

## A homokfásítás alkonya és az ártérfásítás hajnala

Tölgyesi Csaba<sup>1,2\*</sup>, Bátori Zoltán<sup>1</sup>, Deák Balázs<sup>3</sup>, Erdős László<sup>2,4</sup>,  
Hábenczyus Alida Anna<sup>1</sup>, Kukla Luca Sára<sup>1</sup>, Török Péter<sup>2,5</sup>,  
Valkó Orsolya<sup>3</sup> és Kelemen András<sup>5,6</sup>

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6726 Szeged, Közép fasor 52.

<sup>2</sup>MTA-DE Lendület Funkcionális és Restaurációs Ökológiai Kutatócsoport, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>3</sup>Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

<sup>4</sup>Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Kísérletes Vegetációökológiai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

<sup>5</sup>Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1.

<sup>6</sup>Horizont Természetvédelmi és Tudományos Egyesület, 4032 Debrecen, Hollós u. 8.

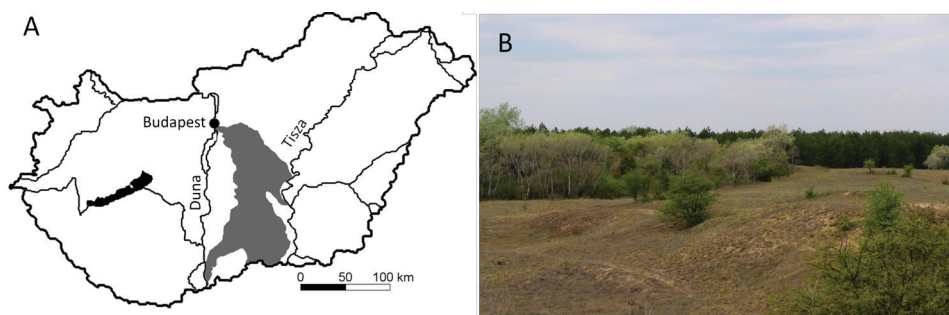
\*E-mail: [festuca7@yahoo.com](mailto:festuca7@yahoo.com)

**Összefoglaló:** A Duna-Tisza közti homokhátságon az 1970-es évektől jelentős szárazodás figyelhető meg, mely veszélyezteti a térség gazdasági termelékenységét és a vizigényes élőhelyek fennmaradását. Jelenleg nincs konszenzus a szárazodást kiváltó tényezők egymáshoz viszonyított szerepéről. A legellentmondásosabb a homokfásítás kérdése, mely a homoki erdőgazdálkodás nagy múltja miatt „tabunak” számít. Jelen munkánkban a homokhátság erdeinek hidrológiai hatásait tekintjük át, és levezetjük, hogy negatív vízmérleget generálnak, így szárító hatásuk megkérdőjelezhetetlen. Míg több, a szárazodásban közrejátszó tényező szerepe csökkenő tendenciát mutat, a homoki erdők arányában növekszik, így új erdők telepítése nem ajánlott, sőt, az erdőborítás csökkentése indokolt a letermelésre kerülő faültetvények újratelepítésének mellőzésével. A fásítás súlypontját folyóink ártereibe érdemes áthelyezni, melynek együtt kellene járnia azok kibővítésével, azaz az árterek részleges restaurációjával.

**Kulcsszavak:** Duna-Tisza közti homokhátság, erdősítés, erdős sztyepp, Kiskunság, szárazodás, talajvízszint-csökkenés, regionális vízháztartás

### Bevezetés

A Duna és Tisza folyók közötti alföldi terület középső, 12 000 km<sup>2</sup>-es sávját a környezeténél 30–70 méterrel magasabb Duna-Tisza közti homokhátság alkotja (1. a ábra). Három megyénk, Pest, Bács-Kiskun és Csongrád-Csanád megye osztozik



**1. ábra.** A Duna-Tisza közti homokhátság elhelyezkedése Magyarország területén (a), és a térség természetes, erdős sztyepp jellegű száraz homoki növényzete, mely nyílt homoki gyepekből és cserje-, illetve facsoportokból áll össze (b). A háttérben fenyőültetvény húzódik.

területén, lakossága meghaladja a félmillió főt (Szilágyi és Vorosmarty 1997). A Duna-Tisza közti homokhátság nevét adó, durva szemcsés homok alluviális eredetű üledék, melyet az Ős-Duna hagyott hátra a pleisztocén korban, és a későbbiekben eolikus folyamatok alakították ki mai, döntően homokbuckás felszínét (Molnár 2003). A rossz vízgazdálkodású homoktalaj, kombinálva a szubmediterrán hatás alatt álló kontinentális klímával nem tette lehetővé zárt erdők spontán kialakulását. A régió természetes növényzete erdős sztyepp (Erdős *et al.* 2018), mely erdőfoltok és száraz gyeppoltok mozaikos elrendeződését jelenti (1.b ábra). E növényzeti formáció természetes voltát igazolja a felhagyott erdők fokozatos felnyílása, és az erdős sztyepp fiziognómia kialakulása. Az Ásotthalmi emlékerdő például az erdészeti tevékenységek 1908-as felhagyását követően felnyílásnak indult, és már a szárazodást megelőzően, az 1950-es években is nyílt gyepekkel tarkított facsoportokra tagolódott (Bodrogekőzy 1957, Gaskó 2009, Erdős *et al.* 2015). Másik eklatáns bizonyíték a kiterjedt fátlan vegetáció evolúciós időléptékű jelenlétére a bennszülött gyepi fajok nagy száma, mint például a *Colchicum arenarium* W. et K., *Dianthus diutinus* Kit., *D. serotinus* W. et K. vagy a *Tragopogon floccosus* W. et K. A régióra jellemző erdős sztyepp tájat néhol deflációs mélyedések tarkítják, ahol a talajvíz közelsége, esetenként felszínre bukkanása kisebb-nagyobb vizes és vízi élőhelyek kialakulását is lehetővé tette (Szilágyi *et al.* 2012).

E változatos, de szélsőséges környezeti adottságokkal rendelkező régió évszázadok óta az ökológiai problémák tárházának számít. A török hódoltság során és az azt követő időkben az amúgy is gyér erdők jelentős részét letermelték. Egyes beszámolók szerint több tíz kilométert lehetett megtenni úgy, hogy egyetlen fa sem került az utazó szeme elé (Magyar 1961, Erdős *et al.* 2015). Az őshonos, vagy erdőirtás után másodlagosan kialakult gyepterületeket túllegeltették, mely a talaj erózióját vonta maga után, és így a térség számos pontja nyílt, sivatagokat idéző tájjá alakult. A mozgó homok fenyegette a mezőgazdasági termelést, és

közegészségügyi problémákat jelentett a szálló por. A probléma orvoslását a kor embere a homokfásításban látta (Magyar 1961), mely nézet az elmúlt 200 évben folyamatosan tartotta magát. A faültetvények valóban megkötötték a homokot, és a homok mozgását kiváltó túlzott mértékű legeltetés is háttérbe szorult. A 20. század második felére eltűntek a mozgó homokbuckák, a probléma látszólag megoldódott. Ez olyannyira igaz, hogy napjainkban a homoki gyepekkel borított homokbuckákon jelentős energiabefektetés mellett, mechanikus vegetációeltávolítással tudják csak fenntartani a bemutatási célra szolgáló egy-két mozgó homokbuckát a Kiskunsági Nemzeti Park munkatársai. Mindez jól mutatja, hogy alapvetően a túl intenzív legeltetés felhagyása járult hozzá a homokmozgások megállításához.

Az 1970-es évektől kezdve egy újabb ökológiai probléma merült fel: a régió kiszáradása, mely a talajvíz szintjének drasztikus, máig tartó csökkenésében követhető nyomon (Szilágyi és Vorosmarty 1997, [http1](#)). A homokmozgások viszonylag egyszerűen magyarázható mechanizmusával és sikertörténetnek tekinthető megoldásával ellentétben a szárazodás jóval összetettebb probléma, melynek számos, egymástól független vagy éppen egymással szorosan összefonódó okát feltételezik. A probléma több mint fél évszázada fennáll, de még jelenleg sincs konszenzus az érintett csoportok között, s így nem is történetelt érdemi lépés a megoldásra. A legellentmondásosabb hatótényező maga a homokfásítás, melynek kritikai vizsgálata a homok megkötésében elért sikerek és az utóbbi évek globális lendületet kapott klímavédelmi fásítási kampányai (pl. Bastin *et al.* 2019, Holl és Brancalion 2020) miatt „tabunak” számít. Jól illusztrálják az álláspontot Bolla *et al.* (2014) és Bolla ([http2](#)) munkái, melyekben a fásítás talajvízszintre gyakorolt negatív hatásait érdemi ellenérvek nélkül vetik el. Jelen áttekintő tanulmányban ezt a tabut kívánjuk körüljárni, és rávilágítunk a homokfásítás vízgazdálkodási árnyoldalára, majd mindezt felhasználva egy fenntartható, a globális klíma- és biodiverzitás-védelmi törekvéseknek, illetve a régió gazdasági érdekeinek is megfelelő új stratégiai irányt fogalmazunk meg.

## Talajvízszint-csökkenés a homokhátságon

A homoktalajokra jellemző a gyenge víztartóképeség (Rawls *et al.* 1991), azaz a kötöttebb talajokhoz képest a hulló csapadék gyorsabban le tud jutni a mélyebb zónákba, akár a talajvízig, mielőtt a növényzet felhasználná, vagy passzívan elpárologna a legfelsőbb rétegekből. Ennek következtében a Duna-Tisza közti homokhátságon a magasabb térszínek beszivárgási zónák voltak, míg a mélyebb területeken több térléptékben is feláramlással találkozhattunk. A buckaközök lokális

többletvízhatásnak kitett környezete kis kiterjedésű serevényfüzes és kékperjés élőhelyeket tartott fenn (Molnár 2003). A nagyobb deflációs mélyedések kiterjedtebb üde, vizes vagy vízi élőhelyeket alkottak (pl. a fülöpházi Kondor-tó). A talajvízáramlások végül a hátság pereme felé terelték a nedvességet (Mádl-Szőnyi és Tóth 2009). A nyugati perem mentén egy összefüggő lápvidék, a Turján-vidék és az Őrjeg alakult ki, míg a keleti és déli végeken diffúzabb vagy foltszerű elrendeződést mutató vizes élőhelyek jöttek létre, mint pl. a Dél-Kiskunság semlyékei (Molnár 2003, Ladányi *et al.* 2015). Az áramló talajvíz kapcsolatban áll a mélyebb talajrétegek vízbázisával is, dinamikája így a rétegvizekétől sem független (Erdélyi 1979).

A homokhátság áramló talajvíze fontos szerepet tölt be a tágabb régió élőhelyeinek és mezőgazdasági termelékenységének fenntartásában. Az 1970-es évek során azonban a talajvízszint drasztikus csökkenését kezdték el észlelni, és az 1990-es évekre átlagosan 2-4 méterrel csökkent a szintje. A legtöbb nyílt vizű tó kiszáradt, a lápok és egyéb vizes élőhelyek vízutánpótlása megcsappant, és a mezőgazdasági termelékenység is visszaesett (Major és Neppel 1998, Pálfai 1994, 2010, Szilágyi és Vorosmarty 1997). A 2000-es évek elejétől a csökkenés üteme lassulni látszik, de nem állt meg ([http1](#)). A legmagasabban fekvő buckavidékeken a 20. század derekán mért alapállapotokhoz képest már a hétméteres csökkenés sem ritka (Ladányi *et al.* 2010).

Az 1990-es években, amikor a probléma a legfenyegetőbb volt, intenzív kutatás tárgyát képezte a talajvízszint-csökkenés okainak feltárása. A korabeli publikációk összesen öt tényezőt sorakoztattak fel: (1) klimatikus szárazodás, (2) lecsapoló csatornák vízelvező hatása, (3) talaj- és rétegvíz-kiemelés, (4) a vízzáró rétegek sérülései szénhidrogénforrások után történő próbafúrások során és a (5) homokfásítás (Pálfai 1994). Említésre került még a folyószabályozások hosszú távú hatása is (hullámtérbe szorítás és a meder bevágódása), azonban a homokhátság több tíz méterrel a folyók felett helyezkedik el, és a folyók menti, már a hátságon kívül eső sík területeken alig csökkent a talajvíz szintje (Major és Neppel 1988), így ennek a tényezőnek a hatása nem tűnik megalapozottnak.

A felsorolt tényezők hozzájárulása nehezen, elsősorban közvetett mérési adatokból becsülhető, és egymástól nem is tekinthetők függetlennek. A csökkenésben betöltött részesedések becsülésével ennek ellenére több szerző is próbálkozott. Mivel a homokhátság egyetlen beérkező nedvesség-utánpótlása a hulló csapadék, az 1970-es évektől az 1990-es évekig tartó aszályosabb periódus hatása vitathatatlan; Pálfai (1994) ezt tekinti a legfontosabb tényezőnek. Jelentőségét azonban feltehetően túlbecslik. A hátság mellett elhelyezkedő Solti-síkságon például alig csökkent a talajvíz szintje, noha e fátlan terület időjárása nem különbözött a hátságétól a kérdéses évtizedekben (Major és Neppel, 1998). A csökkenésben tehát az egyéb tényezők is meghatározó szerepet kell, hogy játsszanak.

A Duna-Tisza közti homokhátságot keresztül-kasul szövik a 20. század közepén és második felében létesített vízelvezető csatornák, melyeket a mélyebben fekvő, folyamatos vagy időszakos vízborításnak kitett területek lecsapolására létesítettek (Ujházy és Biró 2018). Feladatukat el is végezték, ennek ellenére jelentőségüket többen kétségbe vonják a regionális talajvízszint-csökkenés kapcsán. Major (1994) például egyetlen csatorna, a Fehértó-Majsai főcsatorna vízhozamából következtet arra, hogy a csatornák csak medrük megközelítőleg 1 km-es körzetében szárítanak, így minimális a hatásuk. Érdeemes azonban még néhány szempontot figyelembe venni: A régió talajvízmozgásai az áramlást fokozó csatornamedrek nélkül is több tíz kilométeres távolságokat hidalnak át, illetve a talajban a víz védve van az evapotranszspirációval szemben, de a csatornába szivárogha ki van téve a mocsári vegetáció és a légkör szárító hatásának. Ezeket is figyelembe véve a csatornák szerepe aligha lehetett elhanyagolható. Továbbá, ha elfogadjuk az egy km-es hatáskörét, a Duna-Tisza közén található összesen 5 000 km hosszúságú csatornahálózat (lásd Tölgyesi *et al.* 2020a), nagyjából 5 000 km<sup>2</sup>-es terület talajvizét aszítja, azaz így is a régió igen jelentős hányadát érinti. Mindazonáltal, a talajvízszint mára számos homokhátsági csatorna medrének a szintje alá süllyedt, így talajvízszint-csökkentő szerepük a 20. század második felében tapasztalható képest vélhetően mérséklődő tendenciát mutat.

Az öntözési és kommunális célra történő talaj- és rétegvíz-kiemelések szerepét többen hangsúlyozzák. Szilágyi és Vorosmarty (1997) modellje szerint e tényező járult hozzá legnagyobb mértékben a talajvízszint-csökkenéshez, azonban kérdéses, hogy mennyire tekinthető elsődleges tényezőnek. A korábbi vizes és vízi élőhelyek mellett számtalan közepesen mély fekvésű, üde élőhelyet is fenntartott a talajvíz, melyek a térség mezőgazdasági művelésre legalkalmasabb területei voltak a sem túl száraz, sem túl nedves viszonyok miatt. A talajvízszint-csökkenéssel értelemszerűen a gyökérszóna nedvességtartalma is csökkent, növelve az öntözés szükségességét, tovább csökkentve a talajvízszintet, mely végül egy negatív spirált generálhat. A talajvízszint és az öntözés így korrelálhat, de nem feltétlenül áll fenn kizárólagos ok-okozati összefüggés, hiszen egyéb szárító tényezők nélkül kevesebb lenne az öntözés is. Az öntözés közvetlen szerepét számszerűsítő eredményeket érdemes tehát némi fenntartással kezelni.

A szénhidrogén-bányászati próbafúrások szerepe az eddigieknél még bizonytalanabb, a talajvízszint-csökkenésben betöltött szerepét érdemben nem becsülték.

Minden hatótényező közül azonban az erdősítés szerepe a legellentmondásosabb, mivel nem csak a hozzájárulás mértékét vitatják, hanem azt is, hogy egyáltalán van-e szárító hatása, sőt, a korábban tárgyaltakkal szemben napjainkban egyre nagyobb területeket érint, a folyamatban lévő fásítási programok következtében. Tanulmányunkban így a fásítás hatásait járjuk körül részletesen.

## Erdőtelepítések hidrológiai hatásai vízhiányos területeken

A homokhátsági erdők és faültetvények (a továbbiakban „erdők”) hidrológiai hatásait a hulló csapadék útjának nyomon követésével lehet megérteni. A csapadék egy részét a lombkorona felfogja, mely végül onnan elpárolog. Ezt intercepciós veszteségnek nevezzük. Értéke éves szinten az örökzöldek esetén nagyobb, a lombhullatók esetében azonban csak lombfakadástól lombhullásig érvényesül érdemben, így esetükben kisebb értékkel számolhatunk. Szodfridt (1993) például a fenyők intercepcióját 20% körülire teszi, míg az akácét 9%-ra, de Major (1974) becslése alapján a fenyőkre 32% adódott, a lombos erdőkre (nemcsak akác) pedig 18%. A nagy különbségek elsődleges oka az lehet, hogy az értékek függnek az állománysűrűségtől, a fák korától, fenológiai állapotától és az aktuális esők intenzitásától (Führer 1992, 1994). Az mindenestre látható, hogy az intercepciós veszteség az amúgy is alacsony csapadékmennyiség egy tekintélyes hányadát érinti.

A csapadék egy további frakcióját a légyszárú szint és az avarréteg fogja fel, mely igen változó a különböző élőhelyeken és erdőtípusokban. Nyílt homoki gyeptérségeken értéke a csupasz felszínnek nagy aránya és az avarréteg hiánya miatt alacsony, de a dúsabb légyszárú vegetációval borított területeken nagyobb lehet. A fenyőtelepítésekben a gyakran nudum aljnövényzet szerepe elhanyagolható, azonban a laza tűavar komoly adszorpciós és párologtató felület lehet (Putuhena és Cordery 1996). A lombavar mennyisége csekélyebb az akácosokban, de ott a talaj magas nitrogéntartalma és a késői lombfakadás dús tavaszi légyszárú szint kialakulását eredményezi (Tölgyesi *et al.* 2020b), melynek az intercepciója friss állapotban és elszáradva is jelentős lehet. Az erdők légyszárú szintjének intercepciójával az erdészeti modellek mérési adatok híján kevésbé tudnak számolni, ahogy azt Szodfridt (1993) szövege is teszi.

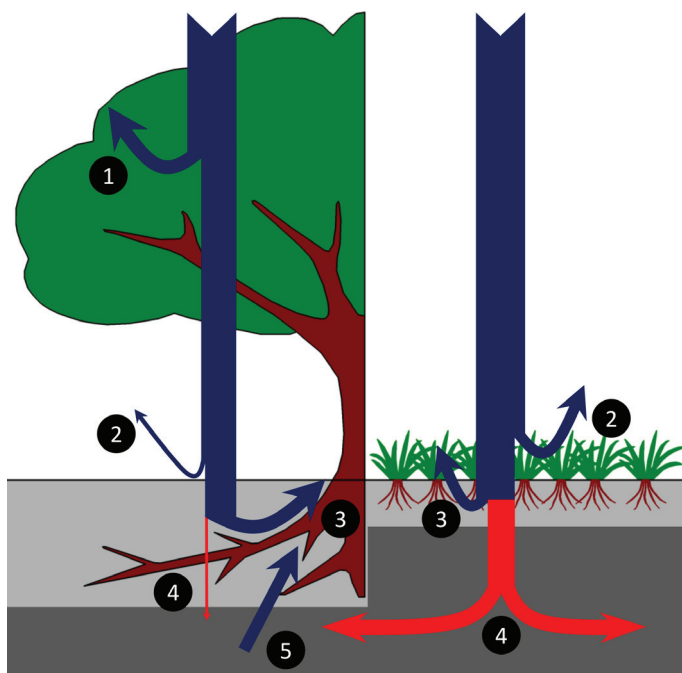
Az eddigi hatásokkal ellentétben, hogy a talajfelszínre érkező víz párolgását az árnyékosabb és szélcsendesebb erdei környezet mérsékli, míg a gyorsabban felmelegedő, szárító szeleknek kitett, nyílt élőhelyeken jóval nagyobb lehet a párolgás (Erdős *et al.* 2018). Mérések szerint a talajba fél méternél mélyebbre beszivárgó víz azonban már nincs kitéve többé a párolgásnak (Liu *et al.* 2015, Tölgyesi *et al.* 2020b). Ezzel jól összecseng Magyar (1961) Witsch Rudolf 19. századi feljegyzéseiből vett idézete is, miszerint a „kietlen bucketetőkön is a futóhomoknak csak a legfelső, aránylag vékony rétege száraz, alatta pedig már nedves”. A víz mennyiségét innentől, vagy még mielőtt e nedves zónába leérne, a növényzet párologtató hatása (transzspirációja) csökkentheti. Erdeink párologtató kapacitása jóval nagyobb, mint a nyílt gyepeké, mivel nagyobb levélfelülettel rendelkeznek, illetve gyökérszónájuk is vastagabb talajréteget használ (Móricz *et al.* 2009, Szabó *et al.* 2012). Erdők esetén a lombkorona párologtatásához természetesen hozzáadódik



a lágyszárú szinté is, mellyel az erdészeti publikációk szintén nem számolnak, holott különösen akácok alatt a vegetációs időszak első felében tekintélyes értéket feltételezhetünk (Tölgyesi *et al.* 2020b). Gyakori elképzelés, hogy a fokozott evapotranszpiráció egyben csapadékszaporító hatású is, s e tulajdonsággal a gyeppek nem rendelkeznek. A homokhátsági erdők esetén régióon belüli csapadékszaporítással kapcsolatos mérést nem ismerünk, azonban a becslések csupán 3-4%-ra teszik a mértékét (Szabó *et al.* 2012). Ez a hatás azonban elméletileg is csak olyan esetben érvényesülhet, ahol a hasznosítatlan víz távozna a rendszerből (pl. fátlan hegy- és domboldalakra lefolyva, folyókba jutva). A homokhátság esetén a bukkaközök, deflációs mélyedések és a peremvidék feláramlási zónáinak lágyszárú vegetációja juttatja vissza a légkörbe a magasabb térszíneken beszivárgott csapadékvizet, azaz „nem veszne kárba”. E mechanizmus rámutat egy további problematikus témakörre, a fák hűtő hatására (pl. Li *et al.* 2015, Moss *et al.* 2019). A hűtés a rendelkezésre álló vízmennyiség halmazállapot-változásakor fellépő hőelvonásra, és a kialakuló többletfelhőzet fényvisszaverő hatására vezethető vissza. Annak, hogy a lombkorona vagy a többletvízhatástól függő lágyszárú vegetáció párologtatja-e el ezt a vizet, nincs hatása a hűtés mértékére. Amennyiben az erdőtelepítések veszik át a párologtató funkciót, azzal csak a hatás áthelyeződése történik meg. Ha viszont nem a korábban többletvízhatásnak kitett helyeken történik a párolgás, akkor ott a lebomlatlan szerves anyagokban gazdag, gyakran tőzegek talaj kiszáradásával megindul annak oxidációja, mely egyrészt exoterm folyamat, másrészt szén-dioxidot juttat a légkörbe (Friggens *et al.* 2020). Mindezt tetézi a fűszárú vegetáció, elsősorban a fenyvesek alacsony albedója, mely mérsékli a párolgás hűtő hatását vegetációs időszakban, míg télen emelheti is a hőmérsékletet (lásd pl. Luyssaert *et al.* 2018). Mindezeket felül a lombkorona, szemben a fátlan területekkel, mérsékli az éjszakai lehűlést is, gátolva ez által a harmatképződést (Tölgyesi *et al.* 2018). Végeredményben a teljes homokhátság termikus mérlege csak pozitív irányba tud elmozdulni az erdőborítás növelésével.

A talajvíz csapadékból történő utánpótlását tehát a lombkorona, a lágyszárú szint és az avar intercepciója, a feltalajból történő párolgás, illetve a fák, cserjék és lágyszárúak párologtatása csökkenti, mely együtt az ún. evapotranszpirációt adja. Tekintettel a párologtató felület nagyságára, homoki erdeinkben lényegesen nagyobb evapotranszpirációs értékről beszélhetünk, mint a nyílt területek esetén (Móricz *et al.* 2009, Szabó *et al.* 2012). Számos becslés történt a konkrét értékekre, azonban ezek igen bizonytalanok, mivel erősen befolyásolja őket az erdőállomány kora, sűrűsége, fafajösszetétele, akárcsak az aktuálisan hozzáférhető vízmennyiség, továbbá a felsorolt összetevőknek nem is szokták mindegyikét figyelembe venni (pl. Szodfridt 1993, Borovics *et al.* 2020, [http2](http://)). Gyakran találkozhatunk olyan értékekkel is, melyek alapján e konzervatív becslések nagyobb

összeget adnak ki az aktuálisan hulló csapadéknál. Ezt tekintjük negatív vízmérlegnek, vagyis olyan esetnek, amikor több vizet párologtatnak el az erdők, mint amennyi beérkezik (2. ábra). Ilyen eredményeket adtak például Major (1974) számításai, melyek szerint az evapotranszspiráció a vizsgált homokhátsági erdőkben meghaladja a csapadékot, de Szabó *et al.* (2012) és Mátyás *et al.* (2018) is kiemeli az alföldi erdők negatív vízmérlegét. Az ilyen, ellenmondásosnak tűnő eredmény nem számolási műtermék, hanem a vízhiányos területek fásítása során jelentkező általános jelenség (Soares és Almeida 2001, Farley *et al.* 2005). Magyarázata az, hogy egyes fafajok közvetlenül eléri a talajvíz által nedvesen tartott mély rétegeket is, és azt a zónát csapolják meg. E hatást egyetlen erdészeti publikáció sem kérdőjelezi meg homoki erdeink kapcsán (pl. Major 1974, Gács 1998, Góbbölös 2002). A homokhátsági fafajok közül a nyár és a tölgy számára a talajvíz



**2. ábra.** A Duna-Tisza közti homokhátság száraz erdeinek hidrológiai sémája a beérkező csapadék (fentről induló kék nyilak) útjának nyomon követésével. 1: A fák lombkoronájának intercepciója révén a csapadék egy része elpárolog, míg ilyen veszteség a gyepeken nincs. 2: A lágyszárú és avarszint intercepciója, illetve a talaj párolgása során is távozik némi nedvesség, melynek összesített értéke az erdőkben feltehetően csekélyebb. 3: A talajba jutott nedvesség egy részét a növényzet felszívja és elpárologtatja. Ennek mennyisége erdők esetén lényegesen nagyobb, mint gyepeken. 4: A talajvízbe leszivárgó vízmennyiség (piros nyilak) erdők esetén minimális, a talajvizet érdemben a gyepeken átszivárgó víz táplálja. 5: Az erdők fái a talajvizet közvetlenül is csapolják, tekintélyes negatív vízmérleget, és a gyepekhez képest alacsonyabb talajvízszintet okozva. Világosszürke színezés: telítetlen talajzóna; sötétszürke: telített talajzóna.



elengedhetetlen vízforrás, de alkalomadtán az akác is hasznosítja, viszont a fenyő kevésbé szorul rá (Göbölös 2002). Ugyanakkor a homokhátsági fátlan élőhelyek lágyszárú vegetációja a mélyben található talajvíztől független, azt közvetlenül nem csapolja.

Mindezek önmagukban nehezen adnak okot arra, hogy megkérdőjelezzük az erdők talajvízszint-csökkenő hatását, noha egyes szerzők számításai szerint a hatás nem számottevő. Szodfridt (1994) és Gácsi (2021) szerint sem a gyepek, sem az erdők alatt nincs talajvíz-utántöltődés, így az erdők sem száritanak jobban, mint a gyepek. Mivel a talajvíz egyetlen bemenete a homokhátság területén a csapadék (Pálfi 2010), ez nem állja meg a helyét, és mutatja az evapotranszspirációs számítások korlátozott megbízhatóságát, illetve az adatok gyakran nem kellően körültekintő értelmezését. Gácsi (2021) például ott vét elemi hibát, hogy adatai szerint egy év csapadéka nem elég a telítetlen feltalaj teljes átnedvesítésére, s nem veszi figyelembe, hogy bármely rákövetkező év csapadéka már egy részben átnedvesített talajt fog érni, és nem „nullázódik” le a talaj nedvességtartalma az év végén. A felhalmozódó nedvesség egy része – legalábbis nyílt területeken – már többletként jelentkezik, és el is érheti a talajvizet, akármilyen mélyen is található az, ahogy azt pl. Major (1974) számításai igazolták is.

Mindazonáltal, a legtöbb adat arra enged következtetni, hogy csak a gyepek alatt van érdemi talajvíz-utántöltődés, az erdők alatt pedig valóban nincs, vagy minimális. Az erdészeti publikációk a vegetációs időn kívüli időszakot tekintik az újratöltődés időszakának (Major 2002), azonban Borovics *et al.* (2020) ménteleki adatsora a téli talajvízszint-emelkedést nem igazolja, ahogyan Gácsi (2021) adatai is csak az átlagosnál csapadékosabb években valószínűsítettek leszivárgást. Tölgyesi *et al.* (2020b) alapján az erdők talajának felső 120 cm-es zónája a vegetációs időszakban az eddig elvárhatóak szerint erősen kiszárad, különösen fenyő esetén. Mivel a fenyők gyökerei jelen ismereteink szerint a talajvizet kevésbé érik el, nem is meglepő, hogy a felső réteget maximálisan kihasználni kényszerülnek. A fenyő esetén még ennek a 120 cm-es zónának a stabil vízállapotig való feltöltődése is csak tél végére, egy rövid periódus erejéig történik meg, majd kora tavasszal ismét csökkenésnek indul a víztartalom. Ezen adatok szerint is valószínűtlen, hogy a több méter mélyen húzódó talajvíz szintjéig számottevő vízmennyiség szivároghat le alattuk.

Az erdők alatt húzódó talajvíz forrása tehát az erdőkön kívül van. A fátlan területekre lehulló csapadék talajvizet elérő frakciója horizontális áramlással juthat be az erdők alá (2. ábra). Nyílt területek magános fáinál a napszaki talajvízszint-ingadozásokban mindez jól nyomon követhető. Major (2010) mérései alapján napal a talajvíz szintjében egy „depressziós tölcser” alakul ki a fa alatt, míg éjjel ez kiegyenlítődik. A kiegyenlítődéssel üteme teljes erdőállományok alatt természetesen

nem lehet ilyen gyors, és csak a vegetációs időszakon kívül mérséklődik (Gácsi 1998). Major (2002) homokhátsági fenyvesek alatt nagyjából 1 m-rel mért alacsonyabb talajvízszintet, mint a környező gyepek alatt, Szodfridt és Faragó (1968) pedig átlagosan 50-60 cm-es süllyedést tapasztalt erdők alatt. A hazainál szélsőségesebb, erősen kontinentális klímájú orosz erdős sztyeppek esetén a különbség viszont akár a nyolc métert is elérheti (Major 2002).

Az itt felsorakoztatott különbségek természetesen alulbecslést adnak a gyepek alatti szinthez viszonyított relatív csökkentő hatásra, hiszen horizontális utántöltődés a vegetációs periódus alatt is lehet, továbbá a csökkenés egyéb okai nem egyenletesen oszlanak meg az erdők és a fátlan területek között. A vízelvezető csatornák a mély fekvésű gyepeken, vizes élőhelyeken át húzódnak (Major 1994), és a vízkiemelések is leginkább a fátlan területekhez kötődnek. Ebből kifolyólag az erdők talajvízszint-csökkentő hatását akkor sem vethetnénk el feltétlenül, ha a mostanival ellentétben az erdők alatt magasabban állna a talajvíz szintje.

Egyértelmű százalékos számértéket adni a homokfásítás talajvízszint-csökkenésben betöltött szerepének azonban igen nehéz. Pálfai (1994) egy komplex, többváltozós lineáris egyenlettel modellezte a különféle hatótényezőket, azaz a klimatikus szárazodás, csatornázás, vízkiemelés és fásítás részesedését, noha a publikáció elejétől fogva felhívja a figyelmet a becsült paraméterek bizonytalanságára. A modellt lépésről lépésre finomította, hogy minél realisabb képet adjon, és eközben az erdőborítás és a talajvízszint közötti összefüggést mutató korrelációs koefficiens egyre erősebb lett. A modellegyenletben az erdőborítás együtthatója az összes paraméteré közül a legmagasabb volt, mely azt jelenti, hogy nemcsak szoros az összefüggés a talajvízszint és az erdőborítás között, hanem az erdőborítás növekedése gyorsabb ütemben csökkenti a talajvízszintet, mint a többi változó hasonló arányú növekedése. A legjobb modellt azonban Pálfai végül nem interpretálta, hanem egy konzervatívabb, 10%-os értéket ad az erdőknek, és csak „földhasználatban bekövetkezett változásokként” utal rájuk.

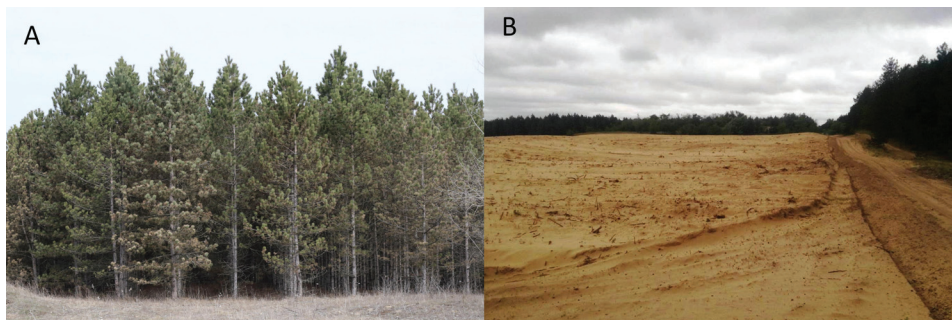
További elgondolkoztató adat a homokhátság talajvízszintje kapcsán, hogy a csökkenés nem egyenletes, hanem jól követi a táji léptékű erdőborítás mértékét (Major és Neppel 1988). Itt azonban igazat kell adnunk Szodfridt (1993) ellenvetésének, miszerint ez csak korreláció, és önmagában nem tekinthető ok-okozati összefüggésnek. Figyelembe véve azonban a korábban felsorakoztatott bizonyítékokat, ez az adat is beleillik a képbe, és levonhatjuk a következtetést, hogy a homokfásítás hozzájárult a homokhátság talajvízszintjének csökkenéséhez. A csökkenés legintenzívebb periódusában, a '70-es és '90-es évek során a homokfásítás számos egyéb tényezővel osztozott, így jelentősége nehezen becsülhető. Mára azonban az éves csapadékösszeg visszaállt a '70-es évek előtti értékre, így a növekvő hőmérséklet ellenére is mérsékeltebb a klimatikus vízhi-

ány. A vízkiemelés intenzitása a 20. században tapasztalt csúcshoz képest ugyancsak mérséklődött, noha az utóbbi időben ismét növekedés tapasztalható (http1). A belvízelvezető csatornák jelentős része mára funkcióját veszítette (Tölgyesi *et al.* 2020a), és a szénhidrogénforrások után kutató próbafúrások sem folytatódtak a korábbi ütemben. Mindezekkel szemben az erdőborítás nem csökkent, sőt növekszik, így abszolút értékben vett hatása sem csökken, relatív hatása viszont feltehetően növekszik. Minden további erdőtelepítés a régió szárazodását fokozza.

## A homokfásítás jövője

Globális léptékben egyre intenzívebb fellépést tapasztalhatunk a klíma és a biodiverzitás védelme terén. Jelenleg a legnépszerűbb megoldás az erdősítés, mely azon alapul, hogy a fátlan területek beerdősítésével a légköri szén áthelyezzük a biomasszába. Ennek nyomán indult el a Bonn Challenge globális fásítása, a Trillion Trees kampány, az EU 2030-as biodiverzitási stratégiájában megfogalmazott három milliárd fa elültetése, vagy a hazai civilek által indított 10 millió Fa mozgalom. Mindezekkel összhangban az Alföld területén is kiterjedt erdőtelepítések vannak kilátásba helyezve (Gribovszki *et al.* 2017), melynek legfőbb célterületei a homokhátságok lehetnek. Führer és Járó (2005) egészen pontosan 116 300 ha telepítését tervezte a homokhátság rossz termőképességű szántóinak helyére, mely azonban a jelen tanulmányban bemutatott hidrológiai megfontolások alapján erősen ellenjavallt.

A tervezett erdők valóban jelentős mennyiségű szénen kötnek meg, noha ennek hosszú távú értéke mindig túl van becsülve, lévén a felnövő fákat vágásérettség elérésével kivágják, és egy részüket tüzelőként hasznosítják, de a fennmaradó hányadból készülő faipari termékek széntartalma is csak ideiglenesen vonódik ki a szénkörforgásból. A letermelést követően a visszamaradó holtfa és avar maradvéként lebomlik az újratelepítés talajmunkái során (3. ábra). Mindezt tetézi az intenzív erdőgazdálkodás során használt gépek és járművek üzemanyag-fogyasztása során kibocsátott szén-dioxid. Tehát mindig csak az átlagos regionális faborításhoz tartozó széntartalommal kalkulálhatunk, az éves szénmegkötési ráta értelmetlen és félrevezető. A korábban ismertetett hidrológiai hatásoknak megfelelően a szénmegkötés ára a talajvízkészletek megcsappanása (lásd még Jackson *et al.* 2005). Mivel a hátság talajvízei tartják fenn a mélyen fekvő vizes élőhelyek vízutánpótlását, ennek további csökkenése a kiszáradásukat fokozza. A lápi talajokra a lebomlatlan növényi anyagok szénben gazdag maradványaiból álló tőzeg felhalmozódása jellemző. A lebomlást az oxigénszegény, pangó víz gátolja, lévén a lebomlás aerob folyamat. A vízutánpótlás csökkenésével e tőzeges, szerves anyagokban gazdag talaj kiszárad, szénelnyelőből szénkibocsátóvá válik.



**3. ábra.** A homokhátsági faültetvények (a) jelentős mennyiségű szén tartalmaznak biomasszájukban, azonban a letermelést követően (b) ennek jelentős része hosszabb vagy rövidebb távon visszakerül a légkörbe, így nem tekinthetők hatékony szénmegkötőnek (részleteket lásd a szövegben).

Noha Duna-Tisza közi viszonylatban a kiszáradó, széndús talajok szén-dioxid kibocsátását ismereteink szerint eddig nem vizsgálták, globálisan azonban számtalan tanulmány igazolja a jelenséget (pl. Alm *et al.* 1999, Hirano *et al.* 2009). A talaj szénmérlegén túl a csökkent vízállapot visszaveti a korábban többletvízről függő területek produktivitását (Szilágyi és Vorosmarty 1997), így a gazdasági következmények mellett a biomasszában aktuálisan tárolt szén mennyiségének csökkenésére is számíthatunk. A homokhátsági erdők hidrológiai hatásai tehát áttelelesen tovább mérséklik a nettó szénmegkötést, így erősen megkérdőjelezhető, hogy a globális fásítási programok céljainak megfelelnek-e.

Tovább rontja a homokfásítás jövőjét, hogy az aktuális klímaprojekciók szerint a 21. század derekára a homokhátság területe szuboptimális lesz a fás vegetáció számára, és inkább sztyeppi klíma válik uralkodóvá, melyen a zárt erdők gazdaságos fenntartása nehezen képzelhető el (Illés és Fonyó 2016, Mátyás *et al.* 2018). A közeljövőben telepített erdők tehát a vágásértettséget aligha érik meg, s így olyan gazdasági haszonnal sem kecsegtetnek, mely a lokálisan érvényesülni kívánó erdőgazdálkodók számára felülírhatná a környezeti terhelést (vö. Gácsi 2021). A helyzetet tovább súlyosbítja, hogy a szárazodó erdők, különösen a fenyvesek – melyek telepítését újra állami támogatás segíti (<http3>) – fokozzák a táj tűzveszélyességét a nyári aszályok során, és begyulladást követően jóval pusztítóbb tüzeket várhatunk az esetükben, mint a gyeptüzek kapcsán. A tűzveszélyre hívja fel a figyelmet néhány korábbi hazai tüzeset, illetve a kiterjedt ukrainai homoki fenyőültetvények tüzei is, melyek során csak 2020-ban 20 000 ha esett áldozatul, rövid időn belül fátlan tájjá változtatva a kiterjedt erdőségeket (Brian Milakovsky, szóbeli közlés). A homokfásítás tűzveszélyességet fokozó jövőbeli hatása egészségügyi és anyagi károkkal is fenyeget, de egyben azt is jelenti, hogy a megkötött szén is visszakerül a légkörbe. A vízhiányos élőhelyek klímaváltozás kapcsán fokozódó tűzveszélyessége miatt a bolygó más hasonló régióiban sem ajánlott a

szénmegkötés céljából történő erdősítés (Dass *et al.* 2018), így a Duna-Tisza közti homokhátságon sem.

Mindezeket figyelembe véve, a Duna-Tisza közti homokhátságon új erdők telepítése ökológiai, természetvédelmi, környezetvédelmi, egészségügyi, vagyónvédelmi és gazdasági szempontból sem javasolt, és a legszárazabb termőhelyeken a letermelt erdőállományok újratelepítése és erdő művelési ágban tartása is átgondolandó. Hosszabb távon a homokhátság erdőborításának csökkentése az egyetlen járható út, melynek során a kiterjedt zárt erdők helyett mezővédő fasorokban, magánhasználatú facsoportokban, agrárerdészeti rendszerekben gondolkozunk, és általánosságban az erdős sztyepp fiziognómiát utánozzuk.

### Javasolt tájhasználati irányelvek

A homokhátság erdőborításának csökkentésével, azaz az üzemtervnek megfelelően letermelt faültetvények újratelepítésének mellőzésével azonban nem szabad elkövetni a korábbi hibákat, így kerülendő a felszabaduló fátlan területek legeltetéses túlhasználata, illetve a túltartott vadállomány, hiszen az a homok újbóli megindulását eredményezné. A felszabaduló területeken az őshonos erdős sztyepp élőhelyek rekonstrukciója javasolható stratégiai szempontból. Az Európai Unió 2030-as biodiverzitási stratégiája összesen 650 000 km<sup>2</sup> szárazföldi élőhely helyreállítását írja elő (COM [2020] 380 EB), mely hazánkban is kiterjedt élőhelyrekonstrukciókat tesz hamarosan szükségessé. Jelentős gazdasági potenciálú területeken az intenzív művelés felhagyása lokális profitsökkenéshez vezethet, így restaurációs szempontból kevésbé alkalmas célterületek. A homokhátsági erdők termőhelyeinek gazdasági potenciálja azonban minden szempontból a legalacsonyabbak közé tartozik hazánkban. E területek így a legalkalmasabbak közé tartoznak EU-s kötelezettségünk teljesítéséhez, és az őshonos erdős sztyepp élőhelyek rekonstrukciója a korábban felsorolt minden egyéb szempontból is célszerű lenne a jelenlegi zárt erdők helyén. További, s egyre terjedő területhasználati forma a homokhátságon a napelemparkok telepítése. Alternatívaként a fel nem újítandó erdők helyén megfontolandó ezek támogatása, természetesen természetvédelmi szempontból megfelelően kidolgozott és jogilag szabályozott keretek között. Előfordulhat azonban, hogy a letermelt területek használatát nem lehet előre ilyen formában megtervezni, vagyis hosszabb ideig parlagon maradnának. Ekkor komoly esély van a bolygatott terület inváziós gócponttá válására (Csecserits *et al.* 2016), különösen, ha a közvetlen közelben nincsenek őshonos propagulumforrásként szolgáló, jó természetességi állapotú erdős sztyepp foltok. Ilyenkor a hidrológiai

problémák ellenére is megfontolandó őshonos fafajú felújítást végezni, és idővel lehetővé tenni a természetes felnyílást.

A homokhátsági erdők erősen negatív vízmérlegének elfogadásával új távlatok nyílhatnak meg a fásítási stratégiákban. Árterek évente egy vagy több alkalommal jelentős többletvizet kapnak. Ezt a vízmennyiséget jelenleg – a gátak közé szorított szűk hullámtereket lefolyócsatornaként használva – a lehető leggyorsabban eltávolítjuk az országból. Egy vízhiányos, egyre szárazodó régióban ez komoly pazarlásnak tekinthető, s ezt a vizet célszerű lenne valamilyen módon „hasznosítani”. A kiszámíthatatlan, gyakran villámárvízként érkező víz a szántóföldi műveléssel nehezen összeegyeztethető. A nagy vízigényű fafajokból álló erdők számára azonban nem okoz problémát az időszakos vízborítás. Bár jelenleg a szűk hullámtér jelentős erdőborítással bír, az ártér mentett oldalának újra vízjártatásával az erdősítési potenciáljuk jelentősen javítható lenne. A már megépített szükségeltározók jelenleg többnyire kihasználatlanok, mivel csak a legnagyobb árvizek esetén nyitják meg azokat, s a területükön a szántóföldi művelés problematikus. A hullámtérrel létesített folyamatos összeköttetés nagy produktivitású erdők kialakítását tenné lehetővé. E tájhasználati átalakítás „három az egyben” módon járulna hozzá az EU 2030-as biodiverzitási stratégiájában előírt kötelezettségek teljesítéséhez:

1. Amennyiben sikerül természetközeli telepítéseket létrehozni, hozzájárulnak az élőhely-helyreállítási kötelezettségünk könnyebb teljesítéséhez.
2. A stratégia előírja 25 000 km<sup>2</sup> folyó restaurációját is, melyhez így szintén hozzájárulnánk.
3. A stratégia egyik fő akciója továbbá 3 milliárd fa ültetése, melynek az árterek helyenként erdőtelepítési céllal történő megnyitása igencsak megfelelné.

Az EU jelentős pénzügyi háttérrel biztosít az előírásoknak való megfeleléshez (jelen tervezetek szerint összesen évi 20 milliárd eurót), így a javasolt változtatásokra a szükséges támogatások hozzáférhetőek lehetnek. A biodiverzitási stratégián túl is számos kedvező hatással számolhatunk a javaslatok megvalósítása esetén:

1. A jelenleg gyakran belvizes vagy elárasztott, mélyártéri szántók (hullámtéri és mentett oldali egyaránt) problémáira azonnali megoldást jelentene.
2. A víz számára hozzáférhető árterek vízbefogadó kapacitásának növelésével az árhullámok magassága drasztikusan csökkenne, és ezzel a vagyonszervi kockázat, illetve az árvízvédelmi intézkedések költsége mérséklődne.



3. A telepített erdők jelentős evapotranszpirációja révén a jelenleg „hasznosítatlanul” elvezetett víz jelentős része a légkörbe jutna, javítva a régió mezoklimáját.

Összefoglalásként tehát elmondhatjuk, hogy a Duna-Tisza köze vízhiányos homoki élőhelyein a homokfásítás a talajvízkészletekre és a tágabb régió hidrológiai viszonyaira igazoltan negatív hatást gyakorol, így a továbbiakban nem lenne szabad támogatni. A talajvízszint csökkenésének legintenzívebb időszakban, a '70-as és '90-es évek között számos szinergista tényezővel együtt hatott, így részarányát nehéz pontosan megállapítani. E tényezők szerepe azonban mára többnyire mérséklődött, a homokfásítás hatása azonban nem csökkent, sőt a tervezett fásítások csak súlyosbítják a problémát. Figyelembe véve a részletesen bemutatott hidrológiai vonatkozásokat, a klímaprojekciókat, a nettó szénmegkötés mérsékelt voltát és egyéb kockázatokat (pl. a tűzvesélyesség növekedése), a társadalom egésze számára kedvezőtlen mindennemű új erdő létesítése a homokhátságon, sőt, a jelenlegi erdőborítás csökkentése indokolt a fent részletezett módon. Ezzel párhuzamosan az alföldi erdőtelepítés súlypontját a nagy folyóink térségébe lenne érdemes áthelyezni, ahol az árterek rekonstrukciójára, kiszélesítésére kiváló lehetőséget biztosítanak, és számos jótékony gazdasági, társadalmi és ökológiai hatásuk lenne lokális és regionális szinten is. Mindezek megvalósításához szorgalmazzuk a különféle tájhasználók, a vízügy, az erdészetek és a döntéshozók közötti hatékony párbeszéd kialakítását, illetve a lokális érdekek és akadályok helyett a végső cél pozitívumainak előtérbe helyezését.

*Köszönetnyilvánítás* – A publikáció elkészülését az OTKA PD 132131 és FK 134384 számú pályázatok, a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj, az ÚNKP Bolyai+ Felsőoktatási Fiaatal Oktatói, Kutatói Ösztöndíj, illetve az MTA Lendület Programja támogatta. A szerzők köszönettel tartoznak Bolla Bencének, Szabó Andrásnak, Borovics Attilának és Sipos Ferencnek a kézirat elkészítése során nyújtott javaslataikért.

## Irodalomjegyzék

- Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Silvola, J. (1999): Carbon balance of a boreal bog during a year with an exceptionally dry summer. *Ecology* 80: 161–174. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[0161:CBOABB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[0161:CBOABB]2.0.CO;2)
- Bastin, J. F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., Crowther, T. W. (2019): The global tree restoration potential. *Science* 365: 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Bodrogek, Gy. (1957): Die Vegetation der Weisspappel-Haine in dem Reservat „Emlékerdő” bei Szeged-Ásotthalom. *Acta Biologica Szegediensis* 3: 127–140.
- Bolla, B., Kalicz, P., Gribovszki, Z. (2014): Erdőállományok vízháztartása a kiskunsági homokhátságon. *Erdészettudományi Közlemények* 4(2): 21–31.

- Borovics, A., Bolla, B., Szabó, A. (2020): Adalékok a homokhátsági erdőállományok vízháztartására gyakorolt hatásának helyes megítéléséhez. *Erdészeti Lapok* 155(9): 260–263.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Onódi, G., Rédei, T., Szitár, K., Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Dass, P., Houlton, B. Z., Wang, Y., Warlind, D. (2018) Grasslands may be more reliable carbon sinks than forests in California. *Environmental Research Letters* 13: 074027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aacb39>
- Erdélyi, M. (1979): *A magyar medence hidrodinamikája*. VITUKI, Budapest, 82 p.
- Erdős, L., Tölgyesi, Cs., Cseh, V., Tolnay, D., Cserhalmi, D., Körmöczy, L., Gellény, K., Bátor, Z. (2015): Vegetation history, recent dynamics and future prospects of a Hungarian sandy forest-steppe reserve: forest-grassland relations, tree species composition and size-class distribution. *Community Ecology* 16: 95–105. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.11>
- Erdős, L., Ambarli, D., Anenkhonov, O. A., Bátor, Z., Cserhalmi, D., Kiss, M., Kröel-Dulay, Gy., Liu, H., Magnes, M., Molnár, Zs., Naqinezhad, A., Semenishchenkov, Y. A., Tölgyesi, Cs., Török, P. (2018) The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. *Applied Vegetation Science* 21: 345–362. <https://doi.org/10.1111/avsc.12382>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2005): Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11: 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Friggens, N. L., Hester, A. J., Mitchell, R. J., Parker, T. C., Subke, J.-A., Wookey, P. A. (2020): Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Global Change Biology* 26: 5178–5188. <https://doi.org/10.1111/gcb.15229>
- Führer, E. (1992): Intercepció meghatározása bükk, kocsánytalan tölgy és lucfenyő erdőkben. *Vízügyi Közlemények* 74(3): 281–294.
- Führer, E. (1994): Csapadékmérések bükkös, kocsánytalan tölgyes és lucfenyves ökoszisztémákban. *Erdészeti Kutatások* 84(1): 11–35.
- Führer, E., Járó, Z. (2005): Az erdővagyon bővítése a mezőgazdaságilag gazdaságosan nem hasznosított földterületek beerdősítésével. In: Molnár, S. (szerk.): *Erdő-fa hasznosítás Magyarországon*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Faipari Mérnöki Kar, Sopron, pp. 130–136.
- Gácsi, Z. (1998): Adatok az alföldi erdők és a talajvíz kapcsolatához III. *Erdészeti Lapok* 133(5): 158–159.
- Gácsi, Z. (2021): Moszkvában Mercedeseket osztogatnak! *Erdészeti Lapok* 156(1): 10–11.
- Gaskó, B. (2009): Csongrád megye természetes és természetközeli élőhelyeinek védelméről II. *Studia Naturalia* 5: 5–486.
- Gribovszki, Z., Kalicz, P., Balog, K., Szabó, A., Tóth, T., Csáfordi, P., Metwaly, M., Szalai, S. (2017): Groundwater uptake of different surface cover and its consequences in great Hungarian plain. *Ecological Processes* 6: 39. <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0106-4>
- Göbölös, A. (2002): A „vízhiányos” erdőgazdálkodás kérdései a Duna-Tisza közeli homokháton. *Hydrologiai Közlemények* 82(6): 324–326.
- Haraszty, L. (2013): *Értékőrző gazdálkodás Natura 2000 területeken*. ProVértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, 94 p.
- Hirano, T., Jauhainen, J., Inoue, T., Takahashi, H. (2009): Controls on the carbon balance of tropical peatlands. *Ecosystems* 12: 873–887. <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9209-1>
- Holl, K. D., Brancalion, P. H. S. (2020): Tree planting is not a simple solution. *Science* 368: 580–581. <https://doi.org/10.1126/science.aba8232>

- Illés, G., Fonyó, T. (2016): A klímaváltozás fatermésre gyakorolt várható hatásának becslése az AGRATÉR projektben. *Erdészettudományi Közlemények* 6(1): 25–34. <https://doi.org/10.17164/EK.2016.003>
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., le Maitre, D. C., McCarl, B. A., Murray, B. C. (2005): Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310: 19–47. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Kovács, G. (1984): Az ásványi nyersanyagtermelés hatása a felszíni és felszínalatti vizekre. *Időjárás* 88(5–6): 345–358.
- Ladányi, Zs., Deák, Á., Rakonczai, J. (2010): The effect of aridification on dry and wet habitats of Illancs microregion, SW Great Hungarian Plain, Hungary. *Landscape and Environment* 4: 11–22.
- Ladányi, Zs., Blanka, V., Meyer, B., Mezösi, G., Rakonczai, J. (2015): Multi-indicator sensitivity analysis of climate change effects on landscapes in the Kiskunság National Park, Hungary. *Ecological Indicators* 58: 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.024>
- Li, Y., Zhao, M., Motesharrei, S., Mu, Q., Kalnay, E., Li, S. (2015): Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature Communications* 6: 6603. <https://doi.org/10.1038/ncomms7603>
- Lyssaert, S., Marie, G., Valade, A., Chen, Y.-Y., Njakou, D. S., Ryder, J., Otto, J., Naudts, K., Lansø, A. S., Ghattas, J., McGrath M. J. (2018): Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* 572: 259–262. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0577-1>
- Mádl-Szőnyi, J., Tóth, J. (2009): A hydrogeological type section for the Duna-Tisza Interfluve, Hungary. *Hydrogeology Journal* 17: 961–980. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0421-z>
- Magyar, P. (1961): *Alföldfásítás, II. kötet*. Akadémiai kiadó, Budapest, 622 p.
- Major, P. (1974): Síkvidéki erdők hatásának vizsgálata a talajvízpárolgás és tényleges beszivárgás folyamataira. *Hidrológiai Közöny* 6: 281–288.
- Major, P., Neppel, I. (1988): A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések. *Vízügyi Közlemények* 70(4): 605–626.
- Major, P. (1994): A Duna-Tisza közti hátsági terület lefolyási viszonyainak, talajvízkitermelésének és a talajvízben történő szikkasztásnak hatása a talajvízszint változására. In: Pálfa, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 103–109.
- Major, P. (2002): Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra. *Hidrológiai Közöny* 82(6): 319–323.
- Mátyás, Cs., Berkim I., Bidló, A., Csóka, Gy., Czimber, K., Führer, E., Gálos, B., Gribovszki, Z., Illés, G., Hirka, A., Somogyi, Z. (2018): Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests* 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>
- Molnár, Zs. (2003): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. 159 p.
- Móricz, N., Gálos, B., Gribovszki, Z. (2009): Az erdők intercepciójának mérési és modellezési lehetőségei. *Hidrológiai Közöny* 89(4): 35–45.
- Moss, J. L., Doick, K. J., Smith, S., Shahrestani, M. (2019) Influence of evaporative cooling by urban forests on cooling demand in cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 37: 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.023>
- Pálfa, I. (1994): Összefoglaló tanulmány a Duna-Tisza közti talajvízszintsüllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: Pálfa, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 111–126.
- Pálfa, I. (2010): A Duna-Tisza közti hátság vízháztartási sajátosságai. *Hidrológiai Közöny* 90(1): 40–44.
- Putuhena, W. M., Cordery, I. (1996): Estimation of interception capacity of the forest floor. *Journal of Hydrology* 180: 283–299. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02883-8](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02883-8)

- Rawls, W. J., Gish, T. J., Brakensiek, D. L. (1991): Estimating soil water retention from soil physical properties and characteristics. In: Stewart, B. A. (ed.): *Advances in Soil Science, Volume 16*. Springer-Verlag, New York, pp. 213–234.
- Soares, J. V., Almeida, A. C. (2001): Modeling the water balance and soil water fluxes in a fast growing Eucalyptus plantation in Brazil. *Journal of Hydrology* 253: 130–147. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00477-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00477-2)
- Szabó, A., Kiss, K., Gribovszki, Z., Tóth, T. (2012): Erdők hatása a talaj és altalaj sóforgalmára, valamint a talajvíz szintjére. *Agrokémia és Talajtan* 61: 195–209.
- Szilágyi, J., Vorosmarty, C. (1997): Modelling unconfined aquifer level reductions in the area between the Danube and Tisza rivers in Hungary. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 45: 328–347.
- Szilágyi, J., Kovács, Á., Józsa, J. (2012): Remote-sensing based groundwater recharge estimates in the Danube-Tisza sand plateau region of Hungary. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 60: 64–72. <https://doi.org/10.2478/v10098-012-0006-3>
- Szodfridt, I., Faragó, S. (1968): Talajvíz és vegetáció kapcsolata a Duna-Tisza köze homokterületén. *Botanikai Közlemények* 55(1): 69–75.
- Szodfridt, I. (1994): Az erdők és a talajvíz kapcsolata a Duna-Tisza közti homokhátságon. In: Pálfi, I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei, Békéscsaba, pp. 59–66.
- Tölgyesi, Cs., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Bragina, T. M., Gallé, R., Erdős, L., Bátori, Z. (2018): Tree-herb co-existence and community assembly in natural forest-steppe transitions. *Plant Ecology and Diversity* 11: 465–477. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1544674>
- Tölgyesi, Cs., Torma, A., Bátori, Z., Seat, J., Popovic, M., Gallé, R., Gallé-Szpisjak, N., Erdős, L., Vinkó, T., Kelemen, A., Török, P. (2020a): Turning old foes into new allies – harnessing drainage canals for biodiversity conservation in desiccated novel ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, in press. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14030>
- Tölgyesi, Cs., Török, P., Hábczyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., Tóthmérész, B., Erdős, L., Kelemen, A. (2020b): Underground deserts below fertility islands? – Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43: 1–12, <https://doi.org/10.1101/2020.01.20.912220>
- Ujházy, N., Biró, M. (2018): The ‘Cursed Channel’: utopian and dystopian imaginations of landscape transformation in twentieth-century Hungary. *Journal of Historical Geography* 61: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jhg.2018.01.001>

### *Internetes források:*

- http1: Keresztesy, A., Nagy, T. (2019): A Duna-Tisza-közi Hátság talajvízkészletére vonatkozó mennyiségi problémák okainak aktualizált vizsgálata. In: *A Magyar Hidrológiai Társaság XXXVII. Országos vándorgyűlése*. Pécs. [http://hidrologia.hu/vandorgyules/37/word/0105\\_keresztesy\\_at-tila.pdf](http://hidrologia.hu/vandorgyules/37/word/0105_keresztesy_at-tila.pdf) (Letöltés időpontja: 2021. 03. 21.)
- http2: Bolla, B. (2020): Erdőállományok vízháztartása. <http://klima.erti.hu/home/erdoallomanyok-vizhaztartasa> (Letöltés időpontja: 2021. 03. 21.)
- http3: FATÁJ (2021): Még több forrás az erdőtelepítések támogatására. [https://fataj.hu/2021/08/meg-tobb-forras-az-erdotelepitesek-tamogatasara/?fbclid=IwAR3JKm6MDLvy\\_jmAcZ3gS-FeKhOSGVyMVGuXb5eMjwzPsw6aK7rH7GmmkplU](https://fataj.hu/2021/08/meg-tobb-forras-az-erdotelepitesek-tamogatasara/?fbclid=IwAR3JKm6MDLvy_jmAcZ3gS-FeKhOSGVyMVGuXb5eMjwzPsw6aK7rH7GmmkplU) (Letöltés időpontja: 2021. 08. 30.)

### *Hivatkozott jogszabályok:*

- COM(2020) 380 EB rendelet. EU Biodiversity Strategy for 2030 — Bringing nature back into our lives.

## The end of afforestation on dry sand habitats and its dawn on floodplains

Csaba Tölgyesi<sup>1, 2\*</sup>, Zoltán Bátori<sup>1</sup>, Balázs Deák<sup>3</sup>, László Erdős<sup>2, 4</sup>,  
Alida Anna Hábenczyus<sup>1</sup>, Luca Kukla<sup>1</sup>, Péter Török<sup>2, 5</sup>,  
Orsolya Valkó<sup>3</sup> & András Kelemen<sup>5, 6</sup>

<sup>1</sup>*University of Szeged, Department of Ecology, H-6726 Szeged, Közép fasor 52, Hungary*

<sup>2</sup>*MTA-DE Lendület Functional and Restoration Ecology Research Group, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>3</sup>*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Lendület Seed Ecology Research Group, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

<sup>4</sup>*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Experimental Vegetation Ecology Research Group, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

<sup>5</sup>*University of Debrecen, Department of Ecology, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary*

<sup>6</sup>*Horizont Nature Conservation and Scientific Association, H-4032 Debrecen, Hollós u. 8, Hungary*

\*E-mail: [festuca7@yahoo.com](mailto:festuca7@yahoo.com)

The Danube-Tisza Interfluvium of Hungary has been experiencing aridification since the 1970s, threatening the existence of water-based habitats and the productivity of the region. Numerous factors have been identified that contribute to the process, but there is no consensus on their relative importance. The most contradictory factor is afforestation, which is often considered as a success story for stabilizing moving sand in the region. Here we provide a critical overview of the hydrologic effects of these forests and show that they create a significant negative water balance, accelerating aridification. Other contributing factors are decreasing in importance, while the relative share of afforestation is increasing. We conclude that afforestation should be stopped in the region and the overall forest cover should be decreased by avoiding replantation after clearcutting plantation forests. Afforestation should focus on major river valleys, where it could facilitate the restoration of the floodplains.

**Keywords:** afforestation, aridification, Danube-Tisza Sand Ridge, forest-steppe, groundwater decline, Kiskunság, regional water balance, tree plantation