

Alföldi telepített erdők hatása a felszín alatti sófelhalmozódásra sekély talajvízű területeken

¹BALOG Kitti, ²GRIBOVSKI Zoltán, ¹SZABÓ András, ³JOBBÁGY Esteban,
³NOSETTO Marcelo, ⁴KUTI László, ¹PÁSZTOR László és ¹TÓTH Tibor

¹MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet, Budapest, ²NyME Geomatikai,
Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet, Sopron, ³Országos Tudományos és Műszaki
Kutatási Tanács, Alkalmazott Matematikai Intézet - San Luis-i Állami Egyetem,
Környezettudományi kutatócsoport, San Luis (Argentina) és
⁴Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, Budapest

Bevezetés

A szántóföldek és a füves területek erdővel történő betelepítése jelentős hatást gyakorol az ökoszisztéma-szintű folyamatokra a primer produktivitás növelésével, a talajok savanyúságának fokozásával, a tüzek dinamikájának szabályozásával és az invazív fajok megjelenésének/terjedésének befolyásolásával (JOBBÁGY et al., 2006). Az erdők evapotranszpirációja nagyobb, mint a környező füves vegetációé a megnövekedett levélfelület, a lombzat érdessége, valamint a légyszárú vegetációéhoz viszonyított nagyobb gyökerezési mélység miatt (CALDER, 1998; NOSETTO et al., 2005; GRIBOVSKI et al., 2013). Sekély talajvízszinttel rendelkező területeken a fák gyakran felhasználják a talajvizet vízszükségletük fedezésére. Az Alföld szubhumid klímáján, ahol a csapadékmennyiség rendszerint nem elégséges a fás szárú vegetáció fenntartására, a fák kizárólag akkor képesek túlélni hosszabb aszályos időszakokat, ha eléri és fogyasztják a talajvizet (IJÁSZ, 1939; MAGYAR, 1961). Humid klímán a telepített erdők hidrológiai hatása nem okoz problémát (NOSETTO & JOBBÁGY, 2014). Szubhumid klímájú területeken (ariditási index 0,5–0,65; UNEP, 1992) azonban a nyílt gyepek erdőkkel történő betelepítése komoly gondot okoz, különösen ott, ahol a talajvízszint a felszínhez közel helyezkedik el, és így jelentős vízforrásul szolgálhat a növényzet transzspirációjához (a vízáadó hidrológiai tulajdonságaitól függően akár 300 mm·év⁻¹ mennyiségben is (JOBBÁGY & JACKSON, 2004)). Ilyen feltételek mellett a telepített erdők módosíthatják az eredeti gyepterületek/mezőgazdasági területek víz- és sóegyensúlyát (NOSETTO et al., 2007), csökkentve a talajvíz eredeti szintjét (MAJOR, 2002) és növelve a sókoncentrációt mind a(z) (al)talajban, mind pedig a talajvízben (NOSETTO et al., 2008; SZABÓ et al., 2012, 1. ábra). Habár a talajvizet fogyasztó ültetvények magasabb fahozamot produkálnak, ezt a profitot meghaladja az a költség, melyet a talaj-

Postai cím: BALOG KITTI, MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet, Talajtani Osztály, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

E-mail: balog.kitti@agrar.mta.hu

ban és talajvízben történő sófelhalmozódás miatti kár jelent (JOBÁGY & JACKSON, 2004). Hipotézisünk – amelyet a SZABÓ és munkatársai (2012) közlemény itt helyhiány miatt meg nem ismételtek 1. ábráján mutattunk be – azt feltételezi, hogy az erdőtelepítés talajvízszint-csökkenést és megnövekedett sókoncentrációt eredményez az altalajban és talajvízben az eredeti lágyszárú vegetációhoz képest. Ennek eredményeképpen az erdőtelepítés hatásai világosan láthatók a három kiválasztott paraméter: a talajvízszint, a talaj, illetve talajvíz sótartalomértékeinek az erdős és kontrollterületek között megmutatkozó különbségeiben.

Jelenleg az erdőtelepítések világszerte növekvő tendenciát mutatnak, ezért kiemelten fontos a telepítések eredményeinek értékelése. Az Európai Unió támogatja az erdősítést (2080/92 EU rendelet), emiatt sok tagállamban nagy léptékű erdőtelepítés folyik. Magyarország erdőborítása majd megkétszereződött az elmúlt évszázad során (1,1 millióról 2 millió ha-ra) (STANDOVÁR, 2012) és az EU még gyorsabb ütemű növekedést támogatna, évenkénti 15.000 ha területű telepítési irányelvvel (ANDRASEVITS et al., 2005). Az erdőtelepítésre alkalmas területek általában az alacsony termékenységű és gazdasági jelentőségű termőterületek. A korábban erdősített területek talajtípusának vizsgálata alapján FÜHRER és JÁRÓ (2005) megállapította, hogy az Alföld lehet az erdőtelepítések szempontjából a legfontosabb terület az erdők talajvédő és tájszerkezet javító hatása miatt.

Több mint 75 évvel ezelőtt IJÁSZ (1939) már beszámolt arról, hogy az Alföldön a talajvíz szintje egész évben mélyebben található az erdők alatt, mint a környező füves területeken, mert a fák elérik a talajvizet. Mérései szerint a talajvízszint-különbség a tenyészidőszakban növekszik. JOBÁGY és JACKSON (2007) szerint az argentin pampákon ez a talajvízszint-különbség akár 75 cm is lehet. MAJOR (2002) megfigyelte, hogy egy kiskunsági, 2 km széles túlelű erdő alatt a talajvízszint 0,8–1,1 m-rel volt mélyebben, mint a szomszédos, nem erdős vegetációval borított területen. Egyre nagyobb gondot okoznak a Nyugat-Magyarországon ipari termelésre telepített nyárfaültetvények, melyek akár 2–3 m-rel is csökkentik a talajvízszintet, 40–50%-kal visszaszorítva a gabonanövények növekedését a szomszédos területeken (MARKÓ, 2014).

A sekély talajvizű területeken telepített erdők talajában a sófelhalmozódást befolyásoló tényezőket foglalták össze egy konceptuális modellbe NOSETTO és munkatársai (2007, 2008) és értékelték az argentin pampák és Kelet-Magyarország esetében. (Röviden: a modell megállapította, hogy a klimatikus vízmérleg [csapadék mennyisége – potenciális evapotranszspiráció] az elsődleges faktor, mely befolyásolja a sófelhalmozódást regionális léptékben. Minél negatívabb a vízmérleg, annál erősebb a sófelhalmozódási folyamat. Másodsorban, a litológia és a geomorfológia módosító szerepet játszik a klíma hatásán felül, arra a területre korlátozva a sófelhalmozódás kiterjedését, ahol a talajvíz elérhető és jelentős mennyiségben felhasználható a növények számára. Végül, a biológiai faktorok megszabják a sófelhalmozódás intenzitását és tájon belüli elhelyezkedését is azáltal, hogy megadják a maximális evapotranszspirációt és a fajok sótoleranciáját.) Az argentin pampákon tett megfigyelések az általános hipotézist megerősítették. SZABÓ és munkatársai (2012) itt helyhiány miatt meg nem ismételtek 4. ábrája mutatja a magyar Alföld körülményeihez adaptált modellt.

Kutatásunk során ezeket a tényezőket használtuk az erdő–kontroll lágyszárú vegetáció párok kiválasztásakor és az összetett talaj- és talajvíz-megfigyeléseink tervezésekor és értelmezésekor. Jelen tanulmányban értékeljük az alföldi szántók, ill. gyepek helyén telepített erdők talajában potenciálisan fellépő sófelhalmozódás mértékét. Eredményeinket összehasonlítjuk azokkal a tapasztalatokkal, amelyeket azonos vegetációs típus erdősítése esetén találtak az argentin pampán, ahol a munkánkat vezérlő konceptuális modellt kifejlesztették. Mind a magyar Alföld, mind az argentin Pampa üledékes sík terület, szubhumid klímával és kiterjedt, sekély talajvízszinttel. A legfontosabb különbségek az Alföld (Mo.) és a Pampa (Ar.) között, hogy:

– alacsonyabb az évi középhőmérséklet (Mo.: 11 °C, Ar.: 15 °C) és az átlagos évi csapadékmennyiség (Mo.: 560 mm·év⁻¹, Ar.: 870 mm·év⁻¹), ami hasonló klimatikus vízmérleget eredményez;

– mélyebb a talajvízszint az intenzívebb vízelvezető megoldások alkalmazása miatt (Mo.: 4,5 m; Ar.: 1,5 m);

– hazánkban a talaj fizikai félesége nagyobb változatosságot mutat;

– lombhullató fafajokat alkalmaztak az erdőtelepítéskor (1. táblázat), mivel a hideg tél megakadályozza az örökzöld fajok (pl. eukaliptusz) elterjedését.

Az említett különbségek és a hivatkozott konceptuális modell alapján kisebb sófelhalmozódási kockázat jósolható a magyar Alföldön, mint az argentin Pampán. Azt vártuk, hogy a magyarországi hidegebb telek és a lombhullató fajok a téli talajvíz visszatöltődést/kilúgzást segítik elő. Továbbá a mély talajvízszintek gátolják a fák talajvízfogyasztását, így a talajvízből származó sófelhalmozódás is csök-

1. táblázat

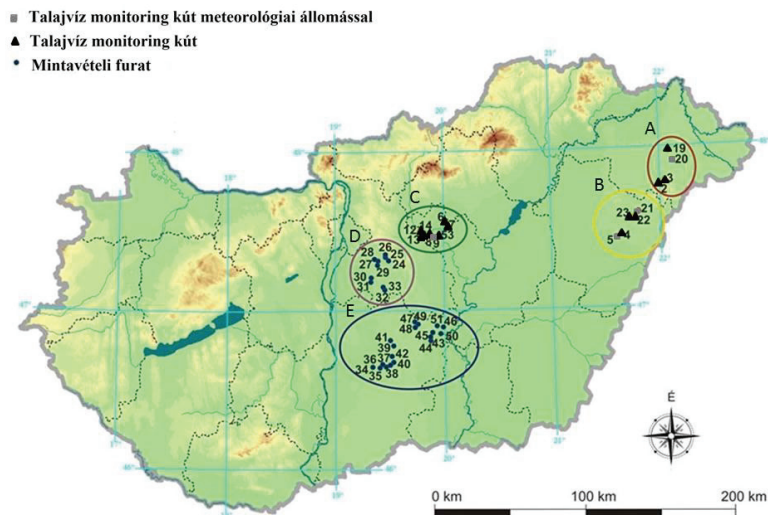
A vizsgált erdészeti fajok legfontosabb jellemzői GÖBÖLÖS (2002), MAGYAR (1961) és SZODFRIDT (1993) vizsgálatai alapján

(1) Jellemző	(2) Fafaj		
	(3) Kocsányos tölgy	(4) Akác	(5) Nyár
a) Tudományos név	<i>Quercus robur</i> L.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	<i>Populus ×canadensis</i> Moench
b) Éghajlati igény	j) nincs megkötés	m) nem hideg	s) nem hűvös
c) Vízigény	k) magas	n) telítetlen talaj	k) magas
d) Optimális talajvízmélység (cm)	80–200	o) nem igényli	80–200
e) Talaj fizikai féleség	j) nincs megkötés	p) homok	p) homok
f) Sótűrő képesség (dS·m ⁻¹)	19	8–10	10
g) Vízfelvétel (mm·vegetációs periódus ⁻¹)	441	273	680
h) Vágásforduló (év)	120	60	30
i) Növekedési erély	l) lassú	r) gyors	t) nagyon gyors

ken. Feltételeztük, hogy az eltérő vegetációtípusok/fajok hatása igen különböző az eltérő növekedési tulajdonságaik és vízfogyasztásuk miatt. A pampán végzett kísérleti eredményekkel összehasonlítva vizsgáltuk, hogy az állományok növekedésével összefüggő paraméterek (mint az összes biomassza, vízfelvétel, növekedési erély) hogyan befolyásolják a sófelhalmozódást a talajban.

Vizsgálati anyag és módszer

A mintaterületeket (1. ábra), a felszíni üledékes kőzetek és talajok geológiai térkép feltételeit (KUTI et al., 1981, 1982, 1984, 1986; TÓTH et al., 2001) alapján választottuk ki azon paraméterekre támaszkodva, melyekről tudjuk, hogy befolyásolják a sófelhalmozódást, úgymint: a talajvíz mélysége, sótartalma és a talaj fizikai félesége. Ezen felül az erdők telepítésének olyan adatbázisát használtuk, amely rögzíti a telepített fajtát és az állománykört (<http://erdoterkep.mgszh.gov.hu>). Az Alföldön öt mintavételi régiót különítettünk el (Nyírség, Hajdúság, Jászság, Közép-Duna vidék, Kiskunság), melyek több mintaterületből tevődnek össze. Minden egyes mintaterület alatt egy kontrollterület és a hozzá tartozó erdő(k) talajfuratait értjük. Az 1. ábrán a talajvíz monitoring kutak (háromszög jelölő), a meteorológiai állomással ellátott talajvíz monitoring kutak (négyzet jelölő), illetve a mintavételezett, de nem monitorozott furatok (pont jelölő) elhelyezkedését mutatjuk be. Jelen tanulmányban 31 telepített erdőállomány és a hozzájuk tartozó 14 kontrollterület 2012. július 17. és október 17. között összegyűjtött vizsgálati eredményeit ismertetjük.



1. ábra

A mintaterületek elhelyezkedése az Alföldön. Mintavételi régiók: A. Nyírség, B. Hajdúság, C. Jászság, D. Közép-Duna vidék, E. Kiskunság

A vizsgált 14 mintaterület (erdő és kontroll együttese) közül hét volt felszerelve talajvízszint monitoring szenzorral. Ezek közül négy kontrollterületen (Mikepércs, Jászberény, Hajdúsámson, Nyírgyulaj) kialakításra kerültek meteorológiai állomások, melyek 15 percenként rögzítik a levegő hőmérsékletét, relatív páratartalmát, a napsugárzás mértékét és a csapadék mennyiségét. A fafajok kiválasztása (akác, nyár, tölgy) és aránya tükrözi az adott fafaj relatív gyakoriságát az alföldfásítás során (STANDOVÁR, 2012).

A talajok mintázására egy alkalommal került sor a késő nyári–kora őszi időszakban (szeptember–október), amikor a talajvízszintek a legalacsonyabbak voltak. Azért, hogy elkerüljük a szegélyhatást, a mintavételi és talajmonitoring furatokat legalább 50 m-re helyeztük el az erdő és a kontrollvegetáció határától. A furatok maximális mélysége 11 m volt, amit a fúrófelszerelés hossza határozott meg. A talaj mintavételezését a talajvízszint +1 m-ig végeztük. (A jelen tanulmányban használt „talaj” kifejezés alatt a telített és a telítetlen zónát együtt értjük.) A mintázást a felső rétegben (0–1 m) 20 cm-enként hajtottuk végre, az 1 m-nél mélyebb talajrétegekben pedig 50 cm-enként.

A talajvízmintákat kézi vákuumpumpával nyertük ki ott, ahol a talajvíz szintje 10 m-nél sekélyebben volt, s a mintákat 4–5 °C-on, hűtőben tároltuk a laboratóriumi vizsgálatok elvégzéséig. A terepi pH- és EC-mérést minden mintából a helyszínen elvégeztük.

Az erdőállományokban a fák biomasszáját becsléssel állapítottuk meg a fák magassága és a mellmagassági (130 cm) törzsmérője alapján. A területegységre vonatkoztatott biomasszáat ezen mért adatok alapján számoltuk mind a három fafaj típus esetén külön-külön.

A 2. táblázat az alkalmazott módszereket mutatja be.

2. táblázat

Az alkalmazott mérési módszerek és mért paraméterek

(1) Paraméter	(2) Mérési módszer	
	(3) Terepi	(4) Laboratóriumi
A. Klimatikus tényezők		
a) Csapadékmennyiség	n) Mérés meteorológiai állomással (csak kiválasztott MK)	
b) Szélsebesség		
c) Relatív páratartalom		
d) Sugárzási egyenleg		
e) Léghőmérséklet		
B. Hidrogeológiai tényezők		
f) Geomorfológiai helyzet	o) Megütött és nyugalmi talajvízszint meghatározása p) 7 mintaterületen folyamatos talajvízszint monitoring - idősoros talajvízszint adatok	
g) Sekély vagy mély talajvíz		
h) Talajvíz időbeni ingadozása (rövid távú, hosszú távú)		

2. táblázat folytatása

(1) Paraméter	(2) Mérési módszer	
	(3) Terepi	(4) Laboratóriumi
<i>C. Kőzettani sajátosság</i>		
i) Víztartó, vízáteresztő tulajdonság	q) k-tényező (szivárgási tényező) meghatározása (csak MK esetében) – effektív porozitás kiszámítása	u) A talajszemcse összetételének meghatározása pipettás módszerrel (csak MK esetében), h_{y1} (higroszkóposság) meghatározása (minden talajminta esetében)*
j) Talajvíz kémiai összetétele	r) EC, pH (minden talajvízminta esetében)	v) EC, pH, pNa, pCl (minden talajvízminta esetében), anion és kation vizsgálat (csak MK esetében)
<i>D. Biológiai tényezők</i>		
k) Párolgási kapacitás: magas, pl: erdő; alacsony, pl: gyepek	s) Erdőfelmérés (egységnyi területen a fák magasságának és mellmagassági törzskerületének felvétele) - biomassa kiszámítása (fatérfogat függvény alapján, a fafaj, a magasság és a törzsátmérő ismeretében)**	
l) Sótűrő képesség: sótoleráns, sóérzékeny növény		w) Szakirodalomból
<i>E. Talajtani tényezők</i>		
EC pH pNa*** pCl*** CaCO ₃ m) Szerves C	t) pH és EC mérő elektród	
		x) Ionszelektív elektród y) Scheibler-féle kalciméter z) Tyurin módszer

Megjegyzés: MK: monitoring kutak; *A higroszkóposság a $1,6 \times 10^6$ cm tenzió ellenében a talajban visszatartott víztartalomra vonatkozik (DI GLÉRIA et al., 1957). Értéke a talaj agyagtartalmával arányos. **Ezen adatok felhasználásával becsülhetjük a talajvízfogyasztás mértékét és az adott erdő által a talajvízből elpárologtatott vízmennyiséget GRIBOVSKI et al. (2008) módszere alapján. ***pNa, pCl: az adott ion (Na, Cl) koncentrációjának negatív, 10-es alapú logaritmus

A talajvízszint monitoring kutakat 1 m-rel a talajvízszint alá mélyítettük és 80 mm átmérőjű, szűrővel ellátott PVC csöveket telepítettünk a furatokba. A talajvízszinteket (Dataqua, DA-LUB 222 típusú) talajvíz nyomásmérő egység, a meteorolo-

lógiai adatokat (az EWS Bt. által gyártott Hyga modell) adatgyűjtő egység gyűjtötte össze és tárolta 15 perces mérésközökkel. Az erdők és kontrollterületek talajvíz-szintjeinek összehasonlítását a kútfej kiállások közötti felszíni magasságkülönbségek figyelembe vételével végeztük.

A talajvízfogyasztással összefüggő evapotranszpiráció (ET) meghatározása a GRIBOVSKI és munkatársai (2008) munkájában leírt becslési technika alapján történt, amely a napi talajvízszint-ingadozást veszi alapul, továbbfejlesztve a WHITE-féle (1932) ET becslő módszert. Az összehasonlító referencia értékek a meteorológiai adatállomány alapján kiszámolt Penman–Monteith-féle (füves referencia felszínre vonatkozó) evapotranszpirációs ráta értékei (ET_{PM}) (ALLEN et al., 1998).

A kontroll- és az erdősített állományok átlagos talaj sótartalmát (dS·m⁻¹) három mélységben (0–1 m, 1 m – talajvízszint és 0 m – talajvízszint) vizsgáltuk egyutas varianciaanalízis (ANOVA) alkalmazásával.

Kiszámítottuk három származtatott érték:

- az erdők és a kontrollterületek talajvízszint különbsége,
- az erdők és kontrollterületek talajvíz sótartalom-különbsége,
- az erdők és kontrollterületek talaj sótartalom-különbsége

és a különböző fafajok biomasszája között a korrelációs együttható értékét. A korrelációs együtthatók mellett azok szignifikancia szintjeit is jelöltük. Lineáris regresszióval elemeztük a biomassa, illetve az állománykor összefüggését az erdő- és kontrollállományok talajainak sótartalom-különbségével. A statisztikai elemzést az SPSS program 17 verziójával végeztük.

Vizsgálati eredmények

A telepített erdő és legelő/szántóföld (kontroll) összehasonlításakor kiterjedt talajvízszint-csökkenést és a talajban, illetve a talajvízben a sótartalom megnövekedését tapasztaltuk az erdőállomány alatt (3. táblázat).

Az átlagos talajsótartalom-különbség az erdősített és a lágyszárú állomány között szignifikáns volt ($p < 0,05$) a három vizsgált mélységtartományban (4. táblázat).

3. táblázat

Az erdő- és kontrollállományok közötti különbségekre vonatkozó hipotézist alátámasztó esetek száma

(1) Hipotézis	(2) Fafaj			(6) Összesen
	(3) Nyár	(4) Kocsányos tölgy	(5) Akác	
a) Esetszám	12	5	14	31
b) Erdők alatt a ...				
c) ... talajvíz mélyebb	9 (12)	4 (5)	10 (14)	23 (31)
d) ... talaj sótartalom nagyobb	6 (11)	2 (5)	7 (11)	15 (27)
e) ... talajvíz sótartalom nagyobb	10 (12)	4 (5)	11 (13)	25 (30)

Megjegyzés: az adott paraméterre mért összes esetszámot zárójelben közöljük

4. táblázat

Az erdő- és a kontrollállományok átlagos talaj sótartalmának ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) alakulása a vizsgált mélységekenként

(1) Mélység	(2)	(3)	(5)
	Erdő-	Kontroll-	Sznifnif- kancia
	(4) állomány		
0–1 m	0,106	0,147	0,008
1 m – Talajvízszint	0,198	0,145	0,001
0 m – Talajvízszint	0,176	0,142	0,016

A legnagyobb sótartalom-különbség ($0,053 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) az „1 m – talajvízszint” mélységtartományban volt megfigyelhető, ahol a fák gyökereinek legnagyobb része elhelyezkedik. A felső 1 m-ben fordított trend volt jellemző, az erdőállomány talajának sótartalma volt kisebb ($-0,041 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$), de nem elég csekély ahhoz, hogy kompenzálja az altalajban lévő sófelhalmozódást, így a teljes profil nettó sótartalom-növekedést mutatott ($0,034 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$). A három vizsgált fafajt külön-külön elemezve, az erdő és a kontrollvegetáció átlagos talaj sótartalmában megmutatkozó különbségek a felszíntől a talajvízszintig a teljes profil mentén nyár > tölgy > akác sorrendben (rendre: $0,0484$; $0,0304$ és $0,0246 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$) egyre csökkenő tendenciát mutattak. Azonban fafajonként az erdő és kontroll talaj sótartalom-különbségek nem voltak szignifikánsak (4. táblázat).

Kiszámoltuk, hogy a vízfelvétel hogyan befolyásolja a sófelhalmozódást az erdőtag alatt. Ehhez az 1. táblázatban közölt vízfelvétel értékét (SZODFRIDT, 1993) elosztottuk az erdő- és kontrolltalaj átlagos sótartalom-különbségével fafajonként. A három vizsgált fafajra külön-külön kiszámolt hányadosok értékei hasonlóak voltak: 14 , 14 és $11 \text{ m}^2\cdot\text{dS}^{-1}$ a nyár, a tölgy és az akác esetében. Ezek az előzetes eredmények arra utalnak, hogy a vízfelvétel mértéke a legvalószínűbb faktor, amely hatással van a felszín alatti sófelhalmozódásra jelen körülmények között.

Mivel a három származtatott változó (az erdők és a kontrollterületek talajvízszint különbsége; talaj sótartalom-különbsége; talajvíz sótartalom-különbsége) és a biomassa közötti összefüggésvizsgálat a munka legfontosabb része volt, kiszámoltuk a vonatkozó korrelációs koefficiens értékeit. A három vizsgált fafaj biomasszája és az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbsége között volt a legmagasabb a korrelációs koefficiens értéke (5. táblázat). A korrelációs koefficiens értéke az akáctól a nyáron keresztül a tölgyig növekedett (5. táblázat).

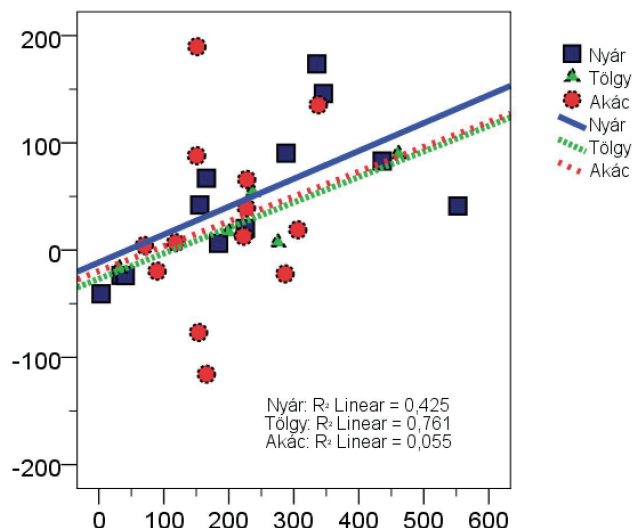
A 2. ábrán a biomassa és az erdő- és kontrollterületek talaj sótartalom-különbségének szórásdiagramja látható. Az ábrán a vizsgált fafajokat külön regressziós egyenesek jelölik – a hozzájuk tartozó determinációs együtthatókkal –, melyek jelzik az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbsége és a biomassa közötti kapcsolatot. A regressziós egyenesek meredeksége a nyár > tölgy > akác sorrendben növekedett, ami megegyezik a vízfelvétel sorrendjével (1. táblázat). Ezért feltételezhetjük, hogy a tanulmányozott három fafajra jellemző vízfelvétel határozza meg a biomassa által az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbségére gyakorolt hatását.

5. táblázat

A három származtatott változó és a vizsgált fafajok biomasszája közötti korrelációs koefficiens értékek

(1) Származtatott változó	(2) Fafaj			(6) Összesen
	(3) Nyár	(4) Kocsányos tölgy	(5) Akác	
a) Esetek száma	12	5	14	31
b) Különbség az erdő- és kontroll-állományok esetében				
c) Talajvízmélység	0,173	0,334	-0,325	0,027
d) Talaj sótartalom	0,652*	0,872 ⁺	0,235	0,480**
e) Talajvíz sótartalom	0,033	0,013	0,849**	0,256

Megjegyzés: Korreláció szignifikáns: ⁺ a 0,10, * a 0,05, illetve **0,01 szinten (2 oldali)

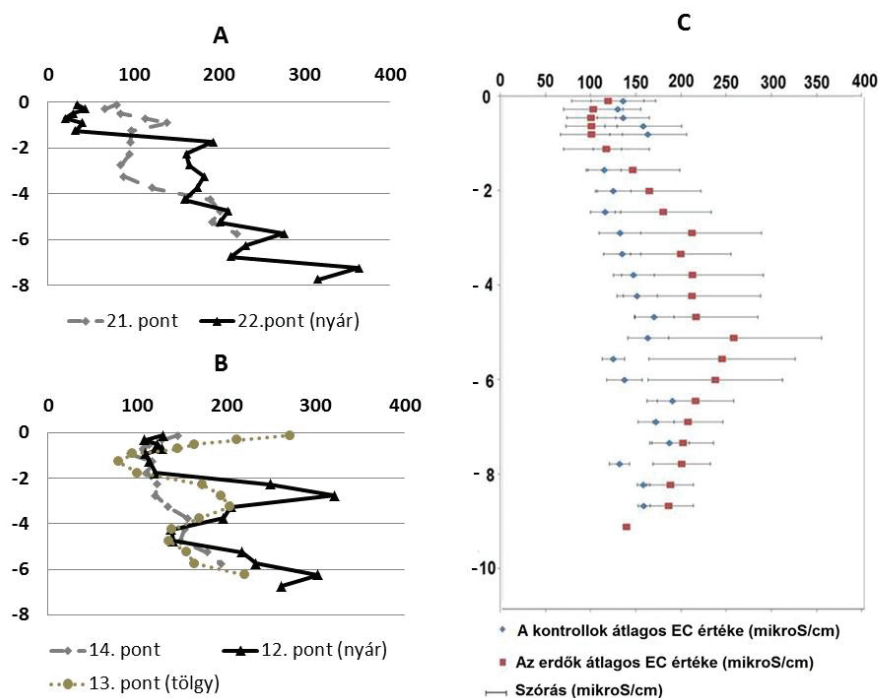


2. ábra

Az erdő biomasszája, valamint az erdő és kontrollterületek talajai közötti átlagos sótartalom-különbség szórásdiagramja. Vízszintes tengely: Biomassza, $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Függőleges tengely: Sótartalom különbség az erdő és a kontroll talaja között, $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$

A mélyebb talajrétegekben a fák nagyobb mértékű vízfelvétele magyarázza a nagyobb sótartalom megjelenését (3. ábra). A 3A. ábra illusztrálja azt a tipikus szituációt, amikor a kontrollhoz képest az erdő talajának felső rétege (0–1,5 m) kilúgzódott, de a mélyebb rétegben (2–4 m) már oldottanyag-felhalmozódást mutat a kontrollhoz képest. A 3B. ábra megmutatja, hogy az egymáshoz közel elhelyez-



3. ábra

Az erdő és kontrollterületek talajainak tipikus vezetőképességi (EC, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) mélységprofilja két monitorozott mintaterületen (A. Hajdúsámson és B. Jászfelsőszentgyörgy), valamint az erdősitett és kontroll mintapontok átlagos talaj EC értékeinek ($n = 31$) mélységprofilja (C). Vízszintes tengely: (EC, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Függőleges tengely: Mélység, m

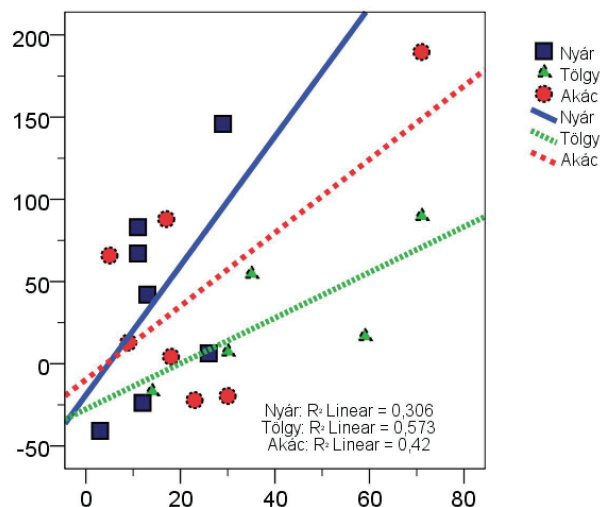
kedő két erdőállomány alatt jelentős oldottanyag-felhalmozódás figyelhető meg a talaj mélyebb rétegében (3, ill. 4 m-en). Az összes vizsgált erdő- ($n = 31$) és kontrollállomány ($n = 14$) alatt mért átlagos vezetőképesség-érték és az átlagok szórása a 3C. ábrán kirajzolja az erdő- és kontrollterületek talajának jellemző sóprofilját. A telepített erdők feltalajában kisebb a sótartalom, mint a füves vegetáció esetében, 1,5 m-es mélység alatt pedig fordított a helyzet, és 3, ill. 5 m mélységben a kontrollhoz képest sófelhalmozódás figyelhető meg. Ezek a sómaximumok párhuzamba állíthatók az adott vegetációs típus gyökerezési mélységével és a vízfelvétel helyével.

A legnagyobb vízigénnyel, vízfelvétellel és növekedési eréllyel jellemezhető nyárültetvényeket – melyeknél a fentiek alapján a legintenzívebb sófelhalmozódást vártuk – tovább vizsgáltuk, hogy kimutassuk az erdő- és kontrollterületek talajvízszint-különbségének, ill. az erdő- és kontrolltalaj sótartalom-különbségének sófelhalmozódásra gyakorolt hatását. A biomassa és a nyárerdők és kontrollterületek átlagos sótartalom-különbsége közötti összefüggés közel lineárisnak adódott.

A talaj fizikai féleségét, mint befolyásoló tényezőt vizsgálva megállapítottuk, hogy a kiugró értékek homok textúrájú talajok esetén jelentkeznek, mivel homoktalajokban igen gyors a talajvíz mozgása és mind a kimosódás, mind a kapillaris vízemelés viszonylag gyorsan lejártszódik, másfelől a kapillaris vízemelés magassága kicsi. A homok textúra ezen hatását tovább vizsgáltuk a nyárfák biomasszájának és a nyárerdő és a kontrollterület talajvízmélység-különbségének szórásgörbéje elemzésével (TÓTH et al., 2014). Ebben az esetben is a homok textúrájú pontok voltak a kiugró értékek, mely alátámasztotta az előzetes megfigyelésünket: a finomabb mechanikai összetételű talajok esetén a sófelhalmozódás/talajvízszint-depresszió és a biomassa között szorosabb lineáris kapcsolat tapasztalható.

Az állománykor is statisztikailag szignifikáns kapcsolatot mutatott az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbségével (4. ábra). Tehát az idősebb állományok a talajban nagyobb mennyiségű sót halmoznak fel. A három vizsgált fafaj regressziós modellje nem volt szignifikáns a $p < 0,05$ szinten, de az egyenletben megjelenő meredekség értéke a nyár $>$ akác $>$ tölgy sorrendet mutatja, amely meggyezik a növekedési erély sorrendjével (1. táblázat).

A 4. ábrán minden vizsgált fafaj külön egyenessel jellemezhető. A teljes adatállományra számolt korrelációs koefficiens 0,466 ($p = 0,044$). Az ábra azt jelzi, hogy a növekedési erély befolyásolja az állománykor hatását az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbségére.



4. ábra

Az állománykor, valamint az erdő- és kontrollterületek talajai közötti átlagos sótartalom-különbség szórásdiagramja. Vízszintes tengely: Erdőállomány kora, év. Függőleges tengely: Sótartalom különbség az erdő- és a kontrollterületek talaja között, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

A talajvízszintre vonatkozó megállapításainkat számszerűen a 3. táblázat foglalja össze. Itt azokat az eseteket tüntettük fel, amikor az erdők adott paraméterének és a kontrollok adott paraméterének különbsége pozitív eredményt adott. Az esetek 74%-ában az erdők alatti talajvízszint mélyebben volt, mint a kontroll lágyszárú vegetáció alatt. Az átlagos talajvízszint $5,10 [\pm 3,00 \text{ SD}]$ m (tölgy), $5,53 [\pm 2,22 \text{ SD}]$ m (nyár) és $6,53 [\pm 1,98 \text{ SD}]$ m (akác) volt. Itt azért az akác talajvízszintje a legalacsonyabb, mert a három vizsgált fafaj közül az akácot ültették a legmagasabb térszíni magasságú termőhelyekre, tehát a mély talajvízszintnek földhasználati oka is van.

A vizsgálati eredmények értékelése

Vizsgálataink szerint az erdő- és kontrolltalajok között feltételezett különbségek beigazolódtak az enyhén sós talajvízű, durva textúrájú alföldi mintaterületeken. Az alkalmazott kísérleti beállítás hasznosnak bizonyult a sófelhalmozódás biológiai tényezőinek vizsgálatához (SZABÓ et al., 2012, ld. 4. ábra). Tanulmányunkban a talajvíz sótartalma kisebb volt, és kisebb mértékű sófelhalmozódást eredményezett, mint amit NOSETTO és munkatársai (2007, 2008) munkája bemutat. Az ültetett erdők felső 1 m-es talajrétegében megmutatkozó kisebb sótartalomból arra következtethetünk, hogy a füves vegetáció és a gabonafélék sekély gyökérrendszere hozzájárulhat az erős lokális talajvízfelvételhez és a vele járó sófelhalmozódáshoz, míg a durvább, mélyebbre nyúló fagyókerek elősegíthetik a kilúgozódást a feltalajban, ahogy azt NOSETTO és munkatársai (2007) leírják. Az erdők és a kontrollterületek alatti sófelhalmozódás ellentétes mélységi eloszlást mutat, mivel az erdők alatt a feltalajban kevesebb, az altalajban több a só, a kontrollterületek alatt a feltalajban több, az altalajban pedig kevesebb a só, ahogy HE és munkatársai (2014) is közlik tanulmányukban. A fafajoknak specifikus hatásuk van a sófelhalmozódásra, amely a vízfelvételükkel és a növekedési erélyükkel arányos. Ezek a gyenge sófelhalmozódással jellemezhető homokterületeken a SZABÓ és munkatársai 2012-ben megjelent dolgozatának 4. ábráján szemléltetett séma módosításra szorul. A sótűrő képesség helyett – ami ilyen csekély sótartalmú terület esetén nem fontos tényező – a növekedési erélyt kellene feltüntetni. Az erdő produktivitásának a talajvízszint alakulásában betöltött szerepét hasonlóan fontos tényezőként emelte ki munkájában LAMBERT és TURNER (2000).

Az evapotranspirációval (ET) kapcsolatosan gyűjtött adataink alátámasztották a hipotézisünket. Összehasonlítottuk az adatokat a NOSETTO és munkatársai (2007) által a Hortobágyon rögzített ET adatokkal és a napi talajvíz fluktuáció alapján számolt talajvíz ET adatokkal tölgyerdő esetében, ami $1,9 \text{ mm} \cdot \text{nap}^{-1}$ – $3,2 \text{ mm} \cdot \text{nap}^{-1}$ volt. Abban a vizsgálatssorozatban a talajvízszintek jelentősen mélyebbek voltak (átlagosan 5 m) és a mérési periódus ősszel volt, tehát a mi esetünkben magasabb értékeket mértünk. BUTLER és munkatársai (2007) folyamatos talajvízszint-megfigyeléssel meghatározták a talajvíz ET-ját (a napi ingadozás módszerét alkalmazva), ami $2,9$ – $9,3 \text{ mm} \cdot \text{nap}^{-1}$ -nak adódott vegyes vegetációs típus esetében. A talajvízszintek a felszíntől számított $0,3$ és $3,4$ m között voltak, a számított

talajvíz ET értékek közel álltak az összes ET értékekhez hasonlóképpen, mint az általunk vizsgált esetben.

A három vizsgált fajjal eltérő fiziológiai tulajdonságokkal rendelkezik, de ennél is nagyobb különbségeket találunk a pampán jellemző fajokkal, pl. eukaliptusszal történő összehasonlításakor. Az eukaliptusz sótűrése körülbelül kétszer nagyobb, mint a tölgyé (NOSETTO et al., 2008; ld. 1. táblázat), ami az Alföld legnagyobb sótűrőképességű erdőtípusa. A NOSETTO és munkatársai (2008) által leírt argentin esettanulmányhoz viszonyítva, ahol az örökzöld eukaliptusz és fenyőerdők majdnem folyamatos felfelé irányuló talajvízmozgást idéznek elő nagy növekedési erélyük és évi 1100–1500 mm-es talajvízfelvételük következtében, Magyarországon – kivéve a hosszú ideig tartó esőzések vagy áradások miatti beszivárgást – a felhalmozódott sók részben kilúgozódnak.

A növekedési erély eltérése lényeges különbséget idéz elő a NOSETTO és munkatársai (2008) által bemutatott argentin és az általunk vizsgált magyar viszonyok között. A talajvízszint visszatöltődésének oka lehet a lombozat teljes elvesztése a nyugalmi periódusban, elősegítve az őszi, téli és kora tavaszi csapadékvíz beszivárgását a telepített erdők csekély aljnövényzetén keresztül. Mivel a füves területeken a lágyszárú vegetáció, illetve az alom teljes takarást biztosít, nem meglepő, hogy a kontrollállományok talajvízszintje a nyugalmi periódusban mélyebben helyezkedik el. A talajvízmozgás irányának a nyári felfelé irányulóról a téli lefelé irányulóra történő változása komoly következményekkel járhat az altalajban bekövetkező sófelhalmozódás szempontjából, mint ahogy azt LAMBERT és TURNER (2000) is feltételezte.

Következtetések

Azokon a területeken, ahol a hidrológiai mérleg egyensúlyban van, mindennemű vegetáció-változás nagy hidrológiai hatást okozhat. A szubhumid klímájú magyar Alföldön a kevésbé talajvízfogyasztó állományról (gyep és szántóföld) a nagyobb talajvízfogyasztású vegetációs típusra (erdő) történő területhasználat-váltás talajvízszint-csökkenést és a talaj, ill. talajvíz sótartalmának növekedését eredményezheti.

A megállapításaink egyeznek a fák hidrológiai hatásaira vonatkozó általános irányadó hipotézissel, azaz 31 esetből 23 erdőállomány esetében a talajvízszint mélyebben helyezkedett el, mint a fátlan kontrollterület alatt. Gyengébb bizonyítékot (az esetek 56%-a) találtunk a talaj sófelhalmozódásra vonatkozó hipotézisünkre (3. táblázat). Az átlagos talaj sótartalom értékek és a talajvízszint általános összehasonlítása igazolta a hipotézisünket azzal kapcsolatban, hogy az erdőtelepítés növeli a talaj átlagos sótartalmát, de ez nagyon kis mértékű ahhoz képest, amit NOSETTO és munkatársai (2007, ld. 2. ábra; 2008, ld. 3B. ábra) közöltek. A mélyebb talajrétegekben a fák nagyobb mértékű vízfelvétele magyarázza a nagyobb sótartalom megjelenését (3. ábra).

Igazoltuk, hogy a durvább fizikai talajféleségű és kisebb talajvíz sótartalommal rendelkező területeken telepített erdőállományok kevésbé érzékenyek az erdőtelepítés hidrológiai hatásaira, mint a pampa területeken található. Az erdőállományok

alatti sófelhalmozódás mértéke nem jelent veszélyt az állományra, hiszen a talajvíz eredeti sókoncentrációja sokkal kisebb, mint Magyarország és Argentína jellemző agyagos textúrájú területein. Emellett a nyugalmi periódusban a talajvízáramlás irányának megváltozása (lefelé irányuló vízáramlás) elősegíti a sók kilúgzását a talajszelvényből, megakadályozva a nagymértékű sófelhalmozódást az alföldi területeken.

A három vizsgált fafajra jellemző talajvízfelvétel határozza meg a biomassza hatását az erdő- és kontrollterület talajának sótartalom-különbségére. A sófelhalmozódás legjobb magyarázó tényezője az erdő biomasszája. Ez arra utal, hogy az erdőállomány alatti sófelhalmozódás folyamatának fő kiváltó tényezője a fák kumulatív vízfelhasználása, ami LAMBERT és TURNER (2000) hipotézisét is alátámasztja. A fák gyorsabb növekedése tehát nagyobb mértékű sófelhalmozódást eredményez. Ez az eredmény rámutat arra, hogy nagyobb mértékű sófelhalmozódás kockázata esetén a gazdálkodónak mérlegelnie kell, hogy mi a prioritás: a fatermelés mennyiségi növelése vagy a sófelhalmozódás kockázatának minimalizálása (ami a további állományok telepítésének alapfeltétele).

Az erdőállomány kora is statisztikailag szignifikáns kapcsolatot mutat az erdő- és kontrollterületek talajának sótartalom-különbségével. A fafajok közötti különbségek mögött a fák eltérő növekedési erélye áll. A fák morfológiai eltéréseinek szintén lehet hatása, mert az adatok alapján a nyár és a tölgy mélyre hatoló gyökerei (LUCOT & BRUCKERT, 1992; JOHANSSON & HJELM, 2012) elősegítik a talajvíz felvételét. Ezzel ellentétben az akác esetében a sekélyen szétterülő gyökerek (KERESZTESI, 1968) nem segítik elő a talajvíz felvételét, sőt, kifejezetten a telítetlen talajzónában terjeszkednek.

Kimutattuk, hogy a talajvíz ingadozási zónájában a talaj fizikai félesége befolyásolja az erdőállomány talajvízből történő vízfelvételét. A durvább fizikai féleség osztályok (durva homok és homok) korlátozzák a növények nettó (lefelé irányuló – felfelé irányuló) talajvíz felhasználását, ennek következményeképpen: 1. kevésbé jellemző a sófelhalmozódás, 2. kisebb a talajvízszint-csökkenés mértéke, és 3. nem mutatható ki talajvízszint-ingadozás.

Összefoglalás

Az alföldi üledékes síkságon, szubhumid klímán a füves területek és szántók helyén telepített erdők erőteljes hatást gyakorolnak a talajtani közegre, a talajvíztükör szintjére és mozgására. A fák mély gyökerezése és a korábbi vegetációnál jelentősen nagyobb vízfelvétele elősegíti a sótartalom-növekedést az altalajban, illetve a talajvízszint-csökkenést. Az erdőtelepítés globális szinten ugrásszerűen megnövekedett, Magyarországon az erdők területének növekedése elérte az évi 15.000 ha-os rátát. A telepítések főleg az Alföldet érintették, ahol az erdők részben sekély talajvízű területek gyepeit és szántóit váltották fel.

Kutatásunk során alföldszerte 31 erdő–kontroll furatpár esetében talajtani, hidrológiai és biológiai terepi megfigyeléseket végeztünk, beleértve a megütött talajvízszint észlelést, a talajvíz sótartalom vizsgálatát, a földtani közeg rétegződésének

leírását és a fafaj, valamint az állomány korának rögzítését. Ezen kívül talajvízszint megfigyelő kúthálózatot telepítettünk és laboratóriumban vizsgáltuk a talaj és talajvíz kémiai sajátosságait.

A telepített erdők esetében a biomassa pozitív összefüggést mutatott a talaj sófelhalmozódásának mértékével, amit a fafaj (nyár > tölgy > akác) és az állománykor befolyásolt. A három vizsgált fafaj között megmutatkozó különbségek a fák eltérő növekedési erélyével és párologtatásával mutatnak összefüggést.

Hazánkban a téli időszakban megfigyelhető, lefelé irányuló mély csapadék-beszívargás a sók kimosódását eredményezi, így a sófelhalmozódás mértéke kisebb volt a talajban, mint a vizsgált, hasonló környezeti feltételekkel, de melegebb klímával rendelkező argentin pampa területeken.

Kulcsszavak: sófelhalmozódás, biomassa, vízfelvétel, talajvízszint

Jelen tanulmány a szerzők *Annals of Botany Plants* által elfogadott angol nyelvű cikkének (TÓTH et al., 2014) rövidített magyar változata.

A kutatás az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok NN 79835 és az EU COST FA0901 támogatásával jött létre.

Irodalom

- ALLEN, R. G. et al., 1998. Crop Evapotranspiration – Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO. Rome.
- ANDRASEVITS, Z., BUZÁS, GY. & SCHIBERNA, E., 2005. Current afforestation practice and expected trends on family farms in West Hungary. *Journal of Central European Agriculture*. **5**. 297–302.
- BUTLER, J. J. et al., 2007. A field investigation of phreatophyte-induced fluctuations in the water table. *Water Resour. Res.* **43**. W02404. doi:10.1029/2005WR004627.
- CALDER, I. R., 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology*. **18**. 625–631.
- DI GLÉRIA, J., KLIMES-SZMIK, A. & DVORACEK, M., 1957. Talajfizika és talajkolloidika. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- EC, 1999. Council Regulation (EC) No. 1257/1999. On support for rural development from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund (EAGGF) and amending and repealing certain Regulations.
- EEC, 1992. Council Regulation (EEC) No. 2080/92. Instituting a Community Scheme for Forestry Measures in Agriculture. *Official Journal*. **215**. 96–99.
- FÜHRER E. & JÁRÓ Z., 2005. Az erdővagyon bővítése a mezőgazdaságilag gazdaságosan nem hasznosított földterületek beerdősítésével. In: Erdő-fa hasznosítás Magyarországon. (Szerk.: MOLNÁR S.) 130–136. NyME FMK. Sopron.
- GÖBÖLÖS A., 2002. A „vízhiányos” erdőgazdálkodás kérdései a Duna–Tisza közti homokháton. *Hidrológiai Közlöny*. **82**. 324–326.
- GRIBOVSKI, Z. et al., 2008. Riparian zone evapotranspiration estimation from diurnal groundwater level fluctuations. *Journal of Hydrology*. **349**. 6–17.

- GRIBOVSKI, Z. et al., 2013. Comparison of an oak forest and of a pasture groundwater uptake and salt dynamics on the Hungarian Great Plain. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. **10**. (1) 103–114.
- HE, BIN et al., 2014. Spatial and seasonal variations of soil salinity following vegetation restoration in coastal saline land in eastern China. *Catena*. **118**. 147–153.
- IJJÁSZ E., 1939. A fatenyészet és az altalajvíz, különös tekintettel a nagyalföldi viszonyokra. *Erdészeti Kísérletek*. **42**. 1–107.
- JOBBÁGY, E. G. & JACKSON, R. B., 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*. **10**. 1299–1312.
- JOBBÁGY, E. G. & JACKSON, R. B., 2007. Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research*. **112**. 2156–2202.
- JOBBÁGY, E. G. et al., 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*. **10**. (2) 109–124.
- JOHANSSON, T. & HJELM, B., 2012. Stump and root biomass of poplar stands. *Forests*. **3**. 166–178.
- KERESZTESI, B., 1968. Morphological characteristics of the Robinia root system on different sites of the Great Hungarian Plain. In: *Int. Symp. Methods of Productivity Studies in Root Systems and Rhizosphere Organisms*, Moscow, 28 August–12 Sept. 1968. 86–95. Nauka. Leningrad.
- KUTI L., 1981. Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét. MÁFI. Budapest.
- KUTI L., 1982. Az Alföld földtani atlasza. Debrecen-Nyírábrány. (Kézirat)
- KUTI L., 1984. Az Alföld földtani atlasza. Mátészalka. (Kézirat)
- KUTI L., 1986. Az Alföld földtani atlasza. Dabas. MÁFI. Budapest.
- LAMBERT, M. & TURNER, J., 2000. *Commercial Forest Plantations on Saline Lands*. CSIRO Publishing. Collingwood.
- LUCOT, E. & BRUCKERT, S. 1992. Common oak (*Quercus robur*) root system organisation developed without restricting edaphic conditions (colluvial leached brown soil). *Annales des Sciences Forestieres*. **49**. 465–479.
- MAGYAR P., 1961. Alföldfásítás II. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- MAJOR P., 2002. Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra. *Hidr. Közl.* **82**. 319–324.
- MARKÓ A., 2014. Ipari nyár ültetvények környezeti hatása mezőgazdasági területeken. A Magyar Talajtani Társaság ülése. Keszthely. (Megjelenés alatt)
- NOSETTO, M. D. & JOBBÁGY, E. G., 2014. Plantaciones forestales: Sus servicios e impactos hidrológicos. *Producción Forestal*. **8**. 18–20.
- NOSETTO, M. D., JOBBÁGY, E. G. & PARUELO, J. M., 2005. Land use change and water losses. The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology*. **11**. 1101–1117.
- NOSETTO, M. D. et al., 2007. The effects of tree establishment on water and salt dynamics in naturally salt-affected grasslands. *Oecologia*. **152**. 695–705.
- NOSETTO, M. D. et al., 2008. Regional patterns and controls of ecosystem salinization with grassland afforestation along a rainfall gradient. *Global Biogeochemical Cycles*. **22**. (2) 1–12. doi:10.1029/2007GB003000.
- STANDOVÁR T. (szerk). 2012. Erdők a világban, Európában és Magyarországon. *Erdészeti Lapok*. **147**. (1) 1–36.
- SZABÓ A. et al., 2012. Erdők hatása a talaj és altalaj sóforgalmára, valamint a talajvíz szintjére. *Agrokémia és Talajtan*. **61**. 195–209.
- SZODFRIDT I., 1993. *Erdészeti termőhelyismeret-tan*. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

- TÓTH, T. et al., 2001. Use of digitalized hydrogeological maps for evaluation of salt-affected soils of large areas. *Arid Land Research and Management*. **15**. 329–346.
- TÓTH, T. et al., 2014. Influence of lowland forests on subsurface salt accumulation in shallow groundwater areas. *AoB Plants*. (2014) 6: plu054. doi:10.1093
- UNEP, 1992. *World Atlas of Desertification*. Edward Arnold. London, UK.
- WHITE, W. N., 1932. Method of estimating groundwater supplies based on discharge by plants and evaporation from soil – results of investigation in Escalante Valley Utah. US Geological Survey. Water Supply Paper 659. (A) 1–105.

Érkezett: 2014. szeptember 8.

Effect of forest plantations on subsurface salt accumulation in lowlands with shallow groundwater

¹K. BALOG, ²Z. GRIBOVSKI, ¹A. SZABÓ, ³E. JOBBÁGY, ³M. NOSETTO,
⁴L. KUTI, ¹L. PÁSZTOR and ¹T. TÓTH

¹Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Budapest, ²Institute of Geomatics and Civil Engineering, University of West Hungary, Sopron, ³CONICET, IMASL-Universidad Nacional de San Luis, Grupo de Estudios Ambientales, San Luis, ⁴Geological and Geophysical Institute of Hungary, Budapest

Summary

The forests that have replaced grasslands and croplands on the sedimentary plain of the Great Hungarian Plain, in a sub-humid climate, have a strong impact not only on the soil, but also on the level and movement of the groundwater table. Subsurface salt accumulation and groundwater depletion are facilitated by the significantly greater water uptake of deep-rooted trees. Forest cover has significantly increased worldwide. In Hungary, the increase in newly forested areas has reached an annual rate of 15,000 hectares. The majority of forests have been planted on lowlands with a shallow water table.

A detailed pedological, hydrological and biological field survey was carried out on 31 pairs of forest and control stands. The investigation focused on water table depth and salinity, subsoil layering, tree species and stand age. In addition, a well network was installed to observe the groundwater level. Chemical characteristics of the soil and groundwater were analyzed in the laboratory.

Total tree biomass was positively correlated with the rate of subsoil salt accumulation in the plantations, which was influenced by the tree species (Poplar > Common oak > Black Locust) and stand age. The mechanism behind the differences between the three tree species seems to be based on differences in growth vigour and evapotranspiration.

Due to the seasonal reversal in the direction of groundwater movement in Hungary, the conditions allow regular leaching to take place and may result in less salt accumulation than in the "Pampas" examined in Argentina, which have similar environmental conditions, but a warmer climate.

Table 1. Main parameters of the tree species examined, based on GÖBÖLÖS (2002), MAGYAR (1961) and SZODFRIDT (1993). (1) Characteristics. a) Scientific name, b) Climatic requirements, c) Water requirements, d) Optimal water table depth, cm, e) Soil texture, f) Salt tolerance, dS·m⁻¹, g) Water uptake, mm per vegetation period, h) Rotation length, years, i) Growth vigour. (2) Tree species. (3) Common oak. j) No restrictions, k) High, l) Slow. (4) Black locust. m) Not cold, n) Unsaturated soil, o) Not required, p) Sand, r) Fast. (5) Poplar. s) Not cool, t) Very fast.

Table 2. Measurement methods and parameters. (1) Parameter. A. Climatic factors. a) Precipitation, b) Wind speed, c) Relative humidity, d) Solar radiation, e) Air temperature. B. Hydrological factors. f) Geomorphology, g) Shallow or deep groundwater level,

h) Temporal fluctuation in water table level (short-term, long-term). C. Lithology. i) Water retention and permeability of soil, j) Chemical composition of the groundwater. D. Biological factors. k) Evapotranspiration capacity: high e.g. forest, low e.g. grassland, l) Salt tolerance: salt-tolerant or salt-sensitive plants. E. Soil factors. m) Organic carbon. (2) Measurement method. (3) Field measurement. n) Measurements at meteorological stations (only at selected monitoring wells), o) Water table level found during boring and stabilized after boring, p) Continuous monitoring of water table level at 7 sample sites – time-series of water table level data, q) k factor – Saturated soil conductivity estimation (only at monitoring wells) – calculation of effective porosity, r) EC (electrical conductivity), pH (from all groundwater samples), s) Forest assessment (tree height measurement, trunk circumference measurement at a height of 130 cm) – total biomass calculation (based on wood capacity curves for known tree species, tree height and trunk circumference)***, t) With pH and EC electrodes (in 1:2.5 soil:water suspension). (4) Laboratory measurements. u) Determination of soil particle size distribution with a pipette (only at monitoring wells), hy_1 (hygroscopicity)*, v) EC, pH, pNa, pCl (from all groundwater samples), concentrations of main anions and cations (only at monitoring wells), w) From publications, x) With an ion-selective electrode (in the above suspension), y) Scheibler calcimeter, z) Tyurin method. *Remark:* *Hygroscopicity in terms of the water content retained in the soil against a tension of 1.6×10^6 cm (DI GLÉRIA et al., 1962). This value is proportional to the clay content of the soil. **These data allow the groundwater consumption and vaporized groundwater quantity of the forest to be estimated, according to the method of GRIBOVSKÍ et al. (2008). ***pNa, pCl: negative, base 10 logarithm of the concentration of the given ions (Na, Cl).

Table 3. Number of cases supporting the hypothesis (differences between forests and control plots). (1) Hypothesis. a) Total number of cases, b) Beneath plantations: c) the water table is deeper, d) soil salinity is higher, e) groundwater salinity is higher. (2) Tree species. (3) Poplar. (4) Common oak. (5) Black locust. (6) Total. *Remark:* The total number of cases for a given parameter is given in brackets.

Table 4. Average soil salinity ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$) of the control and forest stands at different depths. (1) Depth: 0–1 m, 1 m – water table depth, 0 m – water table depth (2) Forest. (3) Control. (4) Stand. (5) Significance.

Table 5. Values of correlation coefficients between the three derived variables and the total biomass of the investigated tree species. (1) Derived variable. a) Total number of cases, b) Difference between the forest and control stands in the case of c) groundwater level, d) soil salinity, (d) salt content of groundwater. (2) Tree species. (3) Poplar. (4) Common oak. (5) Black locust. (6) Total. *Remark:* Correlation significant at the $^{+}0.10$ level, $^{*}0.05$ level, $^{**}0.01$ level (two-tailed).

Fig. 1. Location of sample areas on the Great Hungarian Plain. Sampling regions: A. Nyírség. B. Hajdúság. C. Jászság. D. Kiskunság. E. Middle-Danube Region. Markers: Squares: monitoring wells + meteorological stations, Triangles: monitoring wells, Dots: sampling boreholes (not monitored).

Fig. 2. Scatterplot of tree biomass (horizontal axis [$\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$]) and difference between the average soil salinity of forested and control stands (vertical axis, [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]). Tree species: Squares and solid line: Poplar, Triangles and dashed line: Common oak, Circles and dotted line: Black locust.

Fig. 3. Typical depth profile of forest versus control EC values at two monitoring sites (A, B), and the depth profile of average EC values in the forested and control plots (C) (n=31). Horizontal axis: EC ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), Vertical axis: depth (m). A. Hajdúsámson: point 21 – Control, point 22 – Poplar. B. Jászfelsőszentgyörgy: point 14 – Control, point 13 – Common oak, point 12 – Poplar. C. Average EC values of controls (circles), forests (squares). Horizontal section – variance.

Fig. 4. Scatterplot of stand age (horizontal axis, year) and difference between the average soil salinity of forested and control stands (vertical axis, $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Tree species: Squares and solid line: Poplar; triangles and dashed line: Common oak; circles and dotted line: Black locust.