) öntözővíz is alkalmas lehet öntözésre kisebb öntözési norma vagy megfelelő vízjavítás esetén.

A második évben a csapadékos nyárnak köszönhetően kevesebb öntözővíz került kijuttatásra, amely az előző évhez képest kedvezőbb nátrium mérleget eredményezett minden öntözött kezelésben (48. táblázat). A kontroll kezelésben a vizsgált időszak alatti csapadék nátrium mennyisége meghaladta a talajon átszivárgó vízzel távozó oldott nátrium mennyiségét, amely ebben a kezelésben is nátrium felhalmozódáshoz vezetett. A második évben azonban minden kezelés átlagos ΔNa értéke 1000 kg/ha alatt maradt és ekkor is a kontroll kezelés közelítette meg a legjobban az egyensúlyban lévő nátrium mérleget. A nátrium kimosódás nemcsak az öntöztelen kezelésben, hanem minden kezelésben (kivéve a H60) csökkent, amelynek oka a 3. és 4. időszakban mért kevesebb összes csurgalékvíz mennyiség és azok kisebb nátrium koncentráció értékei.

48. táblázat. A liziméteres fűz kísérlet második évének nátrium mérlege

| | H15 | H30 | H60 | HG60 | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|---|--------------|--------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|------------|
| Input: | | | | | | | | |
| Öntözővíz összes nátrium mennyisége (kg/ha) | 247,0 | 494,0 | 987,9 | 472,5 | 26,0 | 52,0 | 104,0 | 0,0 |
| Esővíz összes nátrium mennyisége (kg/ha) | 13,4 | 13,4 | 13,4 | 13,4 | 13,4 | 13,4 | 13,4 | 13,4 |
| Output: | | | | | | | | |
| Növény Na tartalma (kg/ha) ¹ | 0,8 | 1,1 | 1,0 | 0,6 | 0,4 | 0,5 | 0,4 | 0,3 |
| Na veszteség (kilúgozás) (kg/ha) | 1,6 | 11,1 | 68,1 | 61,5 | 5,7 | 14,3 | 29,9 | 6,0 |
| ΔNa (kg/ha) | 258,0 | 495,2 | 932,3 | 423,8 | 33,4 | 50,7 | 87,1 | 7,2 |

Megjegyzés: ¹A fűz letermeléséből származó nátrium veszteséget a 2016. évben letermelt fűz száraz biomassza tömegének és (adathiány miatt) a 2015. évi mintavételből származó növény szárában mért Na koncentráció szorzataként számoltam ki. Az elemzés kezelésenként 8 ismétlés alapján készült, kivéve a H15 és HG60 kezeléseket, ahol az elemszám 7 volt.

A liziméteres fűz kísérlet második évében a különböző kezelésekben számolt ΔNa (kg/ha) értékek közti szignifikáns különbségek megegyeznek az első évben közölt adatokkal (47. táblázat), mivel a ΔNa értékeket elsősorban az adott öntözővíz nátrium koncentrációja határozza meg, amely kezelésenként mindkét évben azonos módon különbözik egymástól (megegyezik), így azokat újra nem közlöm.

Az öntözővíz nátriumtartalmának százalékában kifejezett csurgalékvízzel távozó, kimosódott nátrium mennyiség első évben 3,7% és második évben 3,3% volt a szennyvízzel öntözött kezelések átlagában. A Körös vízzel öntözött kezelésekben első évben 21,4%, a második évben 26% volt. Eredményeim szerint a kiváló öntözővíz minőség felhasználása mellett is várható az összes öntözővízzel kijuttatott nátrium mennyiség kétharmadának a talajban való felhalmozódása.

6.6. Következtetések

A csurgalékvíz kémiai paramétereinek elemzéseként főkomponens analízist végeztem amely alapján az alábbi paraméter csoportokat különítettem el. Az FK1 tartalmazza a fajlagos elektromos vezetőképességet, a kationok közül a Ca^{2+} , Mg^{2+} és Na^{+} ionokat és a klorid és szulfát anionokat. A FK2 tartalmazza a pH értéket és a HCO_3^{-} iont, míg a 3., 4. és 5. főkomponens a K^{+} kationt, nitrát-N és ortofoszfát-P ionokat. Az FK2, FK3 és FK5 esetében az öntözővíz minőség, öntözővíz mennyiség és ezek kölcsönhatása sem befolyásolja a paraméterek értékeit. Az FK1 (EC) értékének alakulására szignifikáns hatása van az öntözővíz minőségnek és

mennyiségnek, a kölcsönhatásuknak nem. A nitrát-N (FK4) értékekre a vízminőségnek, a vízmennyiségnek és a kölcsönhatásuknak is szignifikáns hatásuk van.

Eredményeim alapján a tél végi csurgalékvíz nitrát koncentrációját igazolhatóan befolyásolta a vegetációs időszakban alkalmazott öntözővíz nitrogén mennyisége, azonban a szennyvízzel öntözött kezelésekben mért legmagasabb átlagos nitrát koncentráció 49 mg/l volt, ami alapján a csurgalékvíz (amely természetes körülmények közt elérheti a talajvízszintet) nem tekinthető nitrátszennyezéssel szemben érzékeny víznek, szemben a kontrollban mért értékekkel (76 mg/l). Dimitriou és Aronsson (2004) szerint a nitrát kimosódás mértéke nem függött a tápanyag kijuttatás formájától, agyagtalajon közel azonos mértékű (~80 mg/l) nitrát koncentráció volt mérhető a szennyvízöntözés és folyékony nitrogén műtrágya alkalmazása mellett liziméteres kísérletben.

A nitrogén mérleg számításaim alapján az ültetvény második évében (2015) mért átlagos nitrogén veszteség 10,9 kg/ha, a harmadik évében (2016) 3,6 kg N/ha volt agyagtalajon. Aronsson és Bergström (2001) liziméteres fűz kísérleti eredményei szerint, az ültetvény első évében mérték a legnagyobb nitrát kimosódást (341-140 kg N/ha, agyag és homok talajon), majd ezt követően a rövid vágásfordulójú ültetvény második (43-17 kg N/ha, agyag és homok talajon) és harmadik évében (3-1 kg N/ha, agyag és homok talajon) a nitrát kimosódás kicsi vagy elhanyagolható mértékű volt. Mortensen et al. (1998) dániai kísérletei szerint szintén a fűz ültetvény első évében volt a legnagyobb a nitrogén kilúgozás homokos vályog talajon (130-142 kg N/ha), amely az ültetvény második és harmadik évében 9-61 és 0-4 kg N/ha értékre csökkent.

A kilúgozás mellett a növényi részekben felhalmozott nitrogén képviseli a mérleg másik fő output elemét. Eredményeim szerint a szárban felhalmozott nitrogén legkisebb mennyisége 29 kg N/ha (kontroll) a legnagyobb 171 kg N/ha (H60) volt. Dimitriou és Aronsson (2004) szerint agyagtalajon 110-115 kg N/ha volt a fűz N felvétele, míg homoktalajon 36-44 kg N/ha. Curneen és Gill (2014) négy fűz klón nitrogén felvételét összehasonlítva megállapította, hogy a legkisebb 82 kg N/ha (*Torhild*) volt (édesvízzel öntözve) és a legnagyobb 262 kg N/ha (*Sven*) másodlagosan kezelt szennyvízzel öntözve. Galbally et al. (2013) szerint bioszoliddal történő kezelés mellett 107 kg N/ha, míg szeszfőzde elfolyóvizével öntözve 231 kg N/ha volt.

Eredményeim alapján mindkét évben igazolódott a szennyvíz kedvező hatása a nitrogén mérlegre, ugyanakkor pozitív értékek csak az első évben, műtrágya kijuttatással együtt voltak mérhetőek. Aronsson és Bergström (2001) szerint agyagtalajon az ültetvény harmadik évében -39 kg N/ha (alacsony N input és öntözővíz mennyiség mellett) és -237 kg N/ha (nagy N input és öntözővíz mennyiség mellett) volt a nitrogén mérleg értéke. A nagyobb input ellenére mért kedvezőtlenebb N mérleg oka a fűz szárában és levelében felhalmozott nitrogén mennyiség (output) volt.

Mivel a szarvasi kísérlet azonos talajtípuson és egy vizsgált klónnal történt, a növényekkel elszállított nitrogén mennyiségek különbségének oka elsősorban a biomassza eltéréseknek köszönhető. A nagyobb nitrogén input hatására megnövekedett bioprodukcióval nagyobb a nitrogén output mennyisége. Eredményeink szerint a fűz száraz biomassza tömege 7-23 t/ha között változott az első évben, a második évben 6-13 t/ha volt, a csökkenés a műtrágya kijuttatás hiányára vezethető vissza. Mivel 1 m²-területről származó két egyed tömegének becsléséről van szó, az adatok nehezen összehasonlíthatóak a szabadföldi nemzetközi kísérleti eredményekkel. A svédországi rövid vágásfordulójú fűz ültetvények átlagos biomassza produkciója 7,7 t/ha (Dimitriou és Mola-Yudego 2017). Curneen és Gill (2014) konténeres kísérletében az első éves fűz egyedek legnagyobb száraz anyag tömege ~1600 g/növény és a legkisebb ~200 g/növény volt.

A nátrium mérleg eredmények alátámasztják a talajvizsgálatok elemzése során tett megállapításokat, a szennyvízzel történő öntözés hatására kedvezőtlen nátrium mérlegeket számoltam. Az értekezésben hasonló nátrium mérleg számítással kutatásom során eddig nem találkoztam, ugyanakkor a fűz só toleranciáját és nátrium felhalmozását már többen vizsgálták. Jama-Rodzénka et al. (2016) szerint a fűz szárában 200-300 mg Na/kg koncentráció volt

mérhető, ami kísérletünkben 24-161 mg/kg volt. Szintén ismert az agyagtalajra jellemző, kilúgozással bekövetkező nátrium veszteség (9-42 kg/ha/év) természetes körülmények között (Stefanovits, 1963), amely 1-89 kg/ha/év között változott kísérletünkben. A 60 mm-es öntözési normával rendelkező kezelésekben a csurgalékvízzel távozott nátrium mennyisége meghaladta az irodalmi értéket, amely az öntözés következtében megjelent több csurgalékvíz mennyiségének, valamint a szennyvizes kezelések esetében az öntözővíz nagyobb nátrium tartalmának köszönhető. Sem a kilúgozással bekövetkező nátrium veszteség sem a növényi részekben történő nátrium akkumuláció nem volt olyan mértékű az öntözött kezelésekben, hogy a nyári időszakban bekövetkező nátrium felhalmozódást megakadályozza.

Összességében megállapítható, hogy szennyvízöntözés hatására nem várható a nitrátszennyezés bekövetkezése, a szennyvíz oldott nitrogén tartalma miatt kedvezőbb nitrogén mérleget eredményezett, mint a Körös vízzel öntözött kezelések mérlege. Ugyanakkor a nátrium mérleg alapján a használt víz hatására egyértelműen nátrium feldúsulás várható a talajban. A kezelt szennyvízzel öntözött kezelésekben, a nitrogén mérleg alapján több tápanyag került és maradt a rendszerben, mint a Körös vízzel öntözött kontroll kezelésben. A nátrium feldúsulás azonban nem elhanyagolható mértékű ebben a kezelésben sem (HG), meghaladja a Körös vízzel öntözött kezelésekben számolt értékeket. Következtetésem szerint a kezelt szennyvíz felhasználása mellett is szükséges a talaj nátrium koncentrációjának monitoringja.

7. Összefoglalás

7.1. Új tudományos eredmények

Napjainkban a globális szinten jelentkező (édes) vízhiány miatt a nem hagyományos forrásból származó és újrahasznosítható vizek egyaránt alternatívát fognak jelenteni az öntözéses mezőgazdaság számára. A kutatásom általános célja egy szarvasi, intenzív üzemű (afrikai harcsa) halnevelő-telep rétegvíz eredetű elfolyóvizének a mezőgazdasági hasznosítási lehetőségének megtalálása volt, egy lehetséges alternatívát mutatva ezzel a napjainkban még „hasznosíthatatlan”-nak minősített szennyvíz felhasználására.

Az öntözővíz minőségének megítéléséhez két éves liziméteres energiafűz kísérletben értékeltem a szennyvíz talajtani hatásait az alábbi tulajdonságokon keresztül: alaptulajdonságok, makro-tápelemek és szikesedési jellemzők. Az átfolyó liziméter edényekben keletkezett csurgalékvíz minőség alapján nitrogén és nátrium mérleget számoltam két éves időszakra, amely alapján értékeltem a talaj-növény-víz rendszerben történt anyagmennyiség változásokat, figyelembe véve valamennyi input és output tényezőt. Az eredményekből a szennyvízöntözés lehetséges környezeti kockázataira következtettem. A kísérletben a szennyvíz mellett az öntözetlen kontroll kezelés és az öntözésre alkalmasnak minősített Körös Bikazugi-holtágából származó víz (Körös víz), valamint a kezelt szennyvíz (HG) jelentették az összehasonlítás alapját.

A fentiek alapján az alábbi új eredmények fogalmazhatóak meg:

1. *A ~800 mg/l összes oldott sótartalommal rendelkező öntözővizek is javasolhatóak öntözésre agyag ($K_A > 60$) fizikai fizikai féleségű talajokon (a napjainkig javasolt max. 500 mg/l határértékkel szemben), amennyiben a sóösszetételük nem idézhet elő másodlagos szolonyecesedést. Az öntözővíz sókoncentrációjának szikesítő hatásánál még nagy agyagtartalmú talajon is lényegesen dominánsabb a kijuttatott vízmennyiség kilúgozó hatása.*

Eredményeim szerint a gyökérszónában (0-60 cm mélységben) történő szoloncsákosodás (sófelhalmozódás) nem fordult elő a 2015-2017 között számolt, két éves sótartalom számítások eredményei szerint. Az öntözővíz sókoncentrációja ellenére, a 30 és 60 mm öntözési normák (liziméteres kísérlet) mellett negatív volt a sókészség változás (rendre, -0,7 t/ha és -2,89 t/ha), amely azt jelenti, hogy ezekben a kezeléseknél a talaj vízben oldható összessó-tartalma a vizsgált időszak alatt csökkent. Pozitív sókészség változás a szennyvízzel öntözött kezeléseknél csak a legkisebb öntözési norma mellett fordult elő; 0,08 t/ha mennyiségben. A gyökérszóna terjedelmében, a szennyvízzel öntözött kezelés esetén, az öntözési norma növekedése mellett a sókészség egyre nagyobb mértékű csökkenése fordult elő, ami az öntözővíz kilúgozó hatásának tulajdonítható.

2. *A vizsgált összetételű szennyvíz hígítás és gipsz javítóanyag hozzáadását követően, alkalmas lehet agyag ($K_A > 60$) fizikai féleségű talajok öntözésére az abban bekövetkező jelentős szolonyecesedés nélkül, annak ellenére, hogy a hazai magyar osztályozás legfeljebb csak szikesek öntözésére javasolja. A kidolgozott vízkezelési módszer könnyen adaptálható az alkalmazott kísérleti körülményekhez hasonló adottságok mellett.*

A kezelt szennyvíz (HG) öntözése mellett mért adszorbeálódott nátriumionok mennyisége (182 mg/kg, 201 mg/kg) egyik öntözési időpont követően sem különbözött szignifikánsan a legjobbnak feltételezett K60 kezelésben mért értékektől (208 mg/kg, 124 mg/kg). A kezelt szennyvíz öntözése mellett a talajok nátrium mérlege (amelyet a nitrogénnél leírt azonos input és outputok figyelembevételével számoltam a csurgalékvíz adatok segítségével), szintén nem különbözött szignifikánsan a K60 kezelésben jellemző nátrium mérlegtől egyik évben sem. Azonban a két kezelés mérlege

közt, mindkét évben jelentős az átlagos nátrium többlet (2015: 579 kg/ha és 2016: 337 kg/ha) a hígított és kezelt szennyvíz alkalmazása során, mely felhívja a figyelmet a sófelhalmozódás további vizsgálatainak szükségességére és monitoringjára.

3. *A halnevelő-telepről származó relatíve nagy nitrogén tartalmú (~30 mg/l) vizek kedvező hatással vannak a kötött talajok nitrogén ellátottságára, a talajvíz jelentős nitrogén terhelésének kockázata nélkül. A halnevelő-telepről származó szennyvíz kezelt formájának nitrogén-utánpótló hatása megőrizhető (a hígítás következtében bekövetkező nitrogén koncentráció csökkenése ellenére is), mialatt a talaj- és vízvédelmi szempontok érvényesülnek.*

A talaj nitrát tartalmának értékelésén keresztül arra az eredményre jutottam, hogy a szennyvízzel öntözött talajokat a liziméteres kísérletben mindkét öntözési idény végén és minden öntözési norma esetén nagyobb átlagos nitrát koncentráció értékek (12,7 mg/kg) jellemezték, mint a Körös vízzel öntözött kezelések talajait (5,5 mg/kg). 2015-2017 között, a szabadföldi fűz-nyár kísérleti területen, a szennyvízzel öntözött kezelésekben a nitrát koncentráció mindkét mélységben növekedett és a növekedés szoros összefüggést mutatott a kijuttatott öntözővíz adaggal (5-51%), míg a Körös vízzel öntözött parcellák talajában csökkent (-7% és -21%-kal). A liziméter edényekben keletkezett tél végi csurgalékvizek minősége alapján, a szennyvíz hatására nagyobb nitrogén tartalmú talaj nem jelent veszélyt a felszín alatti vizekre nitrátszennyezettség szempontjából, mivel a csurgalékvizek nitrát koncentráció értéke minden esetben kisebb volt, mint 50 mg/l.

A kezelt szennyvízzel öntözött kezelésben a hígítás ellenére első évben pozitív nitrogén mérleget számoltam (+20,1 kg/ha), ugyanakkor a K60 kezelést jelentős nitrogén hiány jellemezte (-44,5 kg/ha). A második évben minden kezelésre előforduló negatív mérleg ellenére, a H60 és a HG kezelés nitrogén mérlege közel egyensúlyi nitrogén mérleget mutatott (-6,5 kg/ha és -9,1 kg/ha), szemben a K60 kezelés ismételt jelentős nitrogénhiányával (-33,4 kg/ha).

4. *A termelt növény biomassza produkciójának a hazai klimatikus viszonyok között a legfontosabb limitáló tényezője a vízellátottság. Az eredmények alapján a sótartalom nem volt termésnövekedést gátló tényező és a nitráttartalom által okozott termésnövekedés nem volt szignifikáns hatással a fűz biomassza produkciójára, az adott területen a vízhiány korlátozza az elérhető maximális hozamot.*

Kísérleteim kimutatták, hogy átlagos vagy száraz évben (2015) lényegesen szorosabb összefüggést mutat a biomassza mennyisége az öntözővíz abszolút mennyiségével ($R^2=0,944$). (Csapadékos évben az öntözés alárendelt szerepű.) A szennyvíz talajra nézve káros jellemzői nem okoztak a fűz bioprodukciójában termésdepressziót, de a szennyvíz tápanyagtartalma sem növelte azt szignifikánsan. Ugyanakkor 2015-ben 15 mm-es öntözési norma esetén 24-28 t/ha-os terméshozamot, 60 mm-es norma mellett pedig 44-46 t/ha-os hozamot tudtunk elérni bármely kezelésben, függetlenül a vízminőségtől.

5. *Öntözéstervezés során számításba vehető az adott talajon a téli csapadék miatt bekövetkező kilúgozási folyamatok hatása az alkalmazott öntözővíz minőség kiválasztásánál. A téli kimosódás következtében az öntözési idények alatt, a gyökérzónában felhalmozódott sómennyiség akár teljes egészében eltávozhat az öntözetlen időszakokban.*

Mindkét kísérleti területen olyan mértékben csökkent a talaj vízben oldható összessótartalma az öntözetlen időszakokban, hogy a két éves kísérleti időszak alatt nem következett be szignifikáns változás a talaj sótartalmában, vagy igazolható a csökkenés. A szabadföldi kísérleti területen a talaj sótartalma 2015-2017 között 0-60 cm

mélységben minden kezelésben csökkent, amit a sómérleg eredmény is alátámaszt. Mindkét kísérleti téren mért sókészlet változások igazolják, hogy a ~800 mg/l összes oldott sótartalom koncentrációval rendelkező szennyvíz öntözése két év alatt nem okozott sófelhalmozódást a talajban.

7.2. Kitekintés, jövőkép

A kutatásom során értékelttem egy termálvíz eredetű, intenzív üzemű halnevelő-telepről származó szennyvíz talajtani hatásait, környezeti kockázatait és a biomassa tömegére okozott hatásait. Az adataim két, illetve három öntözési idény alatt bekövetkezett változásokat reprezentálnak, azonban az öntözés hatásai ennél hosszabb távon és eltérő időjárású években másként jelenhetnek meg, ezért a (szennyvíz) öntözéssel párhuzamosan a talaj tápanyagtartalmának és nátrium tartalmának monitoringját feltétlenül szükségesnek tartom.

Szeretném hangsúlyozni, hogy dolgozatomban nem tértem ki a talaj fizikai, biológiai tulajdonságaira, a szennyvízzel öntözött kultúrnövények fejlődésére gyakorolt hatásainak az elemzésére és a szikesedés hosszútávú várható előrejelzésére sem. A tárgyalt kutatás folytatása mindenképpen indokolt, legfontosabb célkitűzései talajtani szempontból az alábbiak:

- a szennyvízöntözés hatása a talaj szerkezetére, különös tekintettel az aggregátum-stabilitásra;
- az antropogén szikesedésnek a talaj mikrobiológiai összetételére gyakorolt hatásainak a kimutatása;
- a talaj nátrium felhalmozódásának hosszú távú előrejelzése vertikális transzport modellek segítségével;
- szennyvíz nehézfém-tartalmának elemzése és a talajban való feldúsulásának diagnosztizálása.

Kilépve a beállított kísérlet korlátaik közül, de szorosan a tárgyalt témához kapcsolódva, geográfus szemmel az alábbi kérdések (kutatási célkitűzések) fogalmazódtak meg bennem a hazánkat (is) érintő klímaváltozás kapcsán:

- Hol találhatóak ma Magyarországon azok az ipari létesítmények, feldolgozó üzemek, amelyek öntözésre alkalmas vizet tudnak a mezőgazdaság számára szolgáltatni?
- Mekkora és milyen területi eloszlású az a szennyvízmennyiség, amely szántóföldi öntözésre alkalmas minőségű, de jelenleg a felszíni befogadókon keresztül, a folyókat táplálva távozik az országból?
- Az öntözésre alkalmas szennyvizet kibocsájtó helyek környezetében mekkora az a terület, amelyen kedvezőtlen tulajdonságai miatt költséghatékonyan nem termesztethető hagyományos szántóföldi kultúra, de öntözött energiaültetvényként hasznosítható lenne?
- Mekkora a rentábilisan öntözhető energiaültetvény és milyen távol helyezkedhet el a (szennyvíz)/öntözővíz forrástól?
- Hogyan növelhető a hátrányos helyzetű térségek versenyképessége és foglalkoztatottsága a szennyvízfelhasználás lehetőségének megteremtése által?

Az utolsó fejezetben felsorolt valamennyi kutatási célkitűzésből világosan látszik, hogy a szennyvizek mezőgazdasági hasznosításának elősegítése céljából is multidiszciplináris *együttműködésre van szükség* a növényorvosok és geográfusok, növény-nemesítők, agrármérnökök, meteorológusok, hidrológusok, biológusok, biotechnológusok, talajtani szakemberek és számos más szakterület kutatói és gyakorlati szakemberei között, ahogyan ezt Várallyay (2012) korábban megfogalmazta a növénytermesztés és a mezőgazdasági vízgazdálkodás fő feladatainak teljesítése kapcsán.

8. Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani *Dr. Barta Károly* egyetem docensnek, aki témavezetőként végig kísérte, szakmai útmutatásaival és kritikai észrevételeivel segítette és támogatta a disszertációm elkészülését.

Szeretném megköszönni *Bozán Csabának*, a NAIK Öntözési és Vízgazdálkodási Önálló Kutatási Osztály osztályvezetőjének, hogy külső konzulensként, témafelelősként biztosította a kutatáshoz szükséges feltételeket és mentorként áldozatos és lelkiismeretes munkával segítette a kutatásaim lefolytatását.

Ezúton köszönöm a NAIK ÖVKI valamennyi munkatársának a támogatását. Külön köszönöm *Penczi András* laboratóriumvezetőnek, *Dr. Janurik Enrdének* és munkatársaiknak az analitikai vizsgálatokban végzett munkájukat, *Babák Imrének*, *Vaszkó Gergelynek* és *Lustyik Pálnénak*, hogy a mintavételek és terepi mérések során minden körülmények közt társaim voltak, valamint *Túri Norbert* és *Dr. András Gábor* munkatársaimnak, hogy a CorelDraw és ArcGIS programok legapróbb fortélyait is megismertették velem.

Köszönet illeti *Bíróné Dr. Oncsik Máriát*, aki az elmúlt évek során bevezetett a kísérletes kutatás módszertani rejtelseibe.

Köszönöm *Dr. Menyhárt Lászlónak*, a Pannon Egyetem Georgikon Kar munkatársának, hogy a statisztikai elemzésekhez szükséges alapokat átadta számomra és *Fehér Zsolt Zoltánnak*, hogy az elemzéseim közben felmerült valamennyi kérdésemre készségesen válaszolt.

Szeretném megköszönni a NAIK *Halászló Kutatóintézet*, valamint a NAIK *Erdészeti Tudományos Intézet* valamennyi munkatársának a támogatását.

A hazai rétegvíz eredetű és mezőgazdasági eredetű szennyvizekre vonatkozó adatbázisért, illetve a hazai öntözést jellemző valamennyi tájékoztató adatsorért ezúton szeretném köszönetemet kifejezni az *Országos Vízügyi Főigazgatóság*.

Köszönetemet szeretném kifejezni *Dr. Gombos Béla* főiskolai docensnek, aki elérhetővé tette számomra a Szent István Egyetem Agrár- és Gazdaságtudományi Karának a hosszú idősoros és aktuális meteorológiai adatait.

Szeretném megköszönni a *Földművelésügyi Minisztériumnak*, a NAIK „Kutatói utánpótlást elősegítő programjának” és a *Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központnak* a doktori képzésem pénzügyi támogatását és a kutatásom pénzügyi feltételének biztosítását, amely az OD001 sz. „Mezőgazdasági eredetű elfolyóvizek hasznosítása fásszárú energiaültetvényben” c. projekt finanszírozásán keresztül valósult meg.

Köszönöm a családomnak a végtelen türelmet és a kitartó támogatást.

9. Irodalomjegyzék

- Aasamaa K., Heinsoo K., Holm B. 2010. Biomass production, water use and photosynthesis of *Salix* clones grown in a wastewater purification system. *Biomass and Bioenergy* 2010 34/6, 897-905.
- Abdel-Fattah M. 2012. Role of gypsum and compost in reclaiming saline-sodic soils. *Journal of Agriculture and Veterinary Science* 1/3, 30-38.
- Abegunrin T.P., Awe G.O., Idowu D.O., Adejumbi M.A. 2016. Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria. *Catena* 139, 167-178.
- Adrover M., Moya G., Vadell J. 2017. Seasonal and depth variation of soil chemical and biological properties in alfalfa crops irrigated with treated wastewater and saline groundwater. *Geoderma* 286, 54-63.
- Aggarwal H., Goyal D. 2009. Impact of addition of soil amendments and microbial inoculants on nursery growth of *Populus deltoides* and *Toona ciliata*. *Agroforest System* 75, 167-173.
- Agrafioti E., Diamadopoulos E. 2012. A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. *Agricultural Water Management* 105, 57-64.
- Ahmed C.B., Magdich S., Rouina B.B., Boukhris M., Abdullah F.B. 2012. Saline water irrigation effects on soil salinity distribution and some physiological responses of field grown Chemlali olive. *Journal of Environmental Management* 113, 538-544.
- Albert I.: 1997. Az öntözés jogi szabályozása és az öntözővíz minőségi feltételei. *Gyakorlati Agró Fórum* 8/1
- Alrajhi A., Beecham S., Hassanli A. 2017. Effects of partial root-zone drying irrigation and water quality on soil physical and chemical properties. *Agricultural Water Management* 182, 117-125.
- Al-Shammiri M., Al-Saffar A., Bohamad S., Ahmed M. 2005. Waste water quality and reuse in irrigation in Kuwait using microfiltration technology in treatment. *Desalination* 185, 213-225.
- Apostolakis A., Wagner K., Daliakopoulos I.N., Kourgialas N.N., Tsanis I.K. 2016. Greenhouse soil moisture deficit under saline irrigation and climate change. *Procedia Engineering* 162, 537-544.
- Arany S. 1955. Öntözővizek a tiszalöki öntözőrendszerben. *Agrokémia és Talajtan* 1/2, 97-118.
- Arany S. 1956. A szikes talaj és javítása. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.p.407.
- Aronsson P.G., Bergström L.F. 2001. Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy*. 21. 155-164.
- Aronsson P.G., Perttu K. 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronicle* 77, 293-299.
- Aryal N., Reinhold D.M. 2015. Reduction of metal leaching by poplars during soil treatment of wastewaters: Small-scale proof of concept studies. *Ecological Engineering* 78, 53-61.
- Attard G., Azzopardi E. 2005. An overview of irrigation system performance on the Island of Malta. *Options méditerranéennes* Series B. 52, 165-172.
- Ayers R.S., Westcot D.W. 1989. Water quality for agriculture. FAO.Rome.
- Balogh J., Bartha T., Hajdú L., Kálmán M., Pintér B., Szathmáry J., Vermes L. 1965. Szennyvízhasznosítás a mezőgazdasági üzemekben. Közlekedési Dokumentációs Vállalat-Országos Vízügyi Főigazgatóság. Budapest.
- Balog K. 1931. Öntözőgazdálkodás Alföldünkön. In: Szerényi I. (szerk.) Források a vízügy múltjából. Szemelvények a magyar öntözés történetéből. Budapest. 1988.p.102-122
- Balog K. 2011. A használt hévíz szikkadás hatásai a talaj-talajvíz rendszerre, különös tekintettel a szikesedés részfolyamataira. Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem
- Balog K., Farsang A., Czinkota I. 2011. Használt hévíz szikkadás hatására bekövetkező degradáció a talaj-talajvíz rendszerben Alföldi mintaterületen. Talajvédelmi Alapítvány Magyar Talajtani Társaság.p105-115.
- Balog K., Gribovszki Z., Szabó A., Jobbágy E., Nosett M., Kuti L., Pásztor L., Tóth T. 2014. Alföldi telepített erdők hatása a felszín alatti sófelhalmozódásra sekély talajvízü területeken. *Agrokémia és Talajtan* 63/2, 249-268.
- Bakti B., Kende Z., Pósa B., Gyuricza Cs. 2015. Utilization of arable lands with energy plants after the red sludge disaster. *Növénytermelés* 64, 217-220.
- Barradas M., Abdelfattah A., Matula S., Dolezal F. 2014. Effect of fertigation on soil salinization and aggregate stability. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 141,
- Bauder T.A., Waskom R.M., Sutherland P.L., Davis J.G. 2008. Irrigation Water Quality Criteria. Crop Series.Irrigation.Colorado state University.Fact Sheet No.0.506.
- Bánk I. 1956. A szennyvizek mezőgazdasági hasznosításának lehetőségei hazánkban. *Hidrológiai Közöny* 36/1, 69-79.
- Beltrán J.M. 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. *Agricultural Water Management* 40, 183-194.
- Bernstein L., Fireman M., Reeve R.C. 1955. Control of salinity in the Imperial Valley, California. US Dept. Agric.ARS-41..16.
- Bilderback T.E., Dole J., Sneed R.E. 2011. Greenhouse and nursery irrigation practices. In: Stetson L., Mecham B.: Irrigation. Irrigation Association.Falls Church.808-850.

- Bisconer I. 2011. Microirrigation System Fundamentals. In: Stetson L., Mecham B.: Irrigation. Irrigation Association. Falls Church. p.387-451.
- Blaskó L., Czimbalmos R. 2012. Energianövények kedvezőtlen adottságú (szikes) talajon. *Agrártudományi Közlemények* 49, 115-118.
- Bognár Gy., Vermes L. 1980. A szennyvizek és hulladékok mezőgazdasági elhelyezésének, ill. hasznosításának hatása a mezőgazdasági vízgazdálkodásra. *Hidrológiai Közöny* 60/ 4, 145-153.
- Bohn H.L., Mcneal B.L., O'Connor G. A. 1985. Talajkémia. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Bos R., Carr. R., Keraita B. 2010. Assessing and mitigating wastewater-related health risks in low-income countries: An introduction. In: P. Drechsel, C.A. Scott, L. Raschid-sally, M. Redwood, A. Bahri (Eds.), Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries, Earthscan, London, 29-47.
- Briggs D. J., Courtney F.M. 1993. Agriculture and environment: The physical geography of temperate agricultural system, Longman Group UK Ltd, Harlow, 442.
- Budavári K. 1981. Kommunális szennyvizek és szennyvíziszapok mező- és erdőgazdasági területeken történő elhelyezésének problémái. *Hidrológiai Közöny* 6, 250-261.
- Buzás I. 1983. A növénytáplálás zsebkönyve. Mezőgazdasági Kiadó Budapest.
- Buzás I. 1987. Bevezetés a gyakorlati agrokémiába. Mezőgazdasági Kiadó Budapest.
- Buzás I. 1993. Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1-2. Inda Kiadó Budapest.
- Carpenter A.F., Fernandez I.J. 2000. Pulp sludge as a component in manufactured topsoil. *Journal of Environmental Quality* 29/2, 387-397.
- Carr.G. 2011. Water reuse for irrigated agriculture in Jordan: soil sustainability, perceptions and management. Water, Life and Civilisation: Climate. Environment and Society in the Jordan Valley, 415.
- Carlson M. 1992. Municipal effluent irrigation of fast-growing hybrid poplar plantations near Vernon, British Columbia. *The Forestry Chronicle* 68, 206-208.
- Chen X., Kang Y., Wan S., Li X., Guo L. 2015. Influence of mulches on urban vegetation construction in coastal saline land under drip irrigation in North China. *Agricultural Water Management*. 158.145-155.
- Corwin D.L., Rhoades J.D., Simunek J. 2007. Leaching requirement for soil salinity control: Steady-state versus transient models. *Agricultural Water Management* 90/3, 165-180.
- Costa J.L., Aparicio V.C. 2015. Quality assessment of irrigation water under a combination of rain and irrigation. *Agricultural Water Management* 159, 299-306.
- Costa J.L., Aparicio V., Salleses L.F., Frolla F. D. 2016. Effect of tillage and application of gypsum in a no till field under supplementary irrigation with sodium bicarbonate waters. *Agricultural Water Management* 177, 291-297.
- Csaba L. 1999. Szennyvízöntözés lehetősége Magyarországon és a szomorú valóság. Magyar Hidrológiai Társaság XVII. Országos Vándorgyűlés. Miskolc. 1999.július 7-8.
- Curneen S.J., Gill L.W. 2014. A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. *Journal of Environmental Management* 133, 153-161.
- Czikkely M., Fülek Gy., Ligetvári F. 2012. A szennyvízöntözés hatása a talaj tulajdonságaira. Magyar Hidrológiai Társaság XXX. Országos Vándorgyűlése. Kaposvár. 2012.júl.4-6.
- Daliakopoulos I.N., Tsanis I.K., Koutroulis A., Kourgialas N.N., Varouchakis A.E., Karatzas G.P., Ritsema c.j. 2016. The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of the Total Environment* 573, 727-739.
- Darab K. 1955. A vetésforgó néhány növényének hatása tiszántúli talajaink szikesedési viszonyaira. *Agrokémia és Talajtan* 4/4, 305-312.
- Darab K. 1958. A tiszántúli öntözött réti talajok másodlagos szikesedése. *Agrokémia és Talajtan* 7/1, 53-64.
- Darab K. 1961. Hazai öntözött talajaink sómérlege és sóforgalma. *Agrokémia és Talajtan* 10/3, 305-314.
- Darab K. 1962. Talajgenetikai elvek alkalmazása az Alföld öntözésénél. Országos Minőségvizsgáló Intézet. Budapest. p.52.
- Darab K., Szabolcs I. 1963. Szódatartalmú öntözővizek hatása a talajra. *Agrokémia és Talajtan* 12/2, 209-226.
- Darab K. 1965. A szikes talajok javításának fiziko-kémiai és kémiai alapjai. In: A szikes talajok hasznosításának és javításának korszerű módszerei. (Különlenyomat az MTA IV: Osztály Közleményei XXV/1-2 számából). Budapest.
- Darab K., Rédly L. 1967. Kalcium-nátrium ion kicserélődési adszorpciójának vizsgálata, különös tekintettel a szikes talajok tulajdonságaira. I. Vizsgálatok bentonit-nátriumklorid oldat és bentonit-nátriumsulfát oldat egyensúlyi rendszerekben. *Agrokémia és Talajtan* 16/4, 575-594.
- Darab K., Ferencz K. 1969. Öntözött területek talajtérképezése. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet. Budapest.
- Darab K. 1991. A talaj agyagos részének szerepe a szikesedésben. *Agrokémia és Talajtan* 40/1-2, 31-39.
- Debreczeni B. 1979. Kis agrokémiai útmutató. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Dimitriou I., Aronsson P. 2004. Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass and Bioenergy* 26/5, 433-441.
- Dimitriou I., Aronsson P. 2005. Willows for energy and phytoremediation in Sweden. *Unasylva* 221/56, 47-50

- Dimitriou I., Rosenqvist H., Berndes G. 2011. Slow expansion and low yields of willow short rotation coppice in Sweden; implications for future strategies. *Biomass and Bioenergy* 35/11, 4613-4618.
- Dimitriou I., Mola-Yudego B. 2017. Poplar and willow plantations on agricultural land in Sweden: area, yield, groundwater quality and soil organic carbon. *Forest ecology and Management* 383, 99-107.
- Dövényi Z.(szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet.
- Dulovics Dné. 2004. Sürgető szükségszerűség-e a csapadékvíz-gazdálkodás? *Vízmű Panoráma* 4, 26-33.
- Dulovics Dné. 2013. Települési szenny- és csapadékvíz elhelyezésének elemzése. *Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség Hírcsatorna* 1-2, 3-9.
- Dzubay M. 1957. Vízvizsgálatok a tiszántúli talajok másodlagos elszikesedésével kapcsolatban. Öntöző és csurgalékvizek kémiai összetétele. *Hidrológiai Közlöny* 37/2, 109-11.
- Ejhed H., Fang J., Hansen K., Graae L., Rahmberg M., Magnér J., Dorgeloh E., Plaza G. 2018. The effect of hydraulic retention time in onsite wastewater treatment and removal of pharmaceuticals, hormones and phenolic utility substances. *Science of The Total Environment* 618, 250-261.
- Elgallal M., Fletcher L., Ewans B. 2016. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. *Agricultural Water Management* 177, 419-431.
- Feldkirchner D.C., Wang C., Gower S.T., Kruger E.L., Ferris J. 2003. Effects of nutrient and paper mill biosolids amendments on the growth and nutrient status of hardwood forests. *Forest Ecology and Management* 177/1-3, 95-116.
- Filep Gy. 1961. Öntözésre szánt vizek gyakorlati osztályozása. *Agrokémia és Talajtan* 10/3, 315-332.
- Filep Gy. 1968. Öntözővízminősítési módszerek összehasonlító értékelése. *Agrokémia és Talajtan* 17/3, 355-360.
- Filep Gy. 1988. Talajkémia. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Filep Gy. 1995. Talajtani alapismeretek. Debreceni Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Talajtani- és Mikrobiológiai Tanszék.
- Filep Gy. 1999. Az öntözővizek minősége és minősítése. *Agrokémia és Talajtan* 48/1-2, 49-65.
- Filiatrault P., Camiré C., Norrie J.P., Beauchamp C.J. 2006. Effects of de-inking paper sludge on growth and nutritional status of alder and aspen. *Resources, Conservation and Recycling* 48/3, 209-226.
- Fine P., Atzmon N., Adani F., Hass A. 2006. Disposal of sewage effluent and biosolids in eucalyptus plantations: A lysimeter simulation study. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*, 3-23.
- Fitzhugh W., Richter B.D. 2004. Quenching urban thirst: growing cities and their impacts on freshwater ecosystems. *Bioscience* 54/8, 741-754.
- Francés G.E., Quevauviller P., González E.S.M., Amelin E.V. 2017. Climate change policy and water resources in the EU and Spain. A closer look into the Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy* 69, 1-12.
- Ganjegunte G., Ulery A., Niu G., Wu Y. 2017. Effects of treated municipal wastewater irrigation on soil properties, switchgrass biomass production and quality under arid climate. *Industrial Crops and Products* 99, 60-69.
- Galbally P., Ryan D., Fagan C.C., Finnan J., Grant J., McDonnell K. 2013. Biosolid and distillery effluent amendments to Irish short rotation coppiced willow plantations: impacts on groundwater quality and soil. *Agricultural Water Management* 116, 193-203.
- Gál et al. 1977. Faültetvények szerepe a szennyvizek elhelyezésében és hasznosításában. *Vízügyi Gazdasági Tájékoztató* 87.szám. Budapest.
- Gábor J., Udvari Zs., Kiss G., Bojtárné L. M. 2015. Magyarország tógazdasági és intenzív üzemi haltermelése 2014-ben. *Halászat* 3, 3-5.
- Gelencsér A., Molnár Á., Imre K. 2012. Levegőkörnyezet és az emberi tevékenység. Elérhető 2017.09.10-én. http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop412A/2010-0012_levegokornyezet/ch05s05.html
- Gyuricza Cs. 2007. Cultivating woody energy crops for energetic purposes. *Biowaste* 2/4, 25-32.
- Gyuricza Cs., Hegyesi J., Kohleb N. 2011. Rövid vágásfordulójú fűz (Salix sp.) energiaültetvény termesztésének tapasztalatai és életciklus-elemzésének eredményei. *Növénytermelés* 60, 45-65.
- Hachicha M., Rejeb S., Trad S., Sabbahi S., Khelil N., Amami H., Sougir D., Sahraoui H., Khaskoussy K., Hajlaoui H. 2015. The safe use of treated wastewater in Tunisian agriculture. Technical Report. Projekt coordinated by International Center for Biosaline Agriculture. p.45
- Hank O. 1954. A Tiszamedence talajtájai és értékelésük az öntözéses növénytermelésben. *Hidrológiai Közlöny* 34/9-10, 424-432.
- Hansoon P.A., Svensson S.E., Hallafelt F., Diedrichs H. 1999. Nutrient and cost optimization of fertilizing strategies for salix including use of organic waste products. *Biomass and Bioenergy* 17/5, 377-387.
- Hamilton A.J., Boland A.M., Stevens D., Kelly J., Radcliffe J., Ziehl A., Dillon P., Paulin B. 2005. Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water. *Agricultural Water Management* 71/3, 181-209.
- Harmati I. 1965. A szikes talajok javítása és az öntözés. In: A szikes talajok hasznosításának és javításának korszerű módszerei. (Különlenyomat az MTA IV: Osztály Közleményei XXV/1-2 számából). Budapest.
- Herke S. 1983. Szikes talajok javítása és hasznosítása a Duna völgyében. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Hirzel D.R., Steenwerth K., Parikh S.J., Oberholster A. 2017. Impact of winery wastewater irrigation on soil, grape and wine composition. *Agricultural Water Management* 180, 178-189.

- Hoffmann G.J., Shannon C.M. 2007. Salinity. In: Lamm et al.(szerk.) (2007): Microirrigation for Crop Production. Design. Operation and Management. Elsevier
- Holm b., Heinsoo K. 2013. Influence of composted sewage sludge on the wood yield of willow short rotation coppice. An Estonian case study. *Environment Protection Engineering* 39/1, 17-32.
- Hooda A.K., Weston C.J., Chen D. 2003. Denitrification in effluent-irrigated clay soil under Eucalyptus globulus plantation in south-eastern Australia. *Forest Ecology Management* 179/1-3, 547-558.
- Hopkins B.G., Horneck D.A., Stevens R.G. Ellsworth J. W., Sullivan D.M. 2007. Managing Irrigation Water Quality. Pacific Northwest Extension Publication. PNW 597-E.
- Huber S., Prokop G., Arrouays D., Banko G., Bispo A., Jones R.J.A., Kibblewhite M.G., Lexer W., Möller A., Rickson R.J., Shishkov T., Stephens M., Toth G., Van Den Akker J.J.H., Varallyay G., Verheijen F.G.A., Jones A.R. 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring Volume I: Indicators & Criteria. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.
- Hussain, L. Raschid, M.A. Hanjra, F. Marikar, W. Van Der Hoek. 2002. Wastewater Use in Agriculture: Review of Impacts and Methodological Issues in Valuing Impacts: with an Extended List of Bibliographical References. International Water Management Institute. Elérhető online 2017.09.10-én, http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/Working_Papers/working/WOR37.pdf
- Huzsvai L., Vincze Sz. 2012. SPSS-könyv. Seneca Books
- Isebrands J.G. 2014. Environmental Applications of Poplars and Willows. Phytoremediation. In: Isebrands J.G., Richardson J. (editors) 2014. Poplars and Willows. Trees for Society and the Environment. FAO and CABI.Rome.
- Isebrands J.G., Richardson J. (editors) 2014. Poplars and Willows. Trees for Society and the Environment. FAO and CABI.Rome. Elérhető online: 2017.11.22-én:<http://www.fao.org/3/a-i2670e.pdf>
- Jama-Rodzenska A., Bocianowski J., Nowak W., Ciszek D. 2016. The influence of communal sewage on the content of macroelements in the stem of selected clones of willow (*Salix viminalis* L.). *Ecological Engineering* 87, 212-217.
- Jalali M., Merikhpour H., Kaledhonkar M.J., Van Der Zee S. 2008. Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. *Agricultural Water Management* 95, 143-153.
- Jesus J. 2015. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes, applicability, and the impact of climate change. *Environmental Science and Pollution Research* 22/9, 6511-6525.
- Jiménez B., P. Drechsel, D. Koné, A. Bahri, L. Raschid-Sally, M. Qadir 2010. Wastewater, sludge and excreta use in developing countries: an overview. In: P. Drechsel, C.A. Scott, L. Raschid-sally, M. Redwood, A. Bahri (Eds.), Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries, Earthscan, London, UK.p.3-27. Elérhető online 2017.11.22-én: <http://publications.iwmi.org/pdf/H042601.pdf>
- Kaner A., Tripler E., Hadas E., Ben-Gal. A. 2017. Feasibility of desalination as an alternative to irrigation with water high in salts. *Desalination* 416, 122-128.
- Kenessey B. 1931. Vízgazdálkodás. *A magyar földművelésügyi miniszter kiadványai* 2, 29-42.
- Kerepeczki É. 2004. Az integrált halastó-wetland vízkezelő rendszer működési tapasztalatai. In: Kerepeczki (szerk): Intenzív haltermelő telepek elfolyóvizének kezelése halastavak és létesített vizes élőhelyek alkalmazásával. Halászati és Öntözési Kutatóintézet Konferencia Kiadványa, Szarvas, 19-33.
- Khajanchi-Lal, Minhas P.S., Yadav R.K. 2015. Long-term impact of wastewater irrigation and nutrient rates II. Nutrient balance, nitrate leaching and soil properties under peri-urban cropping systems. *Agricultural Water Management* 156, 110-117.
- Khurelbaatar G., Sullivan C.M., Afferden M., Rahman K.Z., Fühner C., Gerel O., Londong J., Müller R.A. 2017. Application of primary treated wastewater to short rotation coppice of willow and poplar in Mongolia: Influence of plants on treatment performance. *Ecological Engineering* 98, 82-90.
- Kiremit M. S., Arslan H. 2016. Effects of irrigation water salinity on drainage water salinity, evapotranspiration and other leek (*Allium porrum* L.) plant parameters. *Scientia Horticulturae* 201, 211-217.
- Kreybig L. 1938. Magyarázatok Magyarország geológiai és talajismereti térképekhez. Magyar Királyi Földtani Intézet. Budapest.p.28
- Kumar A., Pal D. 2017. Antibiotic resistance and wastewater: correlation, impact and critical human health challenges. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, In press
- Kuusemets V., Heinsoo K., Sild E., Koppel A. 2001. short rotation willow plantation for wastewater purification: case study at Aarika, Estonia. *Transactions on Ecology and the Environment* 46, 61-68.
- Kutera J. 1971. Élelmiszeripari szennyvizek tisztítási lehetőségei mezőgazdasági hasznosításuk útján. *Hidrológiai Közöny* 11, 521-526.
- Larsson S., Cuingnet C., Clause P., Jacobsson P., Dawson M., Wilson F. et al. 2003. Short rotation willow biomass plantations irrigated and fertilised with wastewater. Sustainable Urban Renewal and Wastewater Treatment No.37. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- LaRue J., Yonts C. 2011. Irrigation water supply. In: Stetson L., Mecham B.: Irrigation. Irrigation Association. Falls Church.9-12.
- Lazzari R., Baldisserotto B. 2008. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. *B. Inst. de Pesca.* 34/4, 591-600.

- Lenti I., Vágvölgyi S., Kondor A. 2014. Plantation of “energy willow” in Szabolcs-Szatmár-Bereg megye. *Review on Agriculture and Rural Development* 3, 240-243.
- Libutti A., Gatta G., Gagliardi A., Vergine P., Pollice A., Beneduce L., Disciglio G., Tarantino E. 2018. Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management* 196, 1-14.
- Ligetvári F., Juhász E., Bardóczyné Székely E. 2014. Velünk élő történelem: Szennyvíz- és szennyvíziszap-hasznosítás. *Hidrológiai Közöny* 94/4, 2-9.
- Ligetvári F. 2017. Környezetgazdagító rezsicsökkentés. *Agrofórum* 28/5, 16-18.
- Lin Q., Ishikawa T., Akoh R., Yang F., Zhang S. 2016. Soil salinity reduction by river water irrigation in a reed field: A case study in Shuangtai Estuary Wetland, Northeast China. *Ecological Engineering* 89, 32-39.
- Li X., Mao Y., Liu X. 2015. Flue gas desulfurization gypsum application for enhancing the desalination of reclaimed tidal lands. *Ecological Engineering* 82, 566-570.
- Lokhande V.H., Suprasanna P. 2012. Prospects of halophytes in understanding and managing abiotic stress tolerance. In: Ahmed P., Prasad M.N.V. (ed): Environmental adaptations and stress tolerance of plants in the era of climate change. Springer, New York, USA, p.29-56.
- Lorenzo E.V., Venta M.B., Garcia L.A., Torrez F.I., Hung Y.T. 2012. Municipal wastewater treatment for reuse in agricultural irrigation. In: Hung et al.: Handbook of environment and waste management. Air and water pollution control. World Scientific Publishing Ltd, p.347.
- Lteif A., Whalen J.K., Bradley R.L., Camire C. 2007. Mixtures of papermill biosolids and pig slurry improve soil quality and growth of hybrid poplar. *Soil Use and Management* 23, 393-403.
- Lyu S., Chen W., Zhang W., Fan Y., Jiao W. 2016. Wastewater reclamation and reuse in China: Opportunities and challenges. *Journal of Environmental Sciences* 39, 86-96.
- Mados L. 1940. Öntözővizek vizsgálata és minősítése. *Mezőgazdasági kutatások* 13, 121-131.
- Maas E., Grattan S. 1999. Crop yields as affected by salinity. In: Skaggs, R.W., Schilfgaarde, J.V. (eds.), *Agricultural Drainage*. Madison, WI ASA-CSSA-SSSA.
- Malash N., T.J. Flowers, R. Ragab 2005. Effect of irrigation systems and water management practices using saline and non-saline water on tomato production. *Agricultural Water Management* 78, 25-38.
- Mancino C.F., Pepper I.L. 1992. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: soil quality. *Agronomy Journal* 84, 650-654.
- Marosi S. Somogyi S. (szerk.) 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet.
- Martín-Rosales W., Pulido-Bosch A., Vallejos Á., Gisbert J., Andreu J.M., Sánchez-Martos F. 2007. Hydrological implications of desertification in southeastern Spain. *Hydrological Sciences Journal* 52, 1146-1161.
- Marton L. 2009. Alkalmazott hidrogeológia. ELTE Eötvös Kiadó.
- Melgar, J.C., Mohamed Y., Serrano N., García-Galavís P.A., Navarro C., Parra M.A., Benlloch M., Fernández-Escobar R. 2009. Long term responses of olive trees to salinity. *Agricultural Water Management* 96, 1105-1113.
- MÉM NAK 1987. Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Új Műtrágyázási Irányelvek (szerk. Patócs Imre.) Budapest.
- Michéli E., Fuchs M., Láng V., Szegi T., Dobos E., Szabóné Kele G. 2015. Javaslat talajosztályozási rendszerünk megújítására: alapelvek, módszerek, alapegységek. *Agrokémia és Talajtan* 64, 285-297.
- Minhas P.S. 1996. Saline water management for irrigation in India. *Agricultural Water Management* 30, 1-24.
- Mortensen J., Nielsen K.H., Jorgensen U. 1998. Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy* 15/6, 457-466.
- Multsch S., Elshamy M.E., Batarseh S., Seid A.H., Frede H.G. 2017. Improving irrigation efficiency will be insufficient to meet future water demand in the Nile Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 12, 315-330.
- Németh T. 1996. Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.
- Nnadi E.O., Newman A.P., Coupe J.S., Mbanaso F. 2015. Stormwater harvesting for irrigation purposes: An investigation of chemical quality of water recycled in pervious pavement system. *Journal of Environmental Management* 147, 246-256.
- Nouri H., Borujeni S.C., Nirola R., Hassanli A., Beecham S., Alaghmand S., saint C., Mulcahy D. 2017. Application of green remediation on soil salinity treatment: A review on halophytoremediation. *Process Safety and Environmental Protection* 107, 94-107.
- Nyéki J., Ujj-Mészáros K. 1969. A Péti Nitrogén Művek gázgyári szennyvizével végzett öntözési kísérletek eredményei. *Hidrológiai Közöny* 4, 183-186.
- Oldeman L.R., Hakkeling R.T., Sombroek W.G. 1991. World map of the status of human induced soil degradation. An explanatory note. GLASOD. <http://www.isric.org/projects/global-assessment-human-induced-soil-degradation-glasod>
- Oroszlány I. 1942. Néhány szó a kísérleti szennyvízöntöző intézetről. *A Magyar Mérnök és Építész-Egylet Közönye* 76/33-34, 1346-136.

- Papadaskalopoulou c., Katsou E., Valta K., Moustakas K., Malamis D., Dodou M. 2015. Review and assesment of the adaptive capacity of the water sector in Cyprus against climate change impacts on water availability. *Reseources, Conservations and Recycling* 105, 95-112.
- Patterson S.J., Chanasyk D.S., Naeth M.A., Mapfumo E. 2008. Effect of municipal and pulp mill effluents on the chemical properties and nutrient status of a coarse-textured Brunisol in a growth chamber. *Canadian Jpournal of Soil Science* 88/3, 429-441.
- Patterson S.J., Chanasyk D.S., Naeth M.A., Mapfumo E. 2009. Effluent effects on the nutrient concentrations and growth of reed canarygrass (*Phalaris arundiinacea* L.) and hybrid poplar (*Populus deltoides* x *P.petrovskyana* L.). *Canadian Jpournal of Soil Science* 89/2, 223-234.
- Perecsi F. 1984. Települési szennyvizek és szennyvíziszapok népgazdasági hasznosításának helyzete és lehetőségei, különös tekintettel a mezőgazdaság területére. *Hidrológiai Közöny* 6, 367-369.
- Petrasovits I., Darab K. 1960. A rizs sőtűrésének vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan* 9/1, 89-102.
- Petrasovits I. 1988. Az agrohidrológia főbb kérdései. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Pescod M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and drainage paper. 47.
- Pettygrove G. S., Asano T. 1985. Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater: A Guidance Manual.Report.No.84-1.California State Water Resources Control Board.Sacramento, California.
- Pintér K. 2010. Magyarország halászata 2009-ben. *Halászat* 103/2, 43-48.
- Purves D. 1977. Waste materials deliberately added to the soil. In: Purves : Trace-element contamination of the environment. Elsevier Scientific Publishing Company.p.93.
- Puschenreiter M., Horak O., Friesl W., Hartl W. 2005. Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain—a review. *Plant Soil Environment* 50, 1-11.
- Quadir M., Scott C.A. 2010. Non-pathogenic trade-off of wastewater irrigation. In: P. Drechsel, C.A. Scott, L. Raschid-sally, M. Redwood, A. Bahri (Eds.), Wastewater Irrigation and Health:Assessing and Mitigating Risk in Low-Income Countries, Earthscan, London, UK.p 101-126.
- Quaye A.K., Volk T.A., Hafner S., Leopold D., Schirmer 2011. Impacts of paper sludge and manure on soil and biomass production of willow. *Biomass and bioenergy* 35, 2796-2806.
- Ragkos A., Theodoridis A. 2016. Valuation of environmental and social functions of the multifunctional Cypriot agriculture. *Land Use Policy* 54, 593-601.
- Raveh E., Ben-Gal A. 2016. Irrigation with water containing salts: Evidence from a macro-data national case study in Israel. *Agricultural Water Management* 170, 176-179.
- Rees R., Robinson B.H., Rog C.J., Papritz A., Schulin R. 2013. Boron accumulation and tolerance of hybrid poplars grown on a B-laden mixed paper mill waste landfill. *Science of The Total Environment* 447, 515-524.
- Richards L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agriculture Handbook No.60. USDA
- Ritzema H.P. 2016. Drain for gain: Managing salinity in irrigated lands – A review. *Agricultural Water Management* 176, 18-28.
- Rhoades J.D., Kandiah A., Mashali A.M. 1992. The use of saline water for crop production. Irrigation and Drainage Paper.48.FAO.
- Rónai A. 1978. Az Alföld 200000-es földtani térképe. Gyoma. Felszíni képződmények. Földtani változat.
- Rusan M.J.M., Hinnawi S., Rousan L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215, 143-152.
- Ruttkay A.2016. Az édesvízi akvakultúra alapjai és a magyar haltenyésztés sajátosságai. NAIK Halászati Kutató Intézet. Szarvas.
- Salem T.A., El Din M. Omar M., El Gammal H.A.A. 2017. Evaluation of fog and rain water collected at Delta Barrage, Egypt as a new resource for irrigated agriculture. *Journal of African Earth Sciences* 135, 34-40.
- Setia R., Rengasamy P., Marschner P 2013. Effect of exchangeable cation concentration on sorption and desorption of dissolved. *Science of Total Environment* 465, 226-232.
- Shainberg I., Sumner M.E., Miller W.P., Farina M.P.W., Pavan M.A., Fey M.V. 1989. Use of gypsum in soils: A review.US. Springer. p1-111.
- Shaygan M., Reading L.P., Baumgartl T. 2017. Effect of physical amendments on salt leaching characteristics for reclamation. *Geoderma* 292, 96-110.
- Sigmond E. 1923. A hazai szikések és megjavítási módjaik. Magyar Tudományos Akadémia Kiadása.Budapest. p.173.,219.
- Siipilehto J. 2001. Effect of weed control with fibre mulches and herbicides onthe initial development of spruce, birch and aspen seedlings on abandoned farmland. *Silva Fennica* 35/4, 403-414.
- Singh A. 2012. Validation of SaltMod for a semi-arid part of northwest India and some options for control of waterlogging. *Agricultural Water Management* 15, 194-202.
- Singh A. 2015. Poor quality water utilization for agricultural production: An environmental perspective. *Land Use Policy* 43, 259-262.
- Simmons R., Quadir M., Drechsel P. 2010. Farm-based measures for reducing human and environmental health risks from chemical constituenta in wastewater.In: Rechsel P.Scott C.A., Raschid-sally L., Redwood M., Bahri A.:Wastewater irrigation and health. Assessing and mitigating risk in low-income countries.Ertscan.London.p.209-238.

- Sione S.M.J., Wilson G.M., Lado M., González A.P. 2017. Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. *Catena* 150, 79-86.
- Smedema L.K., Shiati K. 2002. Irrigation and salinity: a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. *Irrigation and Drainage Systems* 16, 161-174.
- Stefanovits P. 1963. Magyarország talajai Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Stefanovits P., Filep Gy., Fülek Gy. 2010. Talajtan. Mezőgazda Kiadó.
- Szabolcs I. 1954. Tiszántúli szikes talajaink szologyosodása (degradációja). *Agrokémia és Talajtan* 3/4, 361-368.
- Szabolcs I., Darab K. 1955. Az oldható sók dinamikája öntözött talajokban. *Agrokémia és Talajtan* 4/3, 251-263.
- Szabolcs I. 1961. A vízrendezések és öntözések hatása a tiszántúli talajképződési folyamatokra. Akadémiai Kiadó.
- Szabolcs I. 1968. A talaj szerepe az öntözéses termesztésben. In: Kovács G. (szerk.): Az öntözés kézikönyve. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Szabolcs I., Darab K., Várallyay Gy. 1969. A tiszai öntözőrendszerek és a Magyar Alföld talajainak termékenysége. II. A talajvíz kritikus mélysége a kiskörei öntözőrendszer által érintett területen. *Agrokémia és Talajtan* 18/2, 211-220.
- Szabolcs I., Darab K. 1980. Szulfátvegyületek szerepe a szikes talajok képződésében és tulajdonságaiban. *Agrokémia és Talajtan* 29/1-2, 113-134.
- Szalókiné Z. I., Szalóki S. 2003. Nitrátlemosódás vizsgálata liziméteres és szabadföldi tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*. 52/1-2, 35-52.
- Szilágyi Gy. 1942. A szennyvíz mezőgazdasági hasznosítása. *Vízügyi Közlemények* 24/1-2, 137-148.
- Ubell K. 1959. A talajvízháztartás és jelentősége Magyarország vízgazdálkodásában. *Vízügyi Közlemények* 41/2, 185-251.
- Tal A. 2016. Rethinking the sustainability of Israel's irrigation practices in the Drylands. *Water Research* 90, 387-394.
- Tarchouna L.G., Merdy P., Raynaud M., Pfeifer H-R., Lucas Y. 2010. Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part 1: Evolution of soil physico-chemical properties. *Applied Geochemistry* 25, 1703-1710.
- Toky O.P., Riddell-Black D., Harris P.J.C., Vasudevan P., Davies P.A. 2011. Biomass production in short rotation effluent-irrigated plantations in North-West India. *J. Sci. Ind. Res. India* 70/8, 601-609.
- Tompá K. 1978. Faültetvények. In: Csaba Levente: Hírtárgya-hasznosítás. Budapest. Mezőgazda Kiadó. p. 201-216.
- Tóth Á. 1996. Az öntözött talajok kémiai és fizikai tulajdonságainak változása a Közép-Tisza mentén. Doktori értekezés. Debrecen
- Tóth B. 2006. Nemesnyár-fajták ismertetője, irányelvek a nemesnyár-fajták kiválasztásához. ERTI. Agroinform Kiadó. Budapest. 46-47, 63-64.
- Tóth J. 2010. Globális problémák és trendek. In: Tóth J. (szerk.): Világföldrajz. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Tóth F., Kerepeczki É., Berzi N.L., Gál D. 2016. Létesített vizes élőhelyek hasznosítása az intenzív haltermelés elfolyóvizének kezelésében. Kutatói utánpótlást elősegítő program I. szakmai konferenciája. Gödöllő, NAIK kiadása
- Török J. 2000. Hévízgazdálkodás az Alföldön. In: Rakonczai J. (szerk.): A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. Nagyalföld Alapítvány. Békéscsaba.
- Travis M.J., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A. 2010. Greywater reuse for irrigation: Effect on soil properties. *Science of the Total Environment* 408, 2501-2508.
- Truu M., Truu J., Heinsoo K. 2009. Changes in soil microbial community under willow coppice: The effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. *Ecological Engineering* 35/6, 1011-1020.
- Tzanakakis V.A., Paranychianakis N.V., Londra P.A., Angelakis A.N. 2011. Effluent application to the land: changes in soil properties and treatment potential. *Ecological Engineering* 37, 1757-1764.
- USDA National Engineering Handbook 1993. Chapter 2. Part 623. Soil Conservation Service. Elérhető online 2017.12.04-én: <https://www.wcc.nrcs.usda.gov/ftpref/wntsc/waterMgt/irrigation/NEH15/ch2.pdf>
- Xu J., Wu L., Chang A., Zhang Y. 2010. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment. *Journal of Hazardous Materials* 183/1-3, 780-786.
- Yao R., Yang J., Zhang T., Hong L., Wang M., Yu S., Wang X. 2014. Studies on soil water and salt balances and scenarios simulation using SaltMod in a coastal reclaimed farming area of eastern China. *Agricultural Water Management* 131, 115-123.
- Yu Y., Wen B., Yang Y., Lu Z.H. 2012. The effects of treated wastewater irrigation on soil health. In: Chen R. – Sung W.P.: Biotechnology. Chemical and Materials Engineering, Pts 1-3. Trans Tech Publication Ltd. Stafa-Zurich.
- Varsányi Z. 1994. A Dél-Alföld felszín alatti vizei. Eredet, kémiai evolúció és vízmozgás a jelenlegi kémiai összetétel tükrében. *Hidrológiai Közöny* 74/4, 193-201.
- Varsányi I. 2003. A nagy mélységű termálvizek eredete Hódmezővásárhely térségében vízkémiai és izotópos vizsgálatok alapján. Szeged (kézirat). In: Marton L.: Alkalmazott hidrogeológia.
- Vágvölgyi A. 2013. Fászfűrész energiaültetvény helyzete Magyarországon napjainkig; üzemeltetésük, hasznosításuk alternatívái. Doktori értekezés. Sopron.

- Várallyay György 1965. Hozzászólások az ankét előadásaihoz. In: A szikes talajok hasznosításának és javításának korszerű módszerei. (Különlenyomat az MTA IV: Osztály Közleményei XXV/1-2 számából). Budapest.
- Várallyay Gy. 1989. Az öntözéses gazdálkodás talajtani alapjai. In: Szalai Gy. (szerk.): Az öntözés gyakorlati kézikönyve. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. 1989. p84-88.
- Várallyay Gy. 2002. Environmental Stresses Induced by Salinity/Alkalinity in the Carpathian Basin (Central Europe). *Agrokémia és Talajtan* 51/1-2, 233-242.
- Várallyay Gy. 2007. Soil resilience. Is soil a renewable natural resource? *Cereal Research Communications* 35/2, 1277-1280.
- Várallyay Gy. 2012. Blue water-Brown water-Green water. *Növénytermelés* 61/1, 27-30.
- Várallyay Gy. 2015. Soil, as a multifunctional natural resource. *Columella* 2/1, 9-20.
- Vella S.J., Camilleri S. 2003. Irrigated agricultural and soil salinization in the Maltese Islands. *Journal of Environmental Science and Health* 38/8, 1569-1585.
- Vermes L. 1973. Városi szennyvizek mezőgazdasági hasznosításának vizsgálata fontosabb takarmánynövényekkel. Kandidátusi Értekezés Tézisei. Budapest.
- Vermes L. 1977. Vízhőmérséklet jellemzők és határértékek. In: Gál et al.: Faültetvények szerepe a szennyvizek elhelyezésében és hasznosításában. *Vízügyi Gazdasági Tájékoztató* 87. Budapest.
- Vermes L. 1982. Útmutató a települési folyékony és iszapszerű hulladékok ártalmatlanításához. Építésügyi és Városfejlesztési Minisztérium Lakás és Kommunálisügyi Főosztály. Budapest.
- Vermes L. 1992. A szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának alapkérdései. Tézisek a tudományos fokozat elnyeréséhez. Budapest.
- Vermes L. 2017. Vízgazdálkodásunk mostoha gyermeke – a szennyvízöntözés. *Hidrológiai Közöny* 97, 66-75.
- Vető I., Horváth I., Tóth Gy. 2004. A magyarországi termálvizek geokémiájának vázlata. *Magyar Kémiai Folyóirat* – Összefoglaló közlemények 109-110/4, 199-203.
- Vyas A., Jethoo A.S. 2015. Diversification in measurement methods for determination of irrigation water quality parameters. *Aquatic Periodica* 4, 1220-1226.
- Wang Q., Huo Z., Zhang L., Wang J., Zhao Y. 2016. Impact of saline water irrigation on water use efficiency and soil salt accumulation for spring maize in arid regions of China. *Agricultural Water Management* 163, 125-138.
- Winpenny J.T., Heinz I., Koo-Oshima S., Winpenny J.T., Winpenny J.T. 2010. The Wealth of Waste: The Economics of Wastewater Use in Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Available at <http://www.fao.org/docrep/012/i1629e/i1629e.pdf>
- Zsembeli J., Szűcs L., Blaskó L. 2011. Secondary salinization by irrigation from drilled wells in Karcag area. *Növénytermelés* 60/3, 305-308.
- Zsembeli J., Czeller K., Tuba G., Szűcs L., Sinka L. 2017a. Effect of irrigation with saline water on the soil and legumes in simple drainage lysimeter. 17. Gumpensteiner Lysimetertagung. Raumberg-Gumpenstein. 189-192.
- Zsembeli J., Mori Y., Tuba G., Czeller K., Kovács Gy. 2017b. Complex effect of secondary salinization and composting on soil respiration. *Columella* 4.supp/1, 193-198.

Szabványok, jogszabályok:

MSZ-10-640-1989. Vízgazdálkodás. Vízhőmérséklet. Az öntözővíz minőségével szemben támasztott követelmények. Magyar Köztársaság. Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Ágazati Szabvány.

MI-10-172/9-1990. Felszíni Vizek Minősége. Az öntözővíz minőségének vizsgálati, értékelési és minősítési rendje. *(Jelenleg nem hatályos irányelv)*

1995. évi LVII. sz. törvény a vízgazdálkodásról

27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről

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

Internetes hivatkozások

[1] The State of Food and Agriculture. Social protection and agriculture: breaking the cycle of rural poverty. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2015. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://www.fao.org/3/a-i4910e.pdf>.

- [2] Building a common vision for sustainable food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2014. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://www.fao.org/3/a-i3940e.pdf>.
- [3] Coping with water scarcity. An action framework for agriculture and food security. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2012. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>
- [4] Climate change and land degradation. Bridging knowledge and stakeholders. Outcomes from the UNCCD 3rd Scientific Conference. UNCCD, 2015. Elérhető online 2017.09.10-én, http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/Publications/2015_Climate_LD_Outcomes_CST_Conf_ENG.pdf
- [5] FAOSTAT. Food and agriculture data. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://www.fao.org/faostat/en/#home>
- [6] Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv. 2015. Elérhető online 2017.09.10-én, http://www.vizugy.hu/vizstrategia/documents/E3E737A3-3EBC-4B6F-973C-5DD9B8A6DBAB/OVGT_foanyag_vegleges.pdf
- [7] Vidékfejlesztési Program. 2015. Elérhető online 2017.09.10-én, <https://www.palyazat.gov.hu/node/56582>
- [8] FAO Statistical Yearbook 2013. World Food and Agriculture. FAO. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e00.htm>
- [9] Climate Change 1995. The Science of Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. IPCC, 1996. Elérhető online 2017.09.10-én, <https://www.ipcc.ch/pdf/climate-changes-1995/ipcc-2nd-assessment/2nd-assessment-en.pdf>
- [10] Guidelines for the Safe Use of Wasterwater Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture. World Health Organisation, Geneva. 2006. Elérhető online 2017.09.10-én, http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/gsuweg2/en/
- [11] Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. European Environment Agency. Elérhető online 2017.09.10-én, <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012>
- [12] European Commission 2011. Climate Change Impacts on Water and Security in Southern Europe and Neighbouring Regions. Publications Office of the European Union, Luxembourg. Elérhető online 2017.09.10-én, <http://dx.doi.org/10.2777/56413>
- [13] Metrohm Application Bulletin 102/2 e Conductometry. Elérhető online 2017.12.04-én: <https://www.yumpu.com/en/document/view/44221118/application-bulletin-102-2-e-conductometry-metrohm>
- [14] Spectrum Analytical Incorporated, USA, 2013. Guide to Interpreting Irrigation Water Analysis [online]. Elérhető online 2017.09.10-én, http://ac.els-cdn.com/S0301479714004344/1-s2.0-S0301479714004344-main.pdf?_tid=c29a3bf2-3f7e-11e7-91b9-00000aacb360&acdnat=1495520112_ac848b22bb7d883b63eec8a20e0433f9

10. Summary

Sustainable soil and water management and use of alternative water resources for agricultural production are one of the key elements of the fight against the continuous increase in global population and climate change (Singh 2015). The new water resources play determining role because of the water scarcity in addition to water and energy saving irrigation methods (Francés et al. 2017). For the sustainable soil management the irrigation water quality has to be prosperous to avoid soil degradation (e.g. salinization) (Singh 2015; Elgallal et al. 2016). The scarcity of resources, mainly in Mediterranean and other coastal areas (aggravated by climate change effects and demographic pressures) has boosted the use of non-conventional resources, mainly waste water reuse and desalination, which are a way of increasing water supply (Francés et al. 2017). The importance of wastewater for agriculture has increasingly been recognised not only as a valuable water resource but also for its nutrient value (Elgallal 2016). However, the wastewaters and sewage sludge have harmful elements as well. If excessive salt is not removed from the water, it may result in accumulation in the soil, particularly in the topsoil (Elgallal, 2016). In the case of sodic wastewater irrigation, the excess levels of Na^+ and bicarbonate (HCO_3^-) result in the gradual development of sodicity problem in soils, thereby exhibiting structural problems created by certain physical processes (Quadir and Scott 2010).

However, the use of wastewater for irrigation and fertilization may meet the requirement of willows for N and P, maybe without the need of additional fertiliser (Arronson és Pertu 2001). Lack of enough water often limits willow growth, the extra water may enhance its growth (Lindroth és Bath 1999). Energy willow and poplar have many advantages compared to other plants: long growing season, high evapotranspiration rate, ability to take up nutrients and toxic elements with minimum leaching potential (Arronson 2001, Patterson et al. 2009, Rees et al. 2013).

Also in Hungary alternative water resources utilization should take priority over the conventional irrigation water resources (surface and subsurface waters) in the future, similarly to the global trends because of the global warming and water scarcity. The energy plantation may provide prosperous opportunity for the wastewater irrigation in the future (Vermees 2017). To preserve our one of the most important renewable natural resources (soil) farmers and researchers are responsible for development soil management practices and irrigation principles. Through the adaptation by farmers of these new, sustainable technologies soil degradation (salinization) can be avoided and the natural soil processes can be improved. At the same time, nowadays this water situation require rethinking and renewal of the irrigation water qualification system also in Hungary to create more efficient and sophisticated regulations for irrigation water qualification. With a new or modified system more water resources can become applicable for irrigation purposes nonetheless without soil salinization.

In our research, a wastewater from an intensive catfish farm with high salt and sodium content and surface water from an oxbow lake were used for energy willow and poplar irrigation in a lysimeter and a field experiment. The aim of this research is to evaluate the applicability of this wastewater for irrigation, mainly:

- To determine two irrigation water quality originated by different sources. Evaluate the water main chemical parameters and classifies the waters according to Hungarian and international (USDA, FAO) irrigation qualification systems.
- To determine the wastewater impact of the soil properties and willow yield. Evaluate the soil main parameters, fertility, salinity and sodicity for the sustainability.
- To form a judgment from the environmental risks of wastewater irrigations, mainly nitrate leaching and salinization.
- To make a feedback on the Hungarian actual irrigation classification according to results in order to develop the system.

There were more different irrigation water applied in the experiment depending on the experiment sites. In the lysimeter experiment (only with willow) the fresh water was originated from the Oxbow Lake of Körös River (K) and the wastewater (W) from an intensive African catfish farm in Szarvas. The third one was the mixture of the fresh and wastewater with added gypsum (HG). On the field experiment (with willow and poplar) site the wastewater originated from the wetland system of the fish farm and the freshwater was the same from the oxbow lake. The irrigated experiment was between 2015 and 2017, in two irrigation period. The irrigation water doses were 15 mm, 30 mm and 60 mm per two weeks and one treatment without irrigation (rain-fed). *From the water analyses the salinity effect of the water was concluded. From the soil analyses the impact of the wastewater on the soil nutrient supply and the environmental risks of the irrigation, like salinization were concluded.* In the lysimeter experiment the leachate water was collected from all treatment and analysed then nitrogen and sodium budgets were calculated where inputs were: the element content of the rain and irrigation water and the fertiliser and the output were the leached element and the accumulated element in the plant.

Summary of the new scientific results:

1. *According to the result of the salt budget, irrigation waters with 800 mg/l concentration total soluble salt content can be suitable for irrigation as opposed to the Hungarian recommendation (500 mg/l in case of soil with high clay content), if the sodium content of the irrigation water is low. The leaching effect of wastewater irrigation is stronger than the impact of the wastewater on the salt content of the soil.*

Between 2015 and 2017 salt accumulation did not occur in the root zone according to the salt content of the soils irrigated with wastewaters. Despite of the salt content of the wastewater the salt budget was negative in the treatment with 30 mm (-0.7 t/ha) and 60 mm (-2.89 t/ha) water amount per two weeks. Positive salt budget occurred only in case of 15 mm irrigation water amount per two weeks (+0.08 t/ha). In the root zone, in case of wastewater irrigation the salt budget decrease was higher in the treatments with higher irrigation water doses than smaller ones.

2. *The untreated wastewater, which is unsuitable or suitable only just with restrictions for irrigation because of its high salt content, according to the Hungarian water classification can be made applicable for irrigation purposes with special treatments. According to our results the treated wastewater can be suitable for irrigation after dilution and added gypsum, even though the Hungarian classification does not suggest the use of it only in case of salt affected soils.*

There were no significant differences regarding the exchangeable sodium cation concentration in the soil between the treated wastewater (2015: 181 mg/kg, 2016: 201 mg/kg) and the fresh water irrigation (2015: 208 mg/kg, 2016: 124 mg/kg) treatments after neither of the examined years. Also there were no significant differences in sodium budget in the soil between the treated wastewater and the fresh water treatments after neither of the years, although in case of treatment with treated wastewater in both years higher sodium accumulation was measured (2015: 579 kg/ha, 2016: 337 kg/ha) than in case of freshwater treatment. According to the results it is suggested denser monitoring of the exchangeable sodium content of the soils in parallel with irrigations.

3. *The wastewaters originated from fish farms with high nitrogen content (~30 mg/l) may have nitrogen replenishment effect on the soils without nitrate leaching. Also the treated wastewater has nitrogen replenishment effect on the soils.*

The nitrate concentration of the soils irrigated with wastewaters was higher (12.7 mg/kg) than in the soils irrigated with freshwater (5.5 mg/kg) after both irrigation seasons. Between 2015 and 2017, in the field experiment in case of treatments with wastewater in depth of 0-60 cm the nitrate concentration increased (0-30 cm: H30: +5%, W60: +30% and 30-60 cm: W30: +21%, W60: +51%), while in case of fresh water the concentration decreased (0-30 cm: -7%, 30-60 cm: -21%). The irrigation with wastewater did not cause the nitrate pollution of the groundwater because the concentration of the leachate water was below the limit of the Hungarian regulation (50 mg/l).

At every soil sampling, the nitrate concentration was higher in case of treated wastewater than in the *freshwater*, but it was not significant and the nitrogen budget was also more prosperous in case of wastewater. In the first year the nitrogen budget was positive (+20.1 kg/ha), while in case of freshwater there was big nitrogen loss (-44.5 kg/ha). In the second year in each treatments negative budget was calculated, but in case of treated and the raw wastewater the budget was almost in balance (-6.5 kg/ha and -9.1 kg/ha) as opposed to big nitrogen losses of irrigation with freshwater (-33.4 kg/ha).

4. *The most important limiting factor for the biomass production in the Hungarian climatic conditions is the water supply. Based on the results, the salt content was not a growth inhibitory factor and the yield did not increase significantly caused by the nitrate content of the irrigation water but the lack of water in the area limits the maximum yields available.*

My experiments have shown that there is a strong, positive linear relationship between the amount of biomass and the absolute amount of irrigation water ($R^2=0.944$) in dry year (2015). (In the rainy years, this correlation is weaker.) The detrimental characteristics of the wastewater on the soil did not cause losses in the bio-production of willow but the nutrients in the wastewater did not increase it. However, we could achieve yield of 24-28 t/ha at 15 mm irrigation norm in 2015 and yield of 44-46 t/ha at 60 mm irrigation norm in any treatment independently of water quality.

5. *During the irrigation planning, the effect of leaching processes in the soil in winter can be considered when selecting the irrigation water quality. As a result of the winter runoff, the amount of salt accumulated in the root zone during the irrigation season can be even completely removed during the non-irrigated periods.*

In both experimental areas, the soil's water-soluble salt content decreased to such an extent that during the two-year experimental period there was no significant change in the salt content of the soil or a decrease could be demonstrated. In the outdoor experimental field, the salt content of the soil decreased in depth between 0 and 60 cm in all treatments between 2015 and 2017. The salt supply and soil salt concentration changes confirmed that irrigation water with ~ 800 mg/l of all dissolved salt content concentrations did not cause salt accumulation in the soil over two years.

11. Mellékletek

1. melléklet. A wetland – létesített vizes élőhely első stabilizációs tava (forrás: saját felvétel, 2017.09.14.)



2. melléklet. A NAK ÖVKI Liziméter Telep edényeinek bemutató rajza (forrás: NAIK ÖVKI)



3. melléklet. A NAIK ÖVKI Liziméter Telepen beállított fűz kísérletben található kezelések és a liziméter edények számai. *Megjegyzés: Ø az öntözetlen kontroll kezelést jelöli, a színezett négyzetek azokat az edényeket jelölik, amelyekből talajmintavétel és csurgalékvíz mintavétel történt a vizsgált időszak alatt. A kezelések rövidítései mögötti számok a csurgalékvízgyűjtő edény sorszámát jelentik.*

| | | | | | | | |
|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| K15-9 | K15-10 | K30-1 | K30-2 | K15-13 | K15-14 | K30-5 | K30-6 |
| K15-12 | K15-11 | K30-4 | K30-3 | K15-16 | K15-15 | K30-8 | K30-7 |
| K60-17 | K60-18 | H15-25 | H15-26 | K60-21 | K60-22 | H15-29 | H15-30 |
| K60-20 | K60-19 | H15-28 | H15-27 | K60-24 | K60-23 | H15-32 | H15-31 |
| H30-73 | H30-74 | H60-65 | H60-66 | H30-77 | H30-78 | H60-69 | H60-70 |
| H30-76 | H30-75 | H60-68 | H60-67 | H30-80 | H30-79 | H60-72 | H60-71 |
| Ø-81 | Ø-82 | HG-89 | HG-90 | Ø-85 | Ø-86 | HG-93 | HG-94 |
| Ø-84 | Ø-83 | HG-92 | HG-91 | Ø-88 | Ø-87 | HG-96 | HG-95 |

4. melléklet. A liziméteres fűz kísérlet (forrás: saját felvétel, 2017.04.11.)



5. melléklet. A fűz-nyár szabadföldi kísérleti tér (forrás: saját felvétel, 2016.05.17.)



6. melléklet. Az öntözővizek és a csurgalékvizek laboratóriumi vizsgálati módszerei és műszerei

| <i>Vizsgált paraméter</i> | <i>A vizsgálat típusa</i> | <i>A vizsgálati módszer</i> | <i>Műszer</i> |
|-----------------------------------|---------------------------|---|------------------------------|
| <i>pH</i> | potenciometria | MSZ EN ISO 10523:2012 | INOLAB pH Level 2P |
| <i>Fajl. elekt. vez.kép. (EC)</i> | konduktometria | MSZ EN 27888:1998 | INOLAB Cond Level 2P |
| <i>m-lúgosság</i> | acidimetria | MSZ ISO 9963-1:1998 | |
| <i>Hidrogén-karbonát</i> | számítás | MSZ ISO 9963-1:1998 | szabvány szerint számítással |
| <i>(mg/l)</i> | | | |
| <i>Ammónium-N (mg/l)</i> | FIA | MSZ EN ISO 11732:2005 | LACHAT QC 8500 |
| | spektrofotometria | | |
| <i>Nitrát-N (mg/l)</i> | FIA | MSZ EN ISO 13395:1999 | LACHAT QC 8500 |
| | spektrofotometria | | |
| <i>Nitrit-N (mg/l)</i> | FIA | MSZ EN ISO 13395:1999 | LACHAT QC 8500 |
| | spektrofotometria | | |
| <i>Összes szerves N (mg/l)</i> | számítás | MSZ 12750-20:1972 (visszavont szabvány) 2.2 szakasz | szabvány szerint számítással |
| <i>Összes szerves N (mg/l)</i> | számítás | MSZ 12750-20:1972 (visszavont szabvány) 2.2 szakasz | szabvány szerint számítással |
| <i>Összes N (mg/l)</i> | spektrofotometria | MSZ EN ISO 11905-1:2000 | LANGE Ganimede N |
| <i>Ortofoszfát-P (mg/l)</i> | FIA | MSZ EN ISO 15681-1:2005 | LACHAT QC 8500 |
| | spektrofotometria | | |
| <i>Összes P (mg/l)</i> | spektrofotometria | MSZ EN 1189:1998 (visszavont szabvány) | LANGE Ganimede P |
| <i>Klorid (mg/l)</i> | argentometria | MSZ 1484-15:2009 | EVOLUTION 300 |
| <i>Szulfát (mg/l)</i> | spektrofotometria | MSZ 12750-16:1988 | EVOLUTION 300 |
| <i>Ca (mg/l)</i> | AAS-láng | MSZ 1484-3:2006 | Thermo SOLAAR M6 |
| <i>Mg (mg/l)</i> | AAS-láng | MSZ 1484-3:2006 | Thermo SOLAAR M6 |
| <i>Na (mg/l)</i> | AAS-láng | MSZ 1484-3:2006 | Thermo SOLAAR M6 |
| <i>K (mg/l)</i> | AAS-láng | MSZ 1484-3:2006 | Thermo SOLAAR M6 |

7. melléklet. A talajminták laboratóriumi vizsgálati módszerei és műszerei

| <i>Vizsgált paraméter</i> | <i>A vizsgálat típusa</i> | <i>A vizsgálati módszer</i> | <i>Műszer</i> |
|---|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| <i>Alapvizsgálatok</i> | | | |
| pH _(KCl) | potenciometria | MSZ-08-0206-2:1978 | WTW INOLAB pH740 |
| Arany-féle kötöttségi szám (K _A) | Plaszticitás | MSZ-08-0205:1978 | |
| Vízben oldható összes só | konduktometria | MSZ-08-0206-2:1978 | WTW INOLAB Cond 740P |
| CaCO ₃ | Volumetria | MSZ-08-0206-2:1978 | Scheibler-féle kalciméter |
| Humusz | Fotometria | MSZ-08-0210:1977 | EVOLUTION 300 |
| <i>Tápanyag vizsgálatok</i> | | | |
| KCl-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ -N | FIA spektrofotometria | MSZ 20135:1999 | LACHAT QC8500 |
| AL-P ₂ O ₅ | FIA spektrofotometria | MSZ 20135:1999 | |
| AL-K ₂ O | AAS - láng | MSZ 20135:1999 | Thermo SOLAAR M6 |
| <i>Nátrium és kicserélhető kationok vizsgálatai</i> | | | |
| AL-Na | AAS - láng | MSZ 20135:1999 | Thermo SOLAAR ICAP |
| Kicserélhető kationok (Na, Ca, Mg, K)* | AAS - láng | MSZ-080214/1-78 | 6500 DuoView |

*Megjegyzés. *Az analitikai eredmények a NAIK ÖVKI KAK laboratóriumának nem akkreditált méréseiből származnak.*

8. melléklet. A különböző eredetű öntözővizek kémiai jellemzői közti különbségek

| <i>szervetlen-N (mg/l)</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> | <i>összes P (mg/l)</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> |
|--|----------|-------------|------------|-------------|----------|---|----------|-------------|------------|-------------|----------|
| <i>H</i> | - | 2,4 | -0,75 | 12,2* | 22,2* | <i>H</i> | - | 0,17 | -0,32 | 0,82 | 2,20* |
| <i>H_TÓ</i> | | - | -3,2 | 9,9 | 19,8 | <i>H_TÓ</i> | | - | -0,49 | 0,64 | 2,02* |
| <i>H+G</i> | | | - | 13,0* | 23,0* | <i>H+G</i> | | | - | 1,14 | 2,52* |
| <i>HK+G</i> | | | | - | 10,0* | <i>HK+G</i> | | | | - | 1,38 |
| <i>K</i> | | | | | - | <i>K</i> | | | | | - |
| <i>összes oldott sótartalom (mg/l)</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> | <i>HCO₃⁻ (mg/l)</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> |
| <i>H</i> | - | 81 | -383* | 175 | 584* | <i>H</i> | - | 92 | 37 | 429* | 749* |
| <i>H_TÓ</i> | | - | -464* | 94 | 502* | <i>H_TÓ</i> | | - | -55 | 337 | 657* |
| <i>H+G</i> | | | - | 558* | 966* | <i>H+G</i> | | | - | 392* | 712* |
| <i>HK+G</i> | | | | - | | <i>HK+G</i> | | | | - | 320* |
| <i>K</i> | | | | | - | <i>K</i> | | | | | - |
| <i>SAR</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> | <i>Na%</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> |
| <i>H</i> | - | 1,3 | 6,9* | 8,7* | 11,0* | <i>H</i> | - | 2,3 | 32,2* | 34,0* | 52,4* |
| <i>H_TÓ</i> | | - | 5,7 | 7,4 | 9,7 | <i>H_TÓ</i> | | - | 29,9* | 31,7* | 50,2* |
| <i>H+G</i> | | | - | 1,7 | 4,0* | <i>H+G</i> | | | - | 1,9 | 20,3* |
| <i>HK+G</i> | | | | - | 2,3* | <i>HK+G</i> | | | | - | 18,4* |
| <i>K</i> | | | | | - | <i>K</i> | | | | | - |
| <i>Sze</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> | <i>Mg%</i> | <i>H</i> | <i>H_TÓ</i> | <i>H+G</i> | <i>HK+G</i> | <i>K</i> |
| <i>H</i> | - | 1,5 | 8,9* | 10,4* | 12,9* | <i>H</i> | - | 2,1 | 34,5* | 26,7* | 14,5* |
| <i>H_TÓ</i> | | - | 7,4 | 8,9* | 11,4* | <i>H_TÓ</i> | | - | 32,4* | 24,5* | 12,4* |
| <i>H+G</i> | | | - | 1,6 | 4,0 | <i>H+G</i> | | | - | -7,9* | -20,0* |
| <i>HK+G</i> | | | | - | 2,5 | <i>HK+G</i> | | | | - | -12,2* |
| <i>K</i> | | | | | - | <i>K</i> | | | | | - |

Megjegyzés. A Mg% esetében egy tényezős ANOVA, Tukey-féle post hoc tesztet alkalmaztam a különböző vizek közti eltérések értékeléséhez, az összes többi táblázatban szereplő paraméter esetén, egy tényezős ANOVA, Dunett's T3 post hoc tesztet alkalmaztam. *:p<0,05.

K: Körös (n=11),

H: nyers szennyvíz (n=11),

H_TÓ: Szennyvíz ülepítő tó (n=3),

H+G: Szennyvíz+gipsz (n=4),

HK+G: Szennyvíz+Körös+gipsz (n=4)

9. melléklet. A liziméteres fűz kísérlet talajának Arany-féle kötöttsége (K_A szám)*Kötöttség (K_A szám átlaga)*

| | 0-20 cm | 20-40 cm | 40-60 cm |
|-----------------|---------|----------|----------|
| <i>H15</i> | 56 | 56 | 55 |
| <i>H30</i> | 60 | 60 | 58 |
| <i>H60</i> | 58 | 59 | 60 |
| <i>HG</i> | 64 | 62 | 66 |
| <i>K15</i> | 55 | 56 | 57 |
| <i>K30</i> | 60 | 59 | 59 |
| <i>K60</i> | 62 | 61 | 61 |
| <i>Kontroll</i> | 61 | 60 | 57 |

Megjegyzés. A kezelések rövidítései a 3.3. fejezetben találhatóak meg. Az átlagok minden kezelés, minden mélységében 3 ismétlés átlagát tükrözik és a 2015. évi tavaszi mintavétel eredményei alapján számoltak.

10. melléklet. A liziméter kísérlet talajaiban mért paraméterek korrelációs táblázata

| | K_a | $pH_{(KCl)}$ | Humusz | N | P | K | Összes só% | $Na_s\%$ | $K_s\%$ | $Ca_s\%$ | $Mg_s\%$ |
|-------------------------|-------|--------------|--------|---------|---------|---------|------------|----------|---------|----------|----------|
| K_A^1 | 1 | -,545** | -0,023 | 0,053 | -,550** | -,241** | ,272** | -0,132 | -0,054 | -0,012 | ,512** |
| $pH^1_{(KCl)}$ | | 1 | ,198** | -,168** | ,695** | ,539** | -,263** | ,241** | ,306** | 0,041 | -,613** |
| $Humusz^1$ | | | 1 | 0,02 | ,389** | ,550** | ,143** | 0,068 | ,521** | -,224** | -,218** |
| N^2 | | | | 1 | 0 | 0,003 | ,866** | -,158* | 0,044 | 0,062 | -0,101 |
| P^1 | | | | | 1 | ,727** | -,105* | -0,061 | ,479** | -,162* | -,784** |
| K^1 | | | | | | 1 | -0,006 | -0,095 | ,813** | -0,002 | -,615** |
| Összes só% ¹ | | | | | | | 1 | -0,057 | 0,121 | 0,037 | 0 |
| $Na_s\%^3$ | | | | | | | | 1 | -0,063 | ,189** | 0,031 |
| $K_s\%^3$ | | | | | | | | | 1 | 0,074 | -,499** |
| $Ca_s\%^3$ | | | | | | | | | | 1 | 0,019 |
| $Mg_s\%^3$ | | | | | | | | | | | 1 |

Megjegyzés. Pearson korreláció. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$. ¹: $n=360$, ²: $n=344$, ³: $n=219$.

11. melléklet. A liziméteres fűz kísérlet talajában 2015 őszén a különböző kezelésekben mért kicserélhető nátrium koncentráció különbségei (mg/kg)

| | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|----------|-----|--------|-------|-----|--------|--------|------|----------|
| H15 | - | -174** | -123* | 6 | 65 | 47 | -20 | 26 |
| H30 | | - | 51 | 180 | 239*** | 221*** | 154 | 200 |
| H60 | | | - | 129 | 188*** | 169** | 103 | 149 |
| HG | | | | - | 59 | 40 | -26 | 20 |
| K15 | | | | | - | -19 | -85* | -39 |
| K30 | | | | | | - | -66 | -21 |
| K60 | | | | | | | - | 46 |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának p -értékei alapján. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

12. melléklet. A liziméteres fűz kísérlet talajában 2016 őszén a különböző kezelésekben mért kicserélhető nátrium koncentráció különbségei (mg/kg)

| | H15 | H30 | H60 | HG | K15 | K30 | K60 | Kontroll |
|----------|-----|-----|------|-----|--------|-------|------|----------|
| H15 | - | -58 | -150 | 46 | 135* | 131 | 123 | 152*** |
| H30 | | - | -92 | 104 | 193** | 188* | 181 | 209*** |
| H60 | | | - | 196 | 285*** | 280** | 273* | 302*** |
| HG | | | | - | 89 | 84 | 77 | 106** |
| K15 | | | | | - | -5 | -12 | 17 |
| K30 | | | | | | - | -7 | 21 |
| K60 | | | | | | | - | 29 |
| Kontroll | | | | | | | | - |

Megjegyzés. *: $p < 0,05$ **: $p < 0,01$ ***: $p < 0,001$, a Kruskal-Wallis nem parametrikus teszt, páronkénti összehasonlításának p -értékei alapján. Az elemzés kezelésenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

13. melléklet. A liziméteres fűz kísérlet biomassza produktói a telepítés második és harmadik évében

| | 2015 | 2015 | 2016 | 2016 |
|----------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| Kezelés | Nedves biomassza átlag (t/ha) | Száraz biomassza átlag (t/ha) | Nedves biomassza átlag (t/ha) | Száraz biomassza átlag (t/ha) |
| | n=4 | n=4 | n=4 | n=4 |
| H15 | 27,5 ^{bc} | 13,6 | 25,3 ^{bcd} | 12 |
| H30 | 35,8 ^{cd} | 18,0 | 27,2 ^{cd} | 13,2 |
| H60 | 45,7 ^e | 23,3 | 27,3 ^{cd} | 12,6 |
| HG | 44,4 ^{de} | 22,9 | 28,1 ^d | 12,6 |
| K15 | 24,2 ^b | 12,0 | 20,3 ^b | 9,8 |
| K30 | 29,8 ^{bc} | 14,9 | 21,2 ^b | 9,6 |
| K60 | 44,3 ^{de} | 22,8 | 22,7 ^{bc} | 10,7 |
| Kontroll | 14,5 ^a | 7,2 | 11 ^a | 6,1 |

14. melléklet. A fűz-nyár kísérleti tér talaj alaptulajdonságainak átlaga kezelésenként, fűz – nyár parcellánként a mintavételi időpontokban

| | | pH ¹ átlag | | | Humusz (%) 0-30 cm átlag | | | Mész tartalom (%) ² átlag | | |
|-----|-------------|--------------------------|------|----------------------|-----------------------------|------|---------|---|------|---------|
| | | fűz | nyár | p-érték ³ | fűz | nyár | p-érték | fűz | nyár | p-érték |
| H30 | 2015 tavasz | 7,32 | 7,33 | n.s. | 1,10 | 1,56 | n.s. | 6,2 | 5,2 | n.s. |
| | 2015 ősz | 7,18 | 7,22 | n.s. | 1,42 | 1,16 | n.s. | 5,4 | 6,4 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 7,29 | 7,31 | n.s. | 1,22 | 1,39 | n.s. | 5,3 | 5,3 | n.s. |
| | 2016 ősz | 7,29 | 7,28 | n.s. | 1,14 | 1,35 | n.s. | 5,4 | 5,3 | n.s. |
| | 2017 tavasz | 7,29 | 7,3 | n.s. | 1,32 | 1,53 | n.s. | 7,04 | 6,88 | n.s. |
| H60 | 2015 tavasz | 7,36 | 7,39 | n.s. | 1,40 | 1,39 | n.s. | 6,0 | 6,8 | n.s. |
| | 2015 ősz | 7,30 | 7,32 | n.s. | 1,14 | 1,06 | n.s. | 4,6 | 6,0 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 7,39 | 7,42 | n.s. | 1,00 | 1,04 | n.s. | 6,5 | 7,7 | n.s. |
| | 2016 ősz | 7,38 | 7,41 | n.s. | 1,28 | 0,89 | n.s. | 5,6 | 7,0 | * |
| | 2017 tavasz | 7,36 | 7,38 | n.s. | 1,27 | 1,33 | n.s. | 6,76 | 8,04 | n.s. |
| K30 | 2015 tavasz | 7,14 | 7,18 | n.s. | 1,63 | 1,58 | n.s. | 2,4 | 3,1 | n.s. |
| | 2015 ősz | 6,94 | 6,95 | n.s. | 1,82 | 1,79 | n.s. | 1,2 | 2,6 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 7,16 | 7,18 | n.s. | 1,53 | 1,74 | n.s. | 2,0 | 2,7 | n.s. |
| | 2016 ősz | 7,10 | 7,12 | n.s. | 1,34 | 1,54 | n.s. | 2,5 | 3,3 | n.s. |
| | 2017 tavasz | 7,11 | 7,17 | n.s. | 1,62 | 1,76 | n.s. | 1,94 | 3,29 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A kémhatás értékelésénél a 2015. évi H60 és K30 kezelésekben nem parametrikus, független mintás tesztet (Mann-Whitney U Test) alkalmaztam. ²A mésztartalom esetében minden kezelésben az őszi mintavételek eredményeinek értékeléséhez használtam a nem parametrikus tesztet. ³A fentiekén kívüli esetekben független mintás t-próbát alkalmaztam a fűz és nyár parcellák közti talajtani paraméterek értékei közti eltérés vizsgálatához. Az elemzés kezelésenként, időpontonként és növényenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült (humusz esetében 3 talajminta).

15. melléklet. A fűz-nyár kísérleti tér talajában mért kálím-klorid oldható nitrit+nitrát-N, ammónium-laktát oldható foszfor-pentoxid és kálium-oxid koncentrációk átlaga kezelésenként, fűz – nyár parcellánként a mintavételi időpontokban

| | | KCl-NO ₂ +NO ₃ -N (mg/kg) 0-30 cm átlag | | | AL-P ₂ O ₅ (mg/kg) 0-30 cm átlag | | | AL-K ₂ O (mg/kg) 0-30 cm átlag | | |
|-----|-------------|--|------|---------|---|------|---------|--|------|---------|
| | | fűz | nyár | p-érték | fűz | nyár | p-érték | fűz | nyár | p-érték |
| H30 | 2015 tavasz | 9,8 | 12,3 | n.s. | 49,2 | 33,3 | n.s. | 138 | 140 | n.s. |
| | 2015 ősz | 3,6 | 5,7 | n.s. | 63,0 | 28,8 | n.s. | 193 | 177 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 8,6 | 7,1 | n.s. | 62,3 | 38,2 | n.s. | 118 | 110 | n.s. |
| | 2016 ősz | 13,1 | 24,0 | n.s. | 53,4 | 45,2 | n.s. | 173 | 202 | n.s. |
| H60 | 2015 tavasz | 8,5 | 9,2 | n.s. | 39,4 | 34,5 | n.s. | 136 | 145 | n.s. |
| | 2015 ősz | 3,7 | 5,1 | n.s. | 32,1 | 31,7 | n.s. | 128 | 122 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 8,0 | 9,2 | n.s. | 37,1 | 35,0 | n.s. | 76 | 79 | n.s. |
| | 2016 ősz | 13,0 | 7,8 | n.s. | 44,8 | 41,7 | n.s. | 170 | 141 | * |
| K30 | 2015 tavasz | 17,6 | 12,0 | n.s. | 62,9 | 63,6 | n.s. | 189 | 223 | n.s. |
| | 2015 ősz | 6,4 | 13,8 | n.s. | 41,9 | 46,9 | n.s. | 282 | 273 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 12,6 | 13,4 | n.s. | 45,7 | 66,5 | n.s. | 217 | 264 | n.s. |
| | 2016 ősz | 19,7 | 23,2 | n.s. | 48,6 | 51,1 | n.s. | 280 | 309 | n.s. |

Megjegyzés. A nitrogén, foszfor, kálium paraméterek esetében minden időpontban és minden kezelésben nem parametrikus független mintás tesztet alkalmaztam (Mann-Whitney U Test). Az elemzés kezelésenként 3 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

16. melléklet. A fűz-nyár kísérleti tér talajában mért vízben oldható összessó-tartalom és AL-Na koncentrációk átlaga kezelésként, fűz – nyár parcellánként a mintavételi időpontokban

| | | Összessó-tartalom (%) ¹ | | | AL-Na (mg/kg) ² | | |
|-----|-------------|------------------------------------|-------|---------|----------------------------|------|---------|
| | | átlag | | | átlag | | |
| | | fűz | nyár | p-érték | fűz | nyár | p-érték |
| H30 | 2015 tavasz | 0,040 | 0,050 | n.s. | 283 | 284 | n.s. |
| | 2015 ősz | 0,046 | 0,051 | n.s. | 252 | 270 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 0,042 | 0,040 | n.s. | 208 | 233 | n.s. |
| | 2016 ősz | 0,048 | 0,054 | n.s. | 268 | 291 | n.s. |
| | 2017 tavasz | 0,034 | 0,043 | n.s. | 281 | 290 | n.s. |
| H60 | 2015 tavasz | 0,044 | 0,041 | n.s. | 351 | 307 | n.s. |
| | 2015 ősz | 0,051 | 0,050 | n.s. | 372 | 363 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 0,043 | 0,037 | n.s. | 354 | 307 | n.s. |
| | 2016 ősz | 0,058 | 0,046 | n.s. | 376 | 345 | n.s. |
| | 2017 tavasz | 0,038 | 0,047 | n.s. | 419 | 365 | n.s. |
| K30 | 2015 tavasz | 0,052 | 0,056 | n.s. | 246 | 204 | n.s. |
| | 2015 ősz | 0,059 | 0,071 | ** | 143 | 191 | n.s. |
| | 2016 tavasz | 0,050 | 0,059 | n.s. | 169 | 136 | n.s. |
| | 2016 ősz | 0,062 | 0,068 | n.s. | 249 | 227 | n.s. |
| | 2017 tavasz | 0,047 | 0,059 | n.s. | 218 | 175 | n.s. |

Megjegyzés. ¹A vízben oldható összessó-tartalom esetében, minden időpontban és minden kezelésben nem parametrikus független mintás tesztet alkalmaztam (Mann-Whitney U Test). ²A talaj ammónium-laktát oldható nátrium tartalmának fűz-nyár parcellánkénti különbségének értékeléséhez független mintás t-próbát alkalmaztam. Az elemzés kezelésként, időpontonként és növényenként 9 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

17. melléklet. A fűz-nyár kísérleti tér talajának alaptulajdonságai 2014-ben

| 2014 nyár | | | | | 2014 ősz | | | |
|-----------|---------------------|------------------------------|------------|-----------------------|---------------------|------------------------------|------------|-----------------------|
| átlagok | pH _(KCl) | Kötött-ség (K _A) | Humusz (%) | CaCO ₃ (%) | pH _(KCl) | Kötött-ség (K _A) | Humusz (%) | CaCO ₃ (%) |
| 0-20 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,31 | 51 | 1,82 | 8,9 | 7,34 | 61 | 1,78 | 8,4 |
| H60 | 7,36 | 58 | 1,99 | 9,4 | 7,44 | 59 | 1,60 | 8,4 |
| K30 | 7,17 | 57 | 2,34 | 4,1 | 7,16 | 66 | 2,33 | 3,0 |
| 20-40 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,44 | 54 | 0,66 | 10,6 | 7,37 | 62 | 0,82 | 8,5 |
| H60 | 7,47 | 56 | 1,18 | 9,7 | 7,42 | 60 | 0,62 | 7,7 |
| K30 | 7,13 | 56 | 1,50 | 2,1 | 7,14 | 61 | 1,48 | 2,3 |
| 40-60 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,41 | 53 | 0,58 | 6,2 | 7,33 | 55 | <0,5 | 5,8 |
| H60 | 7,59 | 52 | <0,5 | 10,1 | 7,36 | 53 | <0,5 | 6,1 |
| K30 | 7,16 | 57 | 1,10 | 3,9 | 7,05 | 58 | 0,83 | 2,4 |
| 60-80 cm | | | | | | | | |
| H30 | 7,39 | 51 | <0,5 | 6,5 | 7,31 | 58 | <0,5 | 6,1 |
| H60 | 7,48 | 50 | <0,5 | 6,8 | 7,31 | 54 | <0,5 | 5,8 |
| K30 | 7,17 | 54 | 0,80 | 2,8 | 7,18 | 58 | 0,66 | 4,3 |

Megjegyzés. Az elemzés kezelésenként 2 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

18. melléklet. A fűz-nyár kísérleti térből származó talajminták száma, amelyekben a humusz% kimutathatósági érték alatti

| Minták száma (db) | | | | | |
|-------------------|-------------|----------|-------------|----------|----------|
| | 2015 tavasz | 2015 ősz | 2016 tavasz | 2016 ősz | Összesen |
| 30-60 cm | | | | | |
| H30 | 3 | 0 | 0 | 1 | 4 |
| H60 | 6 | 0 | 1 | 3 | 10 |
| K30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 60-90 cm | | | | | |
| H30 | 5 | 1 | 4 | 4 | 14 |
| H60 | 6 | 0 | 2 | 4 | 12 |
| K30 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Összesen | 24 | 1 | 7 | 12 | 44 |

Megjegyzés. A 0-30 cm rétegében a talaj humusztartalma minden kezelésben mérhető mennyiségben fordult elő.

19. melléklet. A fűz-nyár kísérleti tér talajában mért kálium-klorid oldható nitrit+nitrát-N, ammónium-laktát oldható foszfor-pentoxid és kálium-oxid koncentrációk átlaga kezelésenként, fűz – nyár parcellánként a 2014-ben

| | <i>KCl-NO₂⁻+NO₃⁻-N (mg/kg) átlag</i> | | <i>AL-P₂O₅ (mg/kg) átlag</i> | | <i>AL-K₂O(mg/kg) átlag</i> | |
|-----------------|--|-----------------|--|-----------------|---|-----------------|
| | <i>2014 nyár</i> | <i>2014 ősz</i> | <i>2014 nyár</i> | <i>2014 ősz</i> | <i>2014 nyár</i> | <i>2014 ősz</i> |
| <i>0-20 cm</i> | | | | | | |
| <i>H30</i> | 12,8 | 10,4 | 32,9 | 54,8 | 167,5 | 129,7 |
| <i>H60</i> | 15,1 | 6,4 | 40,3 | 23,9 | 136,5 | 109,9 |
| <i>K30</i> | 18,3 | 14,0 | 85,2 | 55,4 | 261,5 | 242,3 |
| <i>20-40 cm</i> | | | | | | |
| <i>H30</i> | 9,8 | 9,4 | 24,7 | 27,6 | 138,0 | 105,4 |
| <i>H60</i> | 8,9 | 2,6 | 34,4 | 20,3 | 121,0 | 77,8 |
| <i>K30</i> | 11,4 | 13,2 | 43,2 | 31,5 | 202,0 | 180,7 |
| <i>40-60 cm</i> | | | | | | |
| <i>H30</i> | 10,3 | 10,4 | 32,5 | 37,3 | 124,5 | 79,2 |
| <i>H60</i> | 7,0 | 1,9 | 30,4 | 29,2 | 113,5 | 74,2 |
| <i>K30</i> | 14,5 | 14,8 | 27,9 | 20,3 | 152,5 | 112,5 |
| <i>60-80 cm</i> | | | | | | |
| <i>H30</i> | 7,1 | 5,9 | 39,5 | 35,0 | 106,5 | 70,5 |
| <i>H60</i> | 8,0 | 1,6 | 38,5 | 37,4 | 88,9 | 73,7 |
| <i>K30</i> | 12,9 | 10,8 | 43,5 | 28,2 | 123,0 | 73,7 |

Megjegyzés. Az elemzés kezelésenként 2 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

20. melléklet. A fűz-nyár kísérleti térből származó talajminták száma, amelyekben a kálium-klorid oldható nitrit+nitrát-N koncentráció értékek kimutathatósági érték alattiak

| | <i>Minták száma (db)</i> | | | | |
|-----------------|--------------------------|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------|
| | <i>2015 tavasz</i> | <i>2015 ősz</i> | <i>2016 tavasz</i> | <i>2016 ősz</i> | <i>Összesen</i> |
| <i>30-60 cm</i> | | | | | |
| <i>H30</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| <i>H60</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| <i>60-90 cm</i> | | | | | 0 |
| <i>H30</i> | 0 | 2 | 1 | 1 | 4 |
| <i>H60</i> | 2 | 3 | 3 | 2 | 10 |
| <i>Összesen</i> | 2 | 8 | 4 | 3 | 17 |

Megjegyzés. A K30 kezelésben, minden minta esetében mérhető volt a nitrogén koncentráció. A felszíni talajrétegben (0-30 cm) egyetlen kezelésből származó talajminta esetében sem volt kimutathatósági érték alatti tartományban a nitrogén koncentráció.

21. melléklet. A fűz-nyár kísérleti parcellák talajának átlagos vízben oldható összesség-tartalma (%) és ammónium-laktát oldható nátrium koncentráció (mg/kg) értékei 2014-ben

| átlagok | Összegő-tartalom (%) | | AL-Na (mg/kg) | |
|----------|----------------------|----------|---------------|----------|
| | 2014 nyár | 2014 ősz | 2014 nyár | 2014 ősz |
| 0-20 cm | | | | |
| H30 | 0,055 | 0,050 | 202 | 249 |
| H60 | 0,050 | 0,057 | 354 | 420 |
| K30 | 0,065 | 0,063 | 87 | 74 |
| 20-40 cm | | | | |
| H30 | 0,045 | 0,050 | 152 | 259 |
| H60 | 0,040 | 0,060 | 204 | 412 |
| K30 | 0,060 | 0,063 | 72 | 107 |
| 40-60 cm | | | | |
| H30 | 0,045 | 0,047 | 286 | 361 |
| H60 | 0,035 | 0,047 | 222 | 398 |
| K30 | 0,060 | 0,053 | 141 | 206 |
| 60-80 cm | | | | |
| H30 | 0,035 | 0,047 | 439 | 379 |
| H60 | 0,040 | 0,033 | 380 | 307 |
| K30 | 0,055 | 0,057 | 292 | 319 |

Megjegyzés. Az elemzés kezelésenként 2 talajminta laborvizsgálati eredménye alapján készült.

22. melléklet. A nyári csurgalékvizek kémiai jellemzői

| | pH | Fajl.elek- -tromos vez.kép. (EC) (μS/cm) | Hidro- gén- karbon át (mg/l) | Szul- fát (mg/l) | Klo- rid (mg/l) | Nitrát -N (mg/l) | Orto- foszfát-P (mg/l) | Ca (mg/ l) | Mg (mg/l) | Na (mg/l) | K (mg/l) |
|------|------|--|--|------------------------|-----------------------|------------------------|------------------------------|------------------|--------------|--------------|-------------|
| H60 | | | | | | | | | | | |
| 2015 | 7,80 | 705 | - | - | - | 3,03 | 0,83 | 81 | 24,5 | 43 | 6,1 |
| 2016 | 7,74 | 1150 | 571 | 81 | 99 | 3,88 | 0,66 | 123 | 39,6 | 93 | 6,2 |
| 2017 | 7,49 | 1395 | 777 | 82 | 77 | 13,60 | 1,08 | 120 | 36,5 | 176 | 6,1 |
| HG | | | | | | | | | | | |
| 2015 | 7,63 | 915 | - | - | - | 23,04 | 0,93 | 114 | 33,1 | 37 | 6,2 |
| 2016 | 7,74 | 1830 | 509 | 578 | 115 | 0,47 | 0,79 | 231 | 69,1 | 120 | 10,7 |
| 2017 | 7,53 | 1435 | 394 | 369 | 93 | 10,27 | 0,65 | 163 | 47,2 | 122 | 5,4 |
| K60 | | | | | | | | | | | |
| 2015 | 7,61 | 720 | - | - | - | 2,98 | 0,35 | 88 | 26,6 | 33 | 5,3 |
| 2016 | 7,43 | 790 | 512 | 73 | 60 | 0,35 | 0,25 | 95 | 30,3 | 43 | 4,8 |
| 2017 | 7,46 | 785 | 358 | 62 | 56 | 7,73 | 0,32 | 93 | 27,6 | 46 | 3,7 |

Megjegyzés. Az első évben (2015) liziméter edényekként külön-külön gyűjtött vízminták laborvizsgálati eredményeit átlagoltam, a második és harmadik évben (2016, 2017) kezelésenként, egyenlő arányban vett átlag vízmintákból származnak a kémiai analízis eredményei. A vízminták száma: 2015-ben 14, 2016-ban 4, 2017-ben 9. Az összes vízmintából 7 a H60 kezeléshez, 14 a K60 kezeléshez és 6 a HG60 kezeléshez tartozik.